

BMVEL-Verbundprojekt „Zur biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland“

Abschlussbericht

an die
Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
Referat 514 Projektträger „Agrarforschung und -entwicklung“

Teilprojekt I: WALDÖKOSYSTEME/ARTENVIELFALT

Aktenzeichen:
514-33.62/99HS045, -46, -47, -48

Koordinierung

F. Scholz*, S. Schüler**

* Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung
der BFH
Sieker Landstraße 2
22927 Großhansdorf

** Arbeitsbereich Weltforstwirtschaft
am Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg
Leuschnerstr. 91
21031 Hamburg

Beginn und Ende der Forschungsaufträge des Verbundprojekts:
01.10.2000 - 31.12.2003

veröffentlicht: 2004

Inhalt

A - <u>PROJEKTÜBERGREIFENDE EINFÜHRUNG ZU DEN ABSCHLUßBERICHTEN DER VIER TEILPROJEKTE</u>	3*
B - BEANTWORTUNG DER BMVEL-FRAGEN	18
TP I: WALDÖKOSYSTEME/ARTENVIELFALT	19
TP II: METAPOPOPULATIONEN – GENFLUSS	54
TP III: AUTOCHTHONIE	72
TP IV: ÖKONOMIE	87
C - SCHLUSSBERICHTE DER TEILPROJEKTE	124
<u>TP I: WALDÖKOSYSTEME/ARTENVIELFALT</u>	125*
TP II: METAPOPOPULATIONEN – GENFLUSS	369
TP III: AUTOCHTHONIE	556
TP IV: ÖKONOMIE	655
Teil 1: Ökonomische Auswirkungen	656
Teil 2: Sozioökonomische Bedeutung	699
GEMEINSAME ANLAGEN	802

*Auszug aus dem Gesamt-Abschlussberichts des Verbundprojekt.

Der vollständige Abschlussbericht aller Teilprojekte sowie die teilprojektübergreifenden Antworten auf die Fragen des BMVEL an das Verbundprojekt kann bezogen werden unter:

<http://www.rrz.uni-hamburg.de/OekoGenetik/biodiversitaet/>

Eine gedruckte Version dieses Dokumentes ist erhältlich bei:

Gedruckte Version erhältlich bei:

Arbeitsbereich Weltforstwirtschaft
Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg
Leuschnerstr. 91
21031 Hamburg.

A Projektübergreifende Einführung zu den Abschlußberichten der vier Teilprojekte

Gliederung

1	Fachlicher Rahmen	4
2	Gesamtstruktur des Projektes	9
3	Ziele der Teilprojekte	11
3.1	Teilprojekt I	11
3.2	Teilprojekt II	12
3.3	Teilprojekt III	13
3.4	Teilprojekt IV	15
4	Koordinierung des Gesamtprojekts	16
5	Struktur des Abschlußberichts	17

1 Fachlicher Rahmen

Der fachliche Rahmen dieses Verbundprojektes ergibt sich aus Zielen der Agrarpolitik der Bundesregierung und dem hieraus abgeleiteten Forschungsbedarf zur Deckung des BMVEL- Informationsbedarfs. Zu den genannten Zielen zählen die Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen, die Verbesserung der Lebensverhältnisse im ländlichen Raum (die durch Wälder wesentlich mitgeprägt werden) und die Versorgung der Bevölkerung mit hochwertigen Produkten. Zum Bereich Biodiversität besteht im Zusammenhang mit der internationalen Biodiversitäts-Konvention und auch mit den Beschlüssen der Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa ein besonderer Forschungs- und Beratungsbedarf.

Waldökosysteme beherbergen ein bedeutendes Reservoir biologischer Vielfalt und stellen für die Menschheit aufgrund ihrer vielfältigen Schutz- und Nutzfunktionen eine unentbehrliche Lebensgrundlage dar. In einem bisher nie dagewesenen Ausmaß sind die Wälder jedoch weltweit durch menschliche Übernutzungen, Luftverunreinigungen und globale Klimaveränderungen gefährdet.

Eine Aufgabe der Politik ist es, unter Beachtung des Vorsorgeprinzips die biologische Vielfalt der Wälder auch für kommende Generationen zu erhalten. Diese Aufgabe wurde im Übereinkommen über die biologische Vielfalt auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro und auf europäischer Ebene auf den Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa politisch festgeschrieben (hier insbesondere in den Resolutionen S2 (1989), *"Erhaltung der genetischen Ressourcen des Waldes"*, H1 (1993), *"Allgemeine Leitlinien für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Europa"*, H2 (1993), *"Erhaltung der Artenvielfalt in den europäischen Wäldern"*, L1 und L2 (1998), *"Bevölkerung, Wälder und Forstwirtschaft - Verbesserung der sozioökonomischen Aspekte einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung"* und *"Gesamteuropäische Kriterien, Indikatoren und operationelle Leitlinien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung"*, sowie insbesondere W4 (2003), „*Erhaltung und Verbesserung der Biologischen Vielfalt des Waldes*“).

Die Bundesregierung hat maßgeblich zum Zustandekommen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt beigetragen und es am 21. Dezember 1993 ratifiziert. Der Bundestag hat mit Zustimmung des Bundesrates dem Übereinkommen zugestimmt und das Gesetz zu dem

Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt vom 30. August 1993 erlassen.

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt sieht – unter anderem – vor, daß die Vertragsstaaten Vorgänge und Kategorien von Tätigkeiten bestimmen sollen, die erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt haben oder haben können (Artikel 7 Buchstabe c).

In diesem Zusammenhang waren daher im Bereich der Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt bereits in einem vom BMVEL geförderten Verbundprojekt in den Jahren 1996-1999 insbesondere Antworten auf folgende Fragenkomplexe als Entscheidungshilfen erarbeitet worden:

1. Welche Einflüsse haben waldbauliche bzw. forstliche Maßnahmen auf die biologische Vielfalt?
2. Welche Folgen haben Maßnahmen anderer direkter (Be-)Nutzungen der Wälder für die biologische Vielfalt?

Hierzu wurden in den drei Teilprojekten *„Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft zum Schutz der genetischen Vielfalt von Waldbaum- und Waldstraucharten“* (Universität Hamburg), *„Folgewirkungen walddeschiedlicher Entwicklungen für die aktuelle genetische Zusammensetzung unserer Waldbaumpopulationen“* (Universität Göttingen) sowie *„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 von Wild“* (Universität Hamburg) u.a. anhand von ökologisch-genetischen Versuchsbeständen pflanzengeographische, experimentelle und systemanalytische Untersuchungen sowie Literaturstudien durchgeführt. Diese dienten der Bearbeitung der genannten Fragenkomplexe auf der Ebene von Einzelbeständen und erbrachten neben den unmittelbaren Antworten auf zahlreiche Einzelfragen der Fragenkomplexe eine Etablierung von ökologischen und ökologisch-genetischen Dauerbeobachtungsflächen und Datenbanken sowie Systementwicklungen und Simulationsprogramme als analytisches Instrumentarium.

Das BMVEL sah im Bereich weiterführende Fragestellungen und darüber hinaus Bedarf an Entscheidungshilfen zu folgenden Themenkomplexen (Erlaß vom 26.5.1999)

1. Operationalisierung der Zielsetzung "Erhaltung der biologischen Vielfalt der Wälder"
 - 1.1 Artenvielfalt
 - 1.2 Ökosystemvielfalt
2. Bestimmung und Überwachung von Bestandteilen der biologischen Vielfalt
 - 2.1 Monitoring
 - 2.2 Schlüsselarten
 - 2.3 Autochthonie
 - 2.4. Erfassung der geographischen genetischen Variation
3. Bestimmung und Regelung nachteiliger Einwirkungen auf die biologische Vielfalt
 - 3.1 Fragmentierung, sonstige nachteilige Einwirkungen
 - 3.2 Nachhaltige Nutzung von Bestandteilen der biologischen Vielfalt der Wälder
4. Anreizmaßnahmen für die Erhaltung und Nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt der Wälder
5. Übergreifender Entscheidungshilfebedarf.

Zu den insgesamt 37 Einzelfragen dieser Fragenkomplexe wurde seitens der BFH im Rahmen einer vorläufigen Evaluierung geprüft,

- ob und in welchem Umfang bereits Arbeiten zu den einzelnen Fragenkomplexen und ihren Einzelfragen bekannt sind,
- welche der zu den o.g. Fragen erforderlichen Einzelfragen die BFH kurz- und mittelfristig bearbeiten kann,
- in welchem Zeitrahmen diese Fragen zweckmäßigerweise bearbeitet werden können.

Die Evaluierung hinsichtlich der biologischen Vielfalt auf der Ebene von Waldökosystemen hatte ergeben, daß

- für eine Reihe von Fragen vorrangig Definitionen und eine Konsensbildung zwischen Experten notwendig sind, die am besten mit der Durchführung von Workshops erreicht werden können;
- zu weiteren Fragen bzw. Teilaspekten von Fragen befriedigend Literatur vorliegt, die zusammengestellt und ausgewertet werden müßte, bevor weitere Forschungsvorhaben angedacht werden;
- zu einem dritten Bereich von Fragen ein erheblicher Forschungsvorlauf besteht – insbesondere durch das am Ordinariat für Weltforstwirtschaft vorangegangene BMVEL-

Verbundprojekt und angrenzende Aktivitäten im Institut für Weltforstwirtschaft und im Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung der BFH –, auf den aufgebaut werden kann.

Die hier angeschnittenen Fragen betreffen in starkem Maße die Verjüngung und Ausbreitung von Gefäßpflanzen einschließlich der Bedeutung der Bewirtschaftung von Waldökosystemen. Diese Fragen sind nur im Zusammenhang mit genetischen Aspekten (Paarungsdistanzen, Fertilität, historische Aspekte der Waldökosysteme, Autochthonie usw.) zu lösen, zu denen im abgeschlossenen Verbundprojekt bereits Vorarbeiten geleistet wurden.

Die Evaluierung hinsichtlich der biologischen Vielfalt aus der Sicht der Ökologischen Genetik hat ergeben, daß ein Teil der gestellten Fragen auf der Basis von seinerzeit laufenden Drittmittelvorhaben am Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung der BFH bearbeitet wurden (Wirkungen von Luftverunreinigungen, BMU, DFG; Wirkungen von Klimaänderungen, BMBF). Andere Drittmittelvorhaben befassten sich mit der Erarbeitung von Methoden zur Erfassung genetischer Diversität mit Hilfe von molekularen Markern (Biotechnologie, EU) und der Modellierung populationsgenetischer Prozesse für Analyse, Schutz und Management von Biodiversität in Alpenökosystemen (EU). Für einen weiteren Teil der Fragen wurde im vorangegangenen BMVEL-Verbundvorhaben wichtiges methodisches Rüstzeug zur Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft geschaffen. Dies sind u.a. zwei ökologisch-genetische Dauerbeobachtungsflächen sowie ein Simulationsprogramm zur Untersuchung der Wirkung von Eingriffen in das genetische System von Eichen- und Buchenpopulationen anhand von Genmarkern.

Auf der Basis des Forschungsvorlaufs und der Kenntnis der Arbeiten anderer Institutionen wurden in drei Bereichen essentielle Kenntnislücken gesehen, die für die Beratung des BMVEL geschlossen werden sollten: Diese sind mit einem Teil der gestellten Fragen angesprochen.

Es sind dies (a) die Fragen nach der Bedeutung des Genflusses zwischen Populationen und (b) die Fragen nach der Autochthonie.

Darüber hinaus besteht im Bereich der Frage von Anreizmaßnahmen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt der Wälder ein dringender Forschungs- und Beratungsbedarf, der seitens der BFH aus dem vorhandenen Etat nicht vollständig gedeckt werden konnte.

Es wurde daher, wie schon bei dem vorangegangenen Verbundprojekt, eine Bearbeitung der genannten vordringlichen Fragen im Verbund der Universitäten Hamburg und Göttingen unter Koordinierung durch die BFH vorgesehen.

Mit einer solchen Bearbeitung wurde einerseits dem vom BMVEL formulierten, dringenden Beratungsbedarf Rechnung getragen. Andererseits wurden hiermit der Forschungsvorlauf und

die hierdurch erzeugte Kompetenz nutzbar gemacht und für eine weitere Periode gesichert und ausgebaut.

Aus wissenschaftlicher Sicht sind die gestellten Fragen in folgendem Zusammenhang zu sehen:

Ausgehend von einer potentiell nahezu vollständigen Bewaldung Mitteleuropas wurden die Wälder in Deutschland bereits im Mittelalter auf den heute erhaltenen Flächenanteil von ca. 30% zurückgedrängt. Neben der Dynamik der natürlichen Umweltbedingungen nach der Eiszeit hat die Form der jahrhundertelangen Bewirtschaftung, insbesondere auch durch den Wechsel zwischen landwirtschaftlicher (einschließlich Beweidung) und forstlicher Nutzung, die rezenten Muster biologischer Vielfalt erzeugt. Unverzichtbare Voraussetzung für den Schutz und die Nachhaltigkeit der Nutzung biologischer Ressourcen in Waldökosystemen ist vor diesem Hintergrund das Verständnis der räumlich-zeitlichen Dynamik von Biodiversität auf ihren unterschiedlichen Organisationsstufen. Das betrifft nicht nur die systemprägenden Baumarten, sondern die gesamte Flora und Fauna. Im Hinblick auf den globalen Wandel ist zudem die Rekonstruktion der zurückliegenden Prozesse als Grundlage für Modellierung und die Simulation der jeweiligen Folgen alternativer Handlungsmöglichkeiten gefordert. Die Wechselwirkungen mit anderen Sektoren der terrestrischen Ökosysteme spielen dabei eine wichtige Rolle.

Nur wenige Waldstandorte sind seit der Eiszeit kontinuierlich bewaldet. In der Regel dürften heutige Waldstandorte zwischen forstlicher und landwirtschaftlicher Nutzung gewechselt haben. Dies trifft besonders ausgeprägt für das norddeutsche Tiefland zu. Diese Einflüsse resultieren in einem räumlichen Muster von Waldstandorten mit unterschiedlicher Kontinuität und Bestockung. Auf der Landschaftsebene ergibt sich daraus ein räumliches Muster von Waldstandorten mit unterschiedlicher Entstehungs- und Nutzungsgeschichte sowie sich daraus ergebenden verschiedenen Fragmentierungs- bzw. Vernetzungsgraden. Fundierte Kenntnisse über die Auswirkungen dieser Vorgeschichte auf den gegenwärtigen Zustand der biologischen Vielfalt und über die Möglichkeiten, welche dieser Zustand für die zukünftige Erhaltung und nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt bzw. biologischer Ressourcen eröffnet, bilden entscheidende Voraussetzungen für die Umsetzung der gesetzlichen Festlegungen des UN-Übereinkommens.

Das zentrale Anliegen des Verbundprojektes bestand in der Entwicklung und Anwendung von Methoden, welche es ermöglichen, die Zielsetzung "Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt der Wälder" konkret umzusetzen. Der Begriff der Nachhaltigkeit nimmt

hier insofern eine entscheidende Stellung ein, als er die gemeinsame Ausrichtung der Untersuchungen aller beteiligten Disziplinen bestimmt. Dies setzt allerdings eine Operationalisierung des Begriffes voraus, welche die unzweideutige Anwendung auf biologische Systeme ermöglicht. Projektbezogene Vorarbeiten aus dem Kreise der Antragsteller haben in diesem Zusammenhang noch einmal verdeutlicht, daß die Nachhaltigkeit des Umgangs mit biologischen Ressourcen die Erhaltung eines Mindestniveaus an biologischer Vielfalt erzwingt. Nachhaltigkeit und Erhaltung von biologischer Vielfalt sind also funktionell miteinander verbunden. Allerdings ist die Intaktheit der Rückkopplungsvorgänge und der sie steuernden Mechanismen der Selbstregulation auf allen Ebenen biologischer Organisation ein übergeordnetes, notwendiges Kriterium für die Nachhaltigkeit des Umganges mit biologischen Ressourcen.

Rückkopplungsvorgänge werden innerhalb von Arten durch ihre Reproduktionssysteme ermöglicht und sichern in vielfältigen Interaktionsformen zwischen Arten die Aufrechterhaltung von Nährstoffkreisläufen und Energieflüssen in Ökosystemen. Diese Vorgänge reichen regelmäßig über einzelne Ökosysteme hinaus. Die Unterbrechung solcher Rückkopplungsvorgänge geht häufig auf eine Beeinträchtigung der Selbstregulationsmechanismen zurück und zieht oft auf Dauer die Destabilisierung aller betroffenen biologischen Systeme nach sich. Dies kann z. B. durch künstliche Verjüngung von Baumarten ebenso wie durch die Entfernung von Totholz aus naturverjüngten Beständen, aber auch durch eine Fragmentierung ausgelöst werden, wenn diese den reproduktiven Kontakt zwischen Artangehörigen und deren räumliche Ausbreitung übermäßig einschränkt.

Die Beurteilung und Erkennung des Ausmaßes der Intaktheit der Selbstregulations- und Selbstregenerationsmechanismen von Wäldern erfordert einerseits die Einbeziehung ihrer Vorgeschichte und damit historischer Zusammenhänge. Andererseits ist eine Analyse dieser Mechanismen unter den gegenwärtigen ökologischen Bedingungen erforderlich. Diese Analyse muß zwingend die Variabilität der Mechanismen innerhalb und zwischen Arten einbeziehen. Zur Bewältigung der Komplexität eines solchen Ansatzes erschien es sinnvoll, die vom BMVEL gestellten Fragen in integrierter Form zu beantworten, ausgerichtet an dem oben dargestellten Prinzip.

2 Gesamtstruktur des Projektes

Angesichts des Umfangs und der Komplexität der aufgeworfenen Fragen wurde die BFH gebeten, die Federführung für ein interdisziplinäres Verbundprojekt zu übernehmen, in dem

unter Beteiligung von Projektpartnern außerhalb der BFH die vorrangig zu klärenden Fragen bearbeitet wurden. Die Bearbeitung erfolgte in einem Forschungsverbund aus Waldökologie/Artenvielfalt, Ökologischer Genetik und Populationsgenetik, Molekularbiologie und Systemanalyse/Modellierung sowie Ökonomie.

Die Koordinierung der wissenschaftlich eigenständigen Teilprojekte sollte bei der BFH liegen, damit die dort existierenden Methoden, Versuchsanstellungen incl. Material, Ergebnisse und Schlußfolgerungen in das Projekt integriert und, abgestimmt mit den Befunden der Projektpartner außerhalb der BFH, als Ergebnis des Verbundprojekts verfügbar würden.

Als Projektpartner hatten sich zur Mitwirkung im Verbundprojekt mit 4 Teilvorhaben bereiterklärt:

Teilprojekt I:

"Ausbreitung, Etablierung, Aufwuchserfolg und Beständigkeit – Zur Dynamik von Waldgefäßpflanzenarten auf Landschaftsebene in Norddeutschland",

Universität Hamburg, Ordinariat für Weltforstwirtschaft;

Stichwort: „Waldökosysteme/Artenvielfalt“ (99HS045)

Teilprojekt II:

„Die Bedeutung des Genflusses für die Erhaltung der genetischen Vielfalt von Populationen in fragmentierten Landschaften“,

Universität Hamburg, Ordinariat für Weltforstwirtschaft,

Stichwort: „Metapopulationen - Genfluß“ (99HS046)

Teilprojekt III:

„Die Bedeutung von Autochthonie von Waldbaumpopulationen für die Stabilität von Waldökosystemen und für eine nachhaltige Forstwirtschaft“;

Universität Göttingen, Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung;

Stichwort: „Autochthonie“ (99HS047)

Teilprojekt IV:

"Sozioökonomische Bewertung von Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt der Wälder",

Universität Hamburg, Ordinariat für Weltforstwirtschaft,

3 Ziele der Teilprojekte

Aus dem fachlichen Rahmen des Verbundprojekts (Kapitel 1) wurden für die 4 Teilprojekte folgende Ziele abgeleitet:

3.1 Teilprojekt I

Das im Herbst 1999 abgeschlossene Teilprojekt III des Vorläuferprojekts („Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und –zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderen Aspekten des Naturschutzes und des Verbißdruckes von Wild“) hatte seinen Schwerpunkt in der Erfassung der Artenvielfalt einzelner Waldbestände (α -Diversität) unter Berücksichtigung standörtlicher und anthropogener Rahmenbedingungen. Althergebrachte und moderne Formen der Landnutzung (einschließlich der forstlichen Waldbewirtschaftung) beeinflussen jedoch die Vielfalt von Landschaften ebenso wie diejenige von Arten oder die genetische Vielfalt einzelner Arten. Zusätzlich beeinträchtigen insbesondere die im letzten Jahrhundert überhöhten Wildbestände sowie die hohen Stoffeinträge der letzten Jahrzehnte und die beginnenden Klimaveränderungen überregional die Qualität der Waldökosysteme hinsichtlich ihrer Struktur und Dynamik. Daher drängen sich Untersuchungen auf zu den Auswirkungen anthropogener Veränderung sowie Fragmentierung und Verlust von Waldökosystemen auf die Zusammensetzung, Strukturen und Prozesse in den verbliebenen Wäldern unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher und zeitlicher Ebenen.

In diesem Projekt, das sich folgerichtig an das vorhergehende anschloß, sollen die Entwicklung der Ökosystemvielfalt und der Artenvielfalt sowie ökologische und populationsbiologische Prozesse im Landschafts- und Ökosystemverbund im Vordergrund stehen. Es ging insbesondere um Aussagen über den Austausch von Ausbreitungseinheiten (Diasporen) und die Wiederbesiedlung und Etablierung von Arten in verarmten Waldökosystemen in Abhängigkeit von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Darüber hinaus sollte geprüft werden, inwieweit Weiserarten bzw. Weiserartengruppen und Habitatstrukturen als Indikatoren für das großräumige Monitoring von biologischer Vielfalt in Wäldern entwickelt werden können.

Die Erweiterung der Untersuchungen auf die Ebene der Landschaft sollte die für Einzelflächen („Bestände“) erarbeiteten Ergebnisse vertiefen und ggf. auch modifizieren. Zusammen mit den bisher gewonnenen Erkenntnissen kann auf diese Weise das Verständnis für die Folgen der forstlichen Bewirtschaftung auf die biologische Vielfalt von und in Waldökosystemen – hier vor allem im Hinblick auf die Gefäßpflanzen – erheblich verbessert werden.

Verarmung an Arten, Rehabilitation von genutzten bzw. übernutzten Flächen mit der Perspektive einer Wiederbesiedlung durch verschollene Arten – das sind allgemein diskutierte Themen, auch im Spannungsfeld Naturschutz und Wald, namentlich Wirtschaftswald. Der Diskussion um solche Fragen im politischen Raum mangeln viele Fakten. Das Projekt hat sich bemüht, hier Lücken zu füllen und die überwiegend emotional geführte Diskussion zu versachlichen.

3.2 Teilprojekt II

Im abgeschlossenen Teilprojekt I "Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft zum Schutz der genetischen Vielfalt von Waldbaum- und Waldstraucharten" des vorangegangenen BMVEL-Verbundprojekts war die genetische Vielfalt einzelner Populationen – als unterste Hierarchieebene der biologischen Vielfalt – Gegenstand der Untersuchungen. Der aktuelle Beratungsbedarf des BMVEL betrifft die nächsthöheren Ebenen biologischer Vielfalt, auch hinsichtlich genetischer Fragen.

Ökologisch-genetisch bedeutet dies den Schritt von einzelnen Populationen zu mehreren Populationen einer Art und deren Wechselwirkungen (Metapopulation). Dieser Schritt von der Untersuchung populationsgenetischer Prozesse an einem einzelnen Standort in die Fläche ist erforderlich, um ausgehend vom Verständnis genetischer Prozesse innerhalb von Populationen zu einem verbesserten Verständnis der Prozesse zwischen Populationen zu gelangen. Die Berücksichtigung des Austauschs genetischer Information zwischen Populationen kann die für einzelne Bestände bisher erzielten Ergebnisse modifizieren, die hieraus abgeleiteten Empfehlungen in einem anderen Licht erscheinen lassen und ihre Realitätsnähe steigern. Sie ist zudem eine wichtige Voraussetzung für das Verständnis von Artenvielfalt in Waldökosystemen im Landschaftsbezug.

Dies Teilprojekt konzentrierte sich in diesem Zusammenhang auf die Frage nach der Rolle, welche die Verbreitung genetischer Information innerhalb und zwischen Populationen (intra- und interdemischer Genfluß) im Zusammenhang mit Strukturen in der Landschaft spielen. Um diesen Anspruch zu erfüllen, standen neben den reinen Schätzungen von Genfluß-Raten

auch die Besonderheiten der Mechanismen des genetischen Systems (Inkompatibilitätsmechanismen, Charakteristika der Pollen- und Samenverbreitung, Steuerung von Blühterminen, Transmission extranuklearer Information, etc.) und ihrer Funktions- bzw. Operationsbedingungen (Verfügbarkeit von Vektoren, Fragmentierungen, etc.) im Vordergrund der Analyse. Ein Teil dieser Fragen wurde in engster Zusammenarbeit mit TP 1 untersucht. In Verbindung mit Studien zur genetischen Differenzierung innerhalb und zwischen Populationen wird es auf diese Weise möglich, wichtige Mechanismen und Bedingungen für die Erhaltung genetischer Variation und für die Aufrechterhaltung der reproduktiven Kontinuität von Waldbaumarten in Raum und Zeit zu beschreiben. Dies wiederum ermöglicht eine Einschätzung der Intaktheit elementarer Mechanismen der Selbstregulation und Selbstregeneration von Ökosystemen auch im Landschaftsverbund.

Auf der Basis des Vorlaufs im vorangegangenen Verbundprojekt konnten im Rahmen dieses neuen Forschungsvorhabens wesentliche Bestandteile des Fragenkomplexes „Operationalisierung der Zielsetzung, Erhaltung der biologischen Vielfalt der Wälder“ (BMVEL-Erlass vom 26.5.1999: Fragen 1.1.2, 1.1.3, 1.1.4 und 1.2.1) bearbeitet sowie Anhaltspunkte zur Beantwortung der Frage nach der Auswirkung der Fragmentierung auf die genetische Vielfalt (Frage 3.1.3) erarbeitet werden.

3.3 Teilprojekt III

Im Rahmen der langfristigen Entwicklung biologischer Vielfalt wird der Autochthonie (Bodenständigkeit) biologischer Systeme entscheidende Bedeutung für deren Stabilität und Anpassungsfähigkeit zuerkannt. Aufgrund dieser Referenz- bzw. Indikatorfunktion für die Stabilität von Ökosystemen erlangt die Befassung mit der Autochthonie große Bedeutung für den Schutz und die nachhaltige Nutzung biologischer Vielfalt in Wäldern im Allgemeinen sowie den Waldbau im Besonderen (u. a. Waldumbau, forstliches Saat- und Pflanzgut). Hierbei sind grundsätzlich über die Ebene der Population hinaus auch die Ebenen der Art und des Ökosystems angesprochen. Obgleich entsprechende Bezüge für die Verwendung autochthoner Waldbaumpopulationen vorliegen (z.B. FSaatG, Waldgenressourcen), standen geeignete Verfahren zur Feststellung von Autochthonie praktisch kaum zur Verfügung.

Weiterhin war unklar, welche Bedingungen bei der Erhaltung, Ausbreitung und Verbringung von autochthonen Populationen zu beachten sind und welche Möglichkeiten hierfür bestehen. Ohne Methoden der Feststellung von Autochthonie sowie gezielter, vergleichender genetischer Untersuchung waren Aussagen hierzu bisher kaum möglich. Die Beantwortung

der diesbezüglichen Frage hat jedoch angesichts der potentiellen Bedeutung der Autochthonie sowie zu erwartender, zukünftiger Umweltveränderungen wesentliche Bedeutung u.a. für die Effektivität waldbezogener Schutzmaßnahmen und das forstliche Saat- und Pflanzgutwesen. In diesem Rahmen sind neben forsthistorischen Verfrachtungen auch die rezente Verwendung nicht-heimischer Herkünfte sowie fremdländischer Arten von Bedeutung.

Im abgeschlossenen Teilprojekt II „Folgewirkungen waldgeschichtlicher Entwicklungen für die aktuelle genetische Zusammensetzung unserer Waldbaumpopulationen“ des vorangegangenen BMVEL-Verbundprojektes konnten wichtige Hinweise über historische Einwirkungen auf die heutige Angepaßtheit und Anpassungsfähigkeit erbracht werden. Im Rahmen des Teilprojektes konnten u.a. nicht nur Einschätzungen über forstgeschichtliche Einflüsse auf die aktuell gegebene Autochthonie forstlicher Hauptbaumarten behandelt, sondern auch erste Ansätze zur Bearbeitung der o.g. Problemstellungen bereitgestellt werden. Nach Einschätzung der Ergebnisse im vorangegangenen Teilprojekt sollte zur Beantwortung des Fragenkomplexes nur ein interdisziplinärer Ansatz, der wald-/forsthistorische, welcher abstammungsgeschichtliche Rekonstruktionen (Phylogeographie) mit gezielten populationsgenetischen Erhebungen verbindet, Aufklärung erwarten lassen.

Vor dem Hintergrund, bestehende Informationsdefizite des BMVEL in Bezug auf die biologische Vielfalt der Wälder in Deutschland zu decken, bestand das Gesamtziel des Teilprojektes in der Untersuchung und Beantwortung der folgenden Fragestellungen:

- Welche praktische Bedeutung hat die Autochthonie für die Stabilität von (Wald-)Ökosystemen und die Nachhaltigkeit des Umgangs mit ihnen?
- Wie kann Autochthonie von Waldbäumen und Waldsträuchern festgestellt werden?
- Welche Bedingungen sind bei der Erhaltung, Ausbreitung und Verbringung von autochthonen Populationen zu beachten, und welche Möglichkeiten bestehen hierfür?

Auf der Basis des Vorlaufs im abgeschlossenen Verbundprojekt konnte im Rahmen dieses neuen Forschungsvorhabens unter Einbindung im Forschungsverbund die Klärung dieser Fragen erreicht werden. Damit konnten wichtige Beiträge für die Operationalisierung der Zielsetzung „Erhaltung der biologischen Vielfalt der Wälder“, die Bestimmung und Überwachung von Bestandteilen der biologischen Vielfalt, die Bestimmung und Regelung nachteiliger Einwirkungen auf die biologische Vielfalt sowie die Verbesserung der nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in Wäldern erbracht werden.

3.4 Teilprojekt IV

Das vorangegangene BMVEL-Verbundprojekt hatte bereits einen wesentlichen Beitrag dazu geliefert, den Kenntnisstand über Auswirkungen der forstlichen Bewirtschaftung auf die biologische Vielfalt im Wald zu erweitern und – aus naturwissenschaftlicher Sicht – geeignete Maßnahmen für deren Erhalt und Förderung aufzuzeigen. Für eine fundierte Politikberatung war es jedoch unumgänglich, solche Handlungsvorschläge sozioökonomisch zu untermauern und sie auf ihre ökonomischen wie forstpolitischen Auswirkungen hin zu überprüfen. Ein entsprechender Beratungsbedarf wurde auch vom BMVEL für den Themenkomplex "Anreizmaßnahmen für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt der Wälder" (Erlaß vom 26.5.1999) formuliert.

Das Gesamtziel des Teilprojektes bestand vor diesem Hintergrund in der Beantwortung folgender Fragen, welche primär die Einzelfrage 5.3 des genannten Erlasses adressieren:

- Wie sind die betrieblichen Auswirkungen der vorgeschlagenen Maßnahmen?
- Wie beurteilt die Bevölkerung die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Sicherung der biologischen Vielfalt – insbesondere der Ökosystem- und Artenvielfalt - im Wald?
- Wie ist der ökonomische Nutzen solcher Maßnahmen für die Bevölkerung aus volkswirtschaftlicher Sicht zu bewerten?
- Inwieweit bestehen Konflikte mit anderen gesellschaftlich geforderten Leistungen der Wälder, und wie können diese vermieden bzw. verringert werden? Wie kann die Öffentlichkeit in die Erhaltungsmaßnahmen einbezogen werden?

Die Beantwortung dieser Fragen setzt unterschiedliche methodische Herangehensweisen voraus. Die erstgenannte Frage nach betrieblichen Auswirkungen erfordert eine betriebswirtschaftliche Herangehensweise; die nachfolgenden Fragen setzen primär an volkswirtschaftlichen Denkansätzen an und waren auf Basis einer Bevölkerungsbefragung zu klären. Das Teilprojekt IV wurde daher in zwei entsprechenden Sub-Projekten bearbeitet.

4 Koordinierung des Gesamtprojekts

Ziel der Koordinierung war die Zusammenführung der unterschiedlichen Fragestellungen und methodischen Ansätze zu einem Projekt, bei dem ein hohes Maß an Synergismen zu erhöhtem Erkenntnisgewinn führt. Dabei kam es darauf an, die in der BFH verfügbaren Kenntnisse, Daten und methodischen Ansätze für das Projekt zu nutzen. Hierzu zählen u.a.

- bereits angelegte Versuchsflächen incl. der ökologisch-genetischen Versuchsbestände des Vorläuferprojekts
- bereits entwickelte Simulationsprogramme, insbes. aus dem Vorläuferprojekt
- das ökologisch-genetische Datenzentrum mit Originalversuchsdaten verschiedener Forschungsinstitutionen (jeweils nur verfügbar mit der Zustimmung der Datenerzeuger)
- die ökologische und ökologisch-genetische Literaturdatenbank mit 190.000 Eintragungen
- das Geographische Informationssystem (GIS).
- Umfangreiches Wissen zu den Stichworten Waldökosysteme bzw. Artenvielfalt, das im Rahmen des ersten Verbundprojekts nur zum Teil dokumentiert werden konnte.

Ein wesentlicher Schritt der Koordinierung lag bereits bei der Vorbereitung des Projekts. In Zusammenarbeit zwischen dem Koordinator und den vorgesehenen Partnern wurden die vier Teilprojekte auf die für BMVEL prioritären Fragenkomplexe abgestimmt und in den Forschungsvorlauf der BFH eingebunden.

Für eine erfolgreiche Bearbeitung in einem Verbundprojekt waren bereits im Rahmen der Vorarbeiten zur Antragstellung die fachliche und zeitliche Abstimmung der Arbeitsschritte sowie die Kooperationsstruktur im Verbund festgelegt worden.

Das eigentliche Projektmanagement hatte das Ziel, die beteiligten Institutionen während der Bearbeitung anhand von teilprojektübergreifenden Aufgaben zu einer wirkungsvollen Zusammenarbeit zu bringen.

Wesentliches Werkzeug der Koordinierung waren die im Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung der BFH entwickelten Simulationsmodelle, aus denen sich der für die einzelnen Fragen spezifische Informationsbedarf ableiten läßt. Für deren Anwendung im Verbundprojekt war als wichtige Voraussetzung eine schon langjährig bestehende Zusammenarbeit der Projektpartner gegeben.

Zu Projektbeginn wurden in gemeinsamen Sitzungen unter Beteiligung des BMVEL die Arbeitshypothesen und Methoden weiter konkretisiert und auf den Projektzweck abgestimmt. Hierbei war es wichtig, daß die Qualität der Daten, die in den integrierten systemanalytischen Ansatz einfließen sollen, genau festgelegt wurde. Im vorangegangenen Projekt hat sich diese Vorgehensweise bereits bewährt.

Projektbegleitend wurde der jeweilige Stand der Bearbeitung in den Teilprojekten gemeinsam präsentiert und diskutiert und hinsichtlich der Arbeitsziele bewertet. Hierzu diente eine projektbegleitende Arbeitsgruppe, die sich aus Wissenschaftlern anderer Forschungseinrichtungen, Vertretern des BMVEL und der BLE sowie der forstlichen Praxis zusammensetzte.

Nach Maßgabe des Auftraggebers wurden Zwischenberichte erstellt, in dem die vorliegenden Ergebnisse zusammengestellt, auf ihre Integrierbarkeit hin überprüft und in Abstimmung mit dem BMVEL auf die Projektziele erneut ausgerichtet werden.

5 Struktur des Abschlußberichts

Das BMVEL hatte zusätzlich zu den regulären wissenschaftlichen Abschlußberichten der Teilprojekte eine Zusammenstellung der speziell auf den Beratungsbedarf des BMVEL zugeschnittenen Antworten auf die Einzelfragen gemäß BMVEL-Erlass erbeten. Besondere Anforderung war dabei, die Antworten teilprojektübergreifend zu formulieren. Diese projektübergreifenden Antworten sind den wissenschaftlichen Berichten vorangestellt.

Verbundvorhaben „Zur biologischen Vielfalt der Wäldern in Deutschland
Abschlußbericht: Teilprojekt 1 „Waldökosysteme/Artenvielfalt“ (99HS045)

**Ausbreitung, Etablierung, Aufwuchserfolg und Beständigkeit – Zur Dynamik
von Waldgefäßpflanzenarten auf Landschaftsebene in Norddeutschland**

G.v.Oheimb¹, M.Schmidt¹, W.U.Kriebitzsch², H.Ellenberg², J.Heuveloop¹

¹Universität Hamburg / Ordinariat für Weltforstwirtschaft

²Bundforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft/ Institut für Weltforstwirtschaft

unter Mitarbeit von

Laura Conrad, Marc Eckhardt, Kerstin Sommer und Ute Terberger

Inhaltsverzeichnis

1. ZIELE UND AUFGABENSTELLUNG DES PROJEKTS	132
1.1 PLANUNG UND ABLAUF DES PROJEKTS	132
1.2 WISSENSCHAFTLICHER UND TECHNISCHER STAND, AN DEN ANGEKNÜPFT WURDE	136
2. MATERIAL UND METHODEN	139
2.1 UNTERSUCHUNGSGEBIETE	139
2.1.1 Beschreibung des Untersuchungsraumes	139
2.1.2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete	141
2.1.2.1 Nährstoffreiche Laubmischwälder und Fichtenforste in Ostholstein (SH)	141
2.1.2.2 Bodensaure Laubwälder und Erlen-Eschenwälder und Nadelwälder im Kreis Lüchow-Dannenberg/Niedersachsen	141
2.1.2.3 Landschaftsausschnitte (Streifen mit ca. 20 x 5 km Seitenlänge) und Focus-Flächen	142
2.2 METHODEN	142
2.2.1 Liste der Waldgefäßpflanzenarten	142
2.2.1.1 Erarbeitung einer Diskussionsgrundlage für das Norddeutsche Tiefland sowie das Hügel- und Bergland	143
2.2.1.2 Erarbeitung der Waldartenliste für die Alpen	144
2.2.2 Großflächige Kartierung von Landschaftsausschnitten (Streifen mit ca. 20 x 5 km Seitenlänge) im Maßstab 1:25 000	145
2.2.3 Untersuchung des Vorkommens von seltenen typischen Waldgefäßpflanzenarten in den Streifen	147
2.2.4 Untersuchung „Historisch alter Wälder“	148
2.2.5 Untersuchungen zur Diversität epiphytischer Flechten in Eichen- und Buchen-Mischwäldern Südost-Schleswig-Holsteins	148
2.2.5.1 Aufnahmemethoden	149
2.2.6 Diasporenausbreitung von Strauch- und Krautschichtarten in der Landschaft	149
2.2.6.1 Untersuchungsgebiet	149
2.2.6.2 Probenahme und Keimversuche	150
2.2.6.3 Bezugsgrößen	151
2.2.7 Telemetrische Untersuchungen	153
2.2.8 Ausbreitung und Verjüngung der Vogel-Kirsche (<i>Prunus avium</i>)	154
2.2.9 Totholzbewohnende Käferfauna	154
3. ERGEBNISSE	156
3.1 LISTE DER WALDGEFÄßPFLANZENARTEN	156
3.1.1 Walddefinition	156
3.1.2 Gruppenbildung und Zuordnung der Arten	156
3.1.3 Vergleich der Artenlisten	160
3.2 GROßFLÄCHIGE KARTIERUNG VON LANDSCHAFTSAUSSCHNITTEN (STREIFEN MIT CA. 20 X 5 KM SEITENLÄNGE) IM MAßSTAB 1:25 000	161
3.2.1 Strukturmerkmale der Waldvegetation in den Landschaftsausschnitten	161
3.2.2 Differenzierung der Geländestreifen anhand der geologischen Bedingungen	168
3.2.3 Verteilung der Waldvegetation anhand historischen und aktueller Karten	169
3.3 UNTERSUCHUNG DES VORKOMMENS VON SELTENEN TYPISCHEN WALDGEFÄßPFLANZENARTEN IN DEN STREIFEN	174
3.3.1 Vergleich der Kartierungsergebnisse mit dem Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs“ von RAABE (1987)	174
3.3.2 Ursachen für die Verteilung der seltenen Waldgefäßpflanzenarten in den den Streifen	179
3.4 UNTERSUCHUNG „HISTORISCH ALTER WÄLDER“	187
3.4.1 Pflanzensoziologische Zuordnung	187
3.4.2 Bindung der Arten an das Standortalter	191
3.4.3. Auswertung der Transekte	195
3.4.4 Vergleich der Gefäßpflanzenarten in der Krautschicht historisch alter und junger Wälder	197
3.4.5. Bodenchemische Untersuchungen	200
3.4.5.1 pH-Werte	200
3.4.5.2 Gehalte der austauschbaren Kationen	202
3.4.5.3 Effektive Kationenaustauschkapazität (eAK) und Basensättigung (BS)	210
3.4.5.4 Organischer Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt	210
3.4.5.5 Korrelation zwischen bodenchemischen Parametern und dem Standortalter	211
3.4.6 Pflanzenverteilung in Abhängigkeit von Umweltfaktoren	214

3.5 UNTERSUCHUNGEN ZUR DIVERSITÄT EPIPHYTISCHER FLECHTEN IN EICHEN- UND BUCHEN-MISCHWÄLDERN SÜDOST-SCHLESWIG-HOLSTEINS	221
3.5.1 Wuchsformen	221
3.5.2 Gesamtartenliste der Flechten im Lübecker Stadtwald	222
3.5.3 Rote Liste-Arten	228
3.5.4 Zeigerwerte der Flechtenarten (nach WIRTH 1992)	231
3.5.5 Die Artverteilung auf den verschiedenen Baumarten	233
3.5.6 Vergleich der Baumarten Buche, Eiche und Esche	237
3.5.7 Flechten der Baumkronen	240
3.5.8 Flechten auf Totholz und Streufunde	244
3.5.9 Zusammenfassende Diskussion	247
3.5.10 Bewertung der Ergebnisse	253
3.5.11 Das Lübecker Waldkonzept und seine potenziellen Folgen für die epiphytische Flechtenflora und -vegetation	255
3.6 BEDEUTUNG VON SCHALENWILD FÜR DIE AUSBREITUNG VON GEFÄBPFANZEN IN WÄLDERN NORDDEUTSCHLANDS	257
3.6.1 Epizoochorie	257
3.6.2 Endozoochorie	260
3.6.3 Vergleich der Tierarten	267
3.6.4 Ausbreitungsdistanzen	273
3.6.5 Artenvielfalt und Biotopbindung	274
3.6.6 Charakteristika der ausgebreiteten Pflanzenarten	276
3.6.7 Bedeutung von <i>Urtica dioica</i> für das Rotwild	279
3.7 TELEMETRISCHE UNTERSUCHUNGEN	280
3.8 AUSBREITUNG UND VERJÜNGUNG DER VOGEL-KIRSCHEN (PRUNUS AVIUM)	280
3.8.1 Waldgesellschaften	280
3.8.2 Verjüngung	282
3.8.2.1 Vegetative Vermehrung	282
3.8.2.2 Generative Vermehrung	282
3.8.2.3 Auswirkung auf den Waldbau	289
3.8.3 Gefährdungen	290
3.8.3.1 Krankheiten	291
3.8.3.2 Wildschäden	292
3.8.3.3 Fäule	293
3.9 TOTHOLZBEWOHNENDE KÄFERFAUNA	295
4. VORAUSSICHTLICHER NUTZEN UND VERWERTBARKEIT DER ERGEBNISSE	296
5. ZUSAMMENFASSUNG	302
6. GEGENÜBERSTELLUNG DER URSPRÜNGLICH GEPLANTEN ZU DEN TATSÄCHLICH ERREICHTEN ZIELEN; GGF. MIT HINWEISEN AUF WEITERFÜHRENDE FRAGESTELLUNGEN UND AUF MÖGLICHKEITEN DER UMSETZUNG ODER ANWENDUNG	312
7. LITERATURVERZEICHNIS	318
KARTENBEILAGE (AUF CD)	335
ANHANG 1	335

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kenndaten der beiden Landschaftsausschnitte.....	146
Tab. 2: Verteilung der Taxa (gesamt, N=Neophyten, A=Archaeophyten) auf die Artengruppen im Norddeutschen Tiefland, im Hügel- und Bergland, in den Alpen sowie in ganz Deutschland. Für ganz Deutschland wurde jeweils die besonders waldtypische Artengruppe berücksichtigt. In Klammern: Zahl der Taxa die ausschließlich in dem jeweiligen Gebiet im Wald wachsen.....	161
Tab. 3: Kenndaten der 31 Waldvegetationstypen. FE: Flächeneinheiten; SD: Standardabweichung.....	163
Tab. 4: Relative Flächenanteile der oberflächennahen Substrate in den untersuchten Landschaftsausschnitten. Zudem sind die relativen Flächenanteile je Substrattyp angegeben, die mit Wald bestockt sind.....	168
Tab. 5: Veränderung der Waldfläche im Zeitraum von Ende des 18. Jahrhunderts bis heute in Abhängigkeit von den Substratverhältnissen.....	169
Tab. 6: Flächenanteile der historisch alten und jungen Wälder in den 31 Waldtypen.....	170
Tab. 7: Flächenanteile der historisch alten und jungen Wälder in den 31 Waldtypen in Abhängigkeit von den Substratverhältnissen.....	171
Tab. 8: Ergebnisse aus der Verschneidung der Waldvegetationskartierung mit der Geologischen Übersichtskarte der BRD (Maßstab 1 : 200.000).....	175
Tab. 9: Ergebnisse der floristischen Kartierung von 34 seltenen Waldarten. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2003). Vor 1985: Anzahl der 1/36 Messtischblätter, in denen die jeweilige Art laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 beobachtet wurde; FB 2002: Fundbestätigung; NF 2002: Neufund; WF 2002: Wiederfund (s. Kap. 2.2.3). *: vgl. Erläuterungen in Abb. 7; Soz.: Pflanzensoziologische Einbindung (AU: <i>Alno-Ulmion</i> ; HF: <i>Hordeleyo-Fagetum</i> ; Ei-HBu: Eichen-Hainbuchen-Waldgesellschaften); Rote Liste SH: Gefährdungsgrad nach Roter Liste von Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990).....	176
Tab. 10: 14 seltene Waldarten aus der Liste der 34, die in mindestens 7 der 213 Vegetationsaufnahmen auftraten (fett). Dazu 12 Waldarten, für die bodenchemische Parameter ausgewertet wurden. n = Anzahl der Vorkommen in 213 Vegetationsaufnahmen. Biotopbindung, Soz. und Rote Liste s. Tab. 9. Zeigerwerte und Lebensformen nach ELLENBERG sen. et al. (1992).....	180
Tab. 11: Charakterisierung der Standorte ausgesuchter Arten (Zahlen fett markiert) sowie der übrigen Standorte (Zahlen kursiv markiert) anhand der mittleren Feuchte-Zahlen nach ELLENBERG sen. et al. (1992) und des Gehaltes an basischen Kationen (S-Wert). Med – Median, Min – Minimalwert, Max – Maximalwert. Waldarten: fett – seltene Arten, unterstrichen – weitere Arten.....	182
Tab. 12: Übersichtstabelle der Waldgesellschaften.....	189
Tab. 13: Stetigkeit in % von 66 Phanerogamen und Moosen in den untersuchten Waldgesellschaften. AW: Altwald; NW: Neuwald; Ga-Fa: <i>Galio-Fagetum</i> ; Ho-Fa: <i>Hordeleyo-Fagetum</i> ; St-Al: <i>Stellario-Alnetum</i> . Fettdruck: starke Bindung; Unterstreichung: schwache Bindung.....	192
Tab. 14: Übersicht der Migrationsraten auf den Transektflächen im Lauerholz.....	196
Tab. 15: Übersicht der Artenverteilung in den Alt- und Neuwäldern auf den Transektflächen Ritzerau.....	196
Tab. 16: Mittlere Artenzahlen der Krautschicht.....	199
Tab. 17: Mittlere pH-Werte unterschiedlichen Standortalters im Waldgebiet Taubenberg.....	201
Tab. 18: Kendall-Rangkorrelationen zwischen den pH-Werten (KCl) bzw. den austauschbaren Kationen und dem Standortalter. (*: signifikant, **: sehr signifikant, ***: hoch signifikant).....	212
Tab. 19: F-Werte und Signifikanzen für die Pflanzenverteilung.....	215
Tab. 20: Zusammenfassung der CCA der Krautschicht der drei untersuchten Waldgesellschaften.....	216
Tab. 21: Nummerierung der Arten in den Ordinationsdiagrammen.....	220
Tab. 22: Gesamtartenliste der Flechten.....	223
Tab. 23: Angaben zur Gefährdung der einzelnen Flechten (nach WIRTH et al. 1996):.....	229
Tab. 24: Zeigerwerte der Flechtenarten (nach WIRTH 1992): L: Lichtzahl; T: Temperaturzahl; K: Kontinentalitätszahl; F: Feuchtezahl; R: Reaktionszahl; N: Nährstoffzahl.....	232
Tab. 25: Tabellarische Auflistung der Flechtenarten auf den unterschiedlichen Substraten aller Untersuchungsgebiete.....	235
Tab. 26: Flechtenarten der Eichen- und Rotbuchenkronen.....	241
Tab. 27: Übersicht zu den gekeimten Pflanzenarten und Diasporen.....	258
Tab. 28: Gekeimte Pflanzenarten: Diasporenzahlen und ihre Biotopbindung nach SCHMIDT et al. (2002b).....	261
Tab. 29: Liste der gekeimten Pflanzenarten, Diasporenzahlen und Biotopbindung (nach SCHMIDT et al. 2002b). Abk.: AT: Albsfelder Tannen; NI: Niendorf; LD: Pretzter Landwehr.....	265
Tab. 30: Charakteristische Daten der Losungsproben, die in den drei Untersuchungsgebieten an jeweils fünf verschiedenen Terminen eingesammelt wurden.....	266

Tab. 31: Vergleich der in der Rotwildlosung aus drei Untersuchungsgebieten bzw. in der Losung von Rot-, Reh- und Schwarzwild insgesamt gekeimten Pflanzenarten und Diasporenmengen (zu den Daten von Reh- und Schwarzwild vgl. SCHMIDT et al. IN VORB.). * = Anzahl der gekeimten Diasporen ohne <i>Urtica dioica</i>	270
Tab. 32: Säugetiere als Ausbreiter der Vogel-Kirsche.....	285
Tab. 33: Vögel als Ausbreiter der Vogel-Kirsche.....	287

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der gesammelten Losungsmengen von Reh-, Schwarz- und Rotwild.....	153
Abb. 2: Flächengrößenverteilung der 326 Nadelwald-Bestände (a), 258 Erlen-Eschenwälder (b) und 112 Waldmeister-Buchenwälder (c) in 1 ha-Klassen (große Grafiken). Bei a) weisen 224 Flächeneinheiten (FE), bei b) 221 FE und bei c) 70 FE Flächengrößen bis 1 ha auf. Diese sind in den kleinen Grafiken jeweils in einer Flächengrößenverteilung in 0,1 ha-Klassen dargestellt.	164
Abb. 3: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Steinhorst“ (links oben) und in zwei benachbarten Waldgebieten.....	165
Abb. 4: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Behlendorf“.....	166
Abb. 5: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Einhaus“.....	167
Abb. 6: Verbreitung von <i>Hepatica nobilis</i> in den 1/36 Messtischblättern des Untersuchungsraumes. Signaturen: Weiße Felder: untersuchter Landschaftsausschnitt; orangefarbene Felder: <i>H. nobilis</i> laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 in dem jeweiligen 1/36 Messtischblatt beobachtet; X: Fundbestätigung 2001/2002; Y: Neufund 2001/2002.....	177
Abb. 7: Verbreitung von <i>Lathyrus vernus</i> in den 1/36 Messtischblättern des Untersuchungsraumes. Signaturen: Weiße Felder: untersuchter Landschaftsausschnitt; O: <i>L. vernus</i> laut RAABE (1987) vor 1945 beobachtet, danach keine Fundbestätigung und vermutlich am Wuchsort ausgestorben; gelbes Feld: <i>L. vernus</i> laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1954 und 1960 in dem 1/36 Messtischblatt beobachtet, in dem Zeitraum von 1960 bis 1985 keine Fundbestätigung; Z: Wiederfund 2001/2002.....	178
Abb. 8: Gehalte an basischen Kationen im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.) sowie Werte von HÄRDTLE (unveröffentlicht, vorh Härdtle) für einige Arten aus dem Jungmoränenbereich Schleswig-Holsteins.....	183
Abb. 9: pH (H ₂ O)-Werte im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.).....	185
Abb. 10: Al ³⁺ -Konzentrationen im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.).....	186
Abb. 11: Mittlere Deckungsanteile der Waldartengruppen in der Krautschicht der vier Waldgesellschaften.....	198
Abb. 12: Mittlere pH-Werte (KCl und H ₂ O) der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum.....	201
Abb. 13: Mittlere Calciumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum.....	202
Abb. 14: Unterschiede der Calciumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	202
Abb. 15: Mittlere Magnesiumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum.....	203
Abb. 16: Unterschiede der Magnesiumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	204
Abb. 17: Mittlere Kaliumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).....	204
Abb. 18: Unterschiede der Kaliumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	205
Abb. 19: Mittlere Natriumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).....	206
Abb. 20: Unterschiede der Natriumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	206
Abb. 21: Mittlere Mangangehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).....	207
Abb. 22: Unterschiede der Mangangehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	207
Abb. 23: Mittlere Eisengehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Galio-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).....	208
Abb. 24: Unterschiede der Eisengehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).....	208
Abb. 25: Mittlere Aluminiumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).....	209
Abb. 26: Unterschiede der Aluminiumgehalte in Abhängigkeit von dem Standortalter (U-Test).....	209
Abb. 27: Mittlere effektive Kationenaustauschkapazität (eAK) und mittlere Basensättigung (%) in den Böden der vier Waldgesellschaften.....	210
Abb. 28: Mittlere Gehalte organ. Kohlenstoffs und mittlere Stickstoffgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften.....	211
Abb. 29: Mittlere C/N-Verhältnisse in den Böden der vier Waldgesellschaften.....	211
Abb. 30: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des <i>Galio-Fagetum</i>	217
Abb. 31: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des <i>Hordelymo-Fagetum</i>	218

Abb. 32: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des <i>Stellario-Alnetum</i>	219
Abb. 33: Verteilung der im untersuchten Teil des Stadtwaldes beobachteten Wuchsformen.....	221
Abb. 34: Prozentualer Anteil der Flechtenarten der Gefährdungskategorien in Schleswig- Holstein, bzw. der Bundesrepublik. In den Säulen ist die Artenanzahl als absolute Größe dargestellt.....	230
Abb. 35: Graphische Darstellung der Zeigerwerte nach WIRTH (1992) der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Flechtenarten.....	233
Abb. 36: Artverteilung auf den Trägerbäumen im Stadtwald Lübeck.....	234
Abb. 37: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wachstumsformen auf Eichen.....	238
Abb. 38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wachstumsformen auf Buchen (Rot- und Hainbuchen zusammengefasst).....	238
Abb. 39: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wachstumsformen auf Eschen.....	239
Abb. 40: Häufigkeit der Flechtenarten in den Baumkronen.....	242
Abb. 41: L-Werte der in den Baumkronen nachgewiesenen Flechtenarten.....	242
Abb. 42: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wachstumsformen in den Eichenkronen.....	243
Abb. 43: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wuchsformen in den Kronen der Rotbuchen.....	244
Abb. 44: Nachweishäufigkeit der Flechtenarten auf Totholz.....	245
Abb. 45: Auftragung der Flechtenarten der Streuschicht gegen deren Nachweishäufigkeit.....	246
Abb. 46: prozentuale Anteile von epizoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der von Reh- und Schwarzwild ausgebreiteten Arten.....	259
Abb. 47: prozentuale Anteile der Diasporen von epizoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der von Reh- und Schwarzwild ausgebreiteten Diasporen.....	260
Abb. 48: Anzahl gekeimter Diasporen und Pflanzenarten in der Losung von Reh- und Schwarzwild bezogen auf 100 g Losung (Trockensubstanz). Mittelwert über den gesamten Untersuchungszeitraum.....	262
Abb. 49: Anzahl aus der Losung von Reh- und Schwarzwild gekeimter Diasporen bzw. Pflanzenarten pro täglich abgegebene Losungsmenge.....	263
Abb. 50: prozentuale Anteile von endozoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der ausgebreiteten Arten.....	264
Abb. 51: prozentuale Anteile der Diasporen von endozoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der ausgebreiteten Diasporen.....	264
Abb. 52: Prozentuale Anteile der endozoochor ausgebreiteten Arten an der Gesamtartenzahl in Abhängigkeit ihrer Biotopbindung. Abk. der Waldgebiete: s. Tab. 31. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2002b).....	275
Abb. 53: Prozentuale Anteile der Diasporenzahlen an der Gesamtzahl gekeimter Diasporen in Abhängigkeit der Biotopbindung. Abk. der Waldgebiete: s. Tab. 31. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2002b).....	276
Abb. 54: Prozentuale Anteile an der Anzahl der in der Rotwildlösung gekeimten Arten und der stenotopen Waldarten (Gruppe B1.1 nach SCHMIDT et al. 2002b) nach der Lebensform (links) und dem Strategietyp (rechts). Lebensformen: A: Hydrophyt; C: Chamaephyt; G: Geophyt; H: Hemikryptophyt; T: Therophyt; Z: holziger Chamaephyt (Zwergstrauch). N (= Anzahl der Arten) (Rotwild) = 55; N(B1.1) = 168. Strategietyp: C: Konkurrenz; S: Stress-Toleranz; R: ruderales Strategie. N(Rotwild) = 46; N(B1.1) = 42.....	277
Abb. 55: Spektren des Diasporengewichts (links) und der Überdauerung in der Diasporenbank (Longevity Index rechts) der vom Rotwild ausgebreiteten Arten und der stenotopen Waldarten. Links: N(Rotwild) = 49; N(B1.1) = 35; rechts: N(Rotwild) = 53; N(B1.1) = 54.....	277

1. Ziele und Aufgabenstellung des Projekts

1.1 Planung und Ablauf des Projekts

Althergebrachte und moderne Formen der Landnutzung (einschließlich der forstlichen Waldbewirtschaftung) beeinflussen die Vielfalt von Landschaften ebenso wie diejenige von Arten oder die genetische Vielfalt einzelner Arten. Zusätzlich beeinträchtigen insbesondere die im letzten Jahrhundert überhöhten Wildbestände sowie die hohen Stoffeinträge der letzten Jahrzehnte und die beginnenden Klimaveränderungen überregional die Qualität der Waldökosysteme hinsichtlich ihrer Struktur und Dynamik. Daher drängen sich Untersuchungen auf zu den Auswirkungen anthropogener Veränderung sowie Fragmentierung und Verlust von Waldökosystemen auf die Zusammensetzung, Strukturen und Prozesse in den verbliebenen Wäldern unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher und zeitlicher Ebenen.

In dem Projekt stehen die Entwicklung der Ökosystemvielfalt und der Artenvielfalt sowie ökologische und populationsbiologische Prozesse im Landschafts- und Ökosystemverbund im Vordergrund. Es geht insbesondere auch um Aussagen über den Austausch von Ausbreitungseinheiten (Diasporen) und die Wiederbesiedlung und Etablierung von Arten in verarmten Waldökosystemen in Abhängigkeit von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Darüber hinaus wird geprüft, inwieweit Weiserarten bzw. Weiserartengruppen und Habitatstrukturen als Indikatoren für das großräumige Monitoring von biologischer Vielfalt in Wäldern entwickelt werden können.

Begründung

Die Vielfalt der Waldökosystemtypen einer Landschaft oder Region wird durch eine Kombination von abiotischen (insbesondere Topographie, Boden, Klima) und biotischen Faktoren bestimmt. Zusätzlich haben die verschiedenen direkten oder indirekten anthropogenen Einwirkungen auf die Wälder Mitteleuropas im Verlauf der letzten Jahrhunderte (bis Jahrtausende) zu deutlichen Veränderungen in der Standortsqualität und Artenzusammensetzung in nahezu allen Waldvegetationstypen geführt.

Untersuchungen zu den Auswirkungen von anthropogenen Veränderungen der Waldökosysteme auf die Ökosystem- und Artenvielfalt von einzelnen Beständen oder Forstorten können durch eine Aufnahme der hauptsächlichen Einflussfaktoren vorgenommen werden. Dazu müssen die wesentlichen abiotischen und biotischen Faktoren sowie die Verteilung der Waldbiotoptypen und Verbreitung einzelner Arten, ermittelt werden.

Um die Einflüsse waldbaulicher bzw. forstlicher Maßnahmen auf die Artenvielfalt von Wäldern beurteilen zu können, muss zunächst geklärt werden, welche Tier- und Pflanzenarten mehr oder weniger eng in ihrem Vorkommen an den Lebensraum Wald gebunden und daher walddtypisch sind. Unter den Gefäßpflanzensippen sind nur wenige in ihrem Vorkommen ausschließlich auf den Wald konzentriert. Viele in Wäldern lebende Arten gedeihen auch unter Offenland-Bedingungen. Darüber hinaus gibt es zahlreiche Arten, die den Schwerpunkt ihres Vorkommens zwar im Offenland haben, die aber auch im Wald wachsen.

Da die Erfassung z. B. aller typischen Waldgefäßpflanzenarten in einem größeren Gebiet sehr zeitaufwendig wäre, sollen sich im Rahmen des Projektes die Erhebungen auf ausgewählte seltene Gefäßpflanzenarten konzentrieren. Seltene Arten tragen erheblich zur Gesamtartenvielfalt einer Region oder Landschaft bei und wirken sich wesentlich auf die Vielfalt dieser räumlichen Ebene aus. Auf kleiner Fläche sind die seltenen Arten in größerer Individuenzahl häufig nur an – hinsichtlich einzelner Standortsfaktoren – Sonderstandorten verbreitet.

Zur Erfassung dieser Arten muss mit Hilfe von lokalen Artenkennern und von Auswertungen vorhandener Informationen aus Verbreitungsatlantiken eine gezielte Flächenauswahl vorgenommen werden. Auf diesen sowie den umliegenden Flächen müssen die o. g. standörtlichen Bedingungen sowie anthropogene Faktoren erhoben werden (Wald- und Forstgeschichte, Bodenverhältnisse, Bewirtschaftung), um das Vorhandensein oder Fehlen der berücksichtigten seltenen Arten im Gebiet in Abhängigkeit von diesen Faktoren untersuchen zu können.

Wesentliche Strukturparameter in natürlichen Wäldern bilden Alt- und Totholz. Diese Strukturen sind für viele Artengruppen von großer Bedeutung (z. B. für epiphytische Kryptogamen, holzersetkende Pilze, xylobionte Tierarten, auch für eine Reihe von Vogelarten). Großdimensionierte und absterbende bzw. abgestorbene Bäume fehlen aber in Wirtschaftswäldern als Folge der Holzernte weitgehend - bis hin zur früher üblichen Entfernung von starken Ästen oder Stubben aus den Beständen. Damit wird die Grundlage ganzer Lebensgemeinschaften vernichtet. Viele ihrer Glieder haben jedoch wichtige Funktionen für das Ökosystem Wald (Bestäuberfunktionen, Reduktion von Schädlingen, Zersetzerkette u. a. m.). Deshalb soll bei den Untersuchungen zur Ökosystem- und Artenvielfalt das Verteilungsmuster und die Kontinuität (über Recherchen zur Wald- und Forstgeschichte) von Alt- und Totholz in den Beständen und in der Landschaft erfasst werden. Vertiefende Erhebungen über Vorkommen bzw. Fehlen

spezialisierte Totholzorganismen sind jedoch so arbeitsaufwendig, dass sie nur exemplarisch in Kooperation mit anderen Arbeitsgruppen vorgenommen werden können.

Über die Beobachtungen in einzelnen Waldbeständen hinaus sollen im Rahmen des Projekts die Untersuchungen zur Ökosystem- und Artenvielfalt auf die räumliche Ebene der Landschaft sowie auf Prozesse, die für die Populationsdynamik und damit für den Genfluss in einer fragmentierten Waldlandschaft eine Rolle spielen, erweitert werden. Als wesentliche Variable für die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen in Waldfragmenten hat sich bereits im vorausgegangenen Projekt die Größe der bewaldeten Fläche erwiesen. Die Artenzahl wird durch die Flächengröße per se (über die stochastische flächenabhängige Extinktion von Arten) oder durch Unterschiede in der Ökosystemvielfalt beeinflusst.

Untersuchungen zur Dynamik von Waldgefäßpflanzenarten auf Landschaftsebene, verstanden als kombinierte Prozesse von lokaler Persistenz, von Ausbreitung sowie Etablierung und Aufwuchserfolg (*recruitment*), scheinen generell zu fehlen. Das bei Kolonisationsprozessen wichtige Ausbreitungspotential wird bei vielen typischen Waldgefäßpflanzenarten als (sehr) gering erachtet. Viele dieser Arten sind durch das Fehlen von morphologischen Anpassungen der Diasporen für eine Fernausbreitung gekennzeichnet. Damit wird erklärbar, dass Waldarten isoliert gelegene Waldreste oder Neuwaldbildungen auf vorher landwirtschaftlich genutzter Fläche nur sehr langsam besiedeln und dass in solchen Wäldern die Anzahl an typischen Waldarten mit zunehmender Entfernung zu anderen Wäldern abnimmt. Waldbestände, die seit mehreren Jahrhunderten kontinuierlich existieren („historisch alte Wälder“), beherbergen in der Regel ein bestimmtes Inventar typischer Waldarten (Indikatorarten historischer Wälder). Sie unterscheiden sich dadurch von Wäldern mit einer unterbrochenen Entwicklungskontinuität von Waldboden und Vegetation. Damit kommt der Nutzungsgeschichte zur Erklärung der heutigen Verbreitung vieler Waldarten eine entscheidende Bedeutung zu – in besonderem Maße im Norddeutschen Tiefland, das in der Vergangenheit nahezu vollständig entwaldet war.

Neu angelegte Waldflächen, die an (historisch) alte Wälder direkt angrenzen, werden wegen des Wegfalls ökologischer Barrieren schneller besiedelt und weisen höhere Waldartenzahlen auf als vergleichbare isoliert gelegene junge Wälder. Es spielen somit für einen Austausch von Diasporen der Waldarten zwischen Waldbeständen das Ausmaß der Isolation, aber auch die Eigenschaften der umgebenden Landschaft eine große Rolle.

Die Ausbreitungsfähigkeiten einzelner Arten lediglich über die Diasporenmorphologie bestimmen zu wollen, reicht für ein Verständnis der Zusammenhänge nicht aus, da zufällige Fernausbreitungsereignisse vermutlich große Bedeutung besitzen. Deshalb ist es geboten, diejenigen Vektoren (Tiere, Menschen, Witterungsereignisse, etc.), die für eine gezielte und/oder zufällige Fernausbreitung der Pflanzenarten in der heutigen Kulturlandschaft in Frage kommen, näher zu betrachten. Habitatverbesserungen in den Wäldern, aber auch im Landschaftsverbund, ein sehr gutes Äsungsangebot, die Art der Jagdausübung und Überhege sowie das Verschwinden großer Prädatoren haben in der Kulturlandschaft zu einem starken Anstieg der Schalenwildichten geführt. Aufgrund ihrer hohen Mobilität können insbesondere Wildschweine, Reh- und Rotwild wichtig für die epi- oder endozoochore Fernausbreitung von Diasporen sein. Auch weitere Wildarten kommen in Frage. Weidetiere spielen in diesem Zusammenhang seit vielen Jahrzehnten kaum noch eine Rolle, die Spätfolgen ehemaliger Waldweide und Streunutzung sind aber heute noch festzustellen. Eine effektive Ausbreitung auch über mehrere Kilometer durch Dysochorie betrifft in starkem Maße den Transport von Eicheln durch Eichelhäher. Endozoochore Ausbreitung von fleischigen Früchten (Kirschen, viele Beeren) durch Vögel ist die Regel. Dies gilt für eine Reihe von Baumarten und viele Straucharten. Auch Strukturen zum Biotopverbund, z. B. Hecken, Bachauen u. ä. sind in diesem Zusammenhang zu beachten.

Am Beispiel der Baumarten Stiel- und Trauben-Eiche sowie Vogel-Kirsche, die sich hinsichtlich Bestäubungs- und Ausbreitungsbiologie sehr stark unterscheiden, sollen anhand ökologischer und genetischer Parameter in Zusammenarbeit mit TP II Untersuchungen zur Verbreitung, Ausbreitung und Verjüngung durchgeführt werden.

Unter diesen Aspekten sollen in dem hier geplanten Teilprojekt folgende drei Fragestellungen bearbeitet werden.

- Welche großräumige Wirkung hat die forstliche Bewirtschaftung für die biologische Vielfalt auf Landschaftsebene?
- Wie kann eine möglichst hohe – für das jeweilige Ökosystem typische – biologische Vielfalt erhalten bzw. wieder hergestellt werden?
- Wie kann die biologische Vielfalt mit einfachen Methoden überprüft/erhoben werden?

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Die heute vorhandene biologische Vielfalt der Wälder in Deutschland ist insbesondere auf der Ebene der Ökosysteme nur zum Teil durch die natürlichen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren geprägt. Es ist vor allem das Resultat der Veränderungen durch den Menschen im Laufe der Wald- und Forstgeschichte (z. B. FRENZEL 1993; ELLENBERG sen. 1996). So wurde die bewaldete Fläche in Deutschland auf etwa ein Drittel der ursprünglich vorhandenen Wälder reduziert mit der Folge einer Fragmentierung der Waldflächen im Landschaftsverbund. In den verbliebenen Wäldern wurden infolge von Nutzung die Strukturvielfalt (z. B. Altersstruktur oder Alt- und Totholzanteil) und die Baumartenzusammensetzung von bewirtschafteten Wäldern im Vergleich zu Urwäldern wesentlich umgewandelt (SCHERZINGER 1996).

Insbesondere die Baumartenwahl hat einen wesentlichen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung von Wäldern (vgl. ausführliche Darstellung und Literatur in OHEIMB et al. 1999). Sie wirkt direkt auf die Baumartenvielfalt und indirekt über eine Beeinflussung der natürlichen Standortfaktoren auch auf die Artenzusammensetzung in allen anderen Schichten des Waldes. So findet sich in Fichten- und Kiefernforsten auf Buchenstandorten - verglichen mit naturnahen Buchenwäldern - ein stark verändertes Artenspektrum mit einer größeren Zahl an lichtliebenden und säuretoleranten Arten und einer geringeren Zahl an typischen Laubwaldarten. Für eine möglicherweise notwendige Wiederbesiedlung solcher Reinbestände durch holzige und krautige Laubwaldarten spielen Ausbreitungsereignisse eine zentrale Rolle (s. u.). Insbesondere Kiefernreinbestände weisen auf Laubwaldstandorten eine starke Sukzessionsneigung hin zu laubholzreicheren Mischbeständen auf (BILLETOFT 1983; LEUSCHNER 1993; VULLMER & HANSTEIN 1995; SEIDLING & v. LÜHRTE 1996). In diesem Zusammenhang fehlen jedoch Untersuchungen zur Kolonisation von Kiefernforsten durch krautige Arten.

Auswirkungen der forstlichen Bewirtschaftung auf die seltenen Gefäßpflanzenarten sollen bei den geplanten praktischen Erhebungen besondere Berücksichtigung finden. Der Begriff „Seltenheit“ muss dabei in Bezug zur räumlichen Verteilung von Arten gesehen werden. Organismen sind i. a. auf bestimmten Skalen aggregiert und nicht auf allen Skalen zufällig verteilt (SCHMID & MATTHIES 1994). Nach FIEDLER & JAIN (1992) muss bei der Beurteilung der Häufigkeit von Organismen auf verschiedenen Skalen zwischen der lokalen Dichte innerhalb der Aggregate und der Verbreitung (Häufigkeit der Aggregate) unterschieden werden. In den mitteleuropäischen Wäldern sind größere Populationen seltener Arten kleinflächig oft nur an sog. Sonderstandorten zu finden. So zeigt ELLENBERG jun. (1985) für gefährdete Waldarten der

Roten Liste, dass sich diese Arten auf nährstoffarmen und/oder trockenen, z. T. auch auf nassen Standorten konzentrieren. Folglich müssen bei den durchzuführenden Untersuchungen die Bodenverhältnisse genau beschreiben werden.

Während seltene Arten also auf kleiner Fläche i. d. R. nur vereinzelt anzutreffen sind, tragen sie erheblich zur Gesamtartenvielfalt einer Landschaft bei (vgl. OHEIMB et al. 1999). Damit besitzt die Größe der betrachteten Fläche entscheidenden Einfluss auf die gefundene Artenvielfalt. Flächengröße kann als ein unabhängiger Faktor betrachtet werden, der Artenvielfalt durch stochastische flächenabhängige Extinktion von Arten beeinflusst (SHAFFER 1981; PIMM et al. 1988), oder als ein Ersatzbegriff für Habitat- bzw. Ökosystemvielfalt (sog. „*habitat diversity hypothesis*“, LACK 1976). Eine Reihe von Arbeiten bestärken letztere Annahme (PETERKEN & GAME 1984; DZWONKO & LOSTER 1988, 1992; HOBBS 1988; HONNAY et al. 1999).

Wichtige Elemente der Ökosystemvielfalt innerhalb eines Bestandes stellen Strukturen wie einzelne starke Bäume oder Totholz dar, die die „Punkt-Diversität“ (nach WHITTAKER 1977) ausmachen. Diese Kleinstrukturen sind in bewirtschafteten Wäldern häufig nur in geringen Mengen verfügbar, sind aber als Lebensgrundlage und Strukturparameter für eine große Fülle an verschiedenen Arten von elementarer Bedeutung (z. B. ALBRECHT 1991; BÜCKING 1996; KÖHLER 1996; SCHERZINGER 1996; AMMER & SCHUBERT 1999; BLASCHKE & HELFER 1999; BURGER 1999; DETSCH & AMMER 1999; ZAHNER 1999).

In einem Review zur Dynamik von Pflanzenarten auf regionaler Ebene kommt ERIKSSON (1996) zu dem Schluss, dass zu diesem Thema nur wenige Untersuchungen vorliegen. Zudem sieht der Autor die Notwendigkeit, bestehende, stark auf Tiere ausgerichtete Modelle zur Populationsdynamik auf dieser räumlichen Ebene (z. B. *metapopulation theory*: LEVINS 1969; HANSKI & GILPIN 1991; *source-sink populations*: PULLIAM 1988), zu erweitern. In jedem Fall lässt sich jedoch feststellen, dass Ausbreitung im Raum und/oder in der Zeit (d. h. Überdauern von Arten, auch unter für sie ungünstigen Bedingungen, z. B. in der Diasporenbank des Bodens) als wesentliches Kriterium anzusehen ist für die Existenz einer Populationsdynamik zwischen fragmentierten Lebensräumen (ERIKSSON 1996).

Zur Ausbreitungsbiologie von Waldgefäßpflanzenarten ist, mit Ausnahme der vorwiegend verholzenden Arten, die fleischige Früchte ausbilden, bislang wenig gearbeitet worden (vgl. BONN & POSCHLOD 1998). Die meisten krautigen Waldarten produzieren relativ wenige, schwere

Diasporen (SALISBURY 1942; BIERZYCHUDEK 1982). Experimentelle Untersuchungen zeigen, dass Etablierung und Aufwuchserfolg dieser Arten häufig durch eine geringe Diasporenverfügbarkeit limitiert ist (ERIKSSON & EHRLÉN 1992; ERIKSSON 1994, 1995; EHRLÉN & ERIKSSON 1996). Die wenigen vorliegenden Arbeiten über Samenschatten von krautigen Waldarten legen überwiegend eine Nahausbreitung nahe (WILLSON 1993; CAIN et al. 1998).

Untersuchungen zur Bedeutung der Wald- und Forstgeschichte auf die Verbreitung von Waldgefäßpflanzenarten machen deutlich, dass viele typische Waldarten verstärkt in Wäldern mit einer Entwicklungskontinuität über zumindest mehrere Jahrhunderte („historisch alte Wälder“) auftreten und isoliert gelegene junge Wälder (entstanden auf Flächen mit vorheriger landwirtschaftlicher Nutzung) nur in geringem Umfang kolonisieren. Dieses unterstreicht die große Bedeutung von Ausbreitungslimitierung in einer fragmentierten Waldlandschaft (PETERKEN 1974; RACKHAM 1980; HERMY & STIEPERAERE 1981; PETERKEN & GAME 1984; WITTIG et al. 1985; WHITNEY & FOSTER 1988; PETERSEN 1994; GRASHOF-BOKDAM & GEERTSMA 1998; WULF 1998; HERMY et al. 1999). Der Kolonisationserfolg steigt mit der Nähe zu alten Wäldern. Sekundäre Wälder in unmittelbarer Nachbarschaft zu alten Wäldern können von vielen krautigen Waldarten wieder besiedelt werden (PETERKEN & GAME 1984; DZWONKO & LOSTER 1992; MATLACK 1994; OHEIMB 1996; BRUNET & v. OHEIMB 1998a,b; GRASHOF-BOKDAM & GEERTSMA 1998; BOSSUYT et al. 1999; CORBIT et al. 1999). Nach Arbeiten aus den letzten Jahren betragen die Ausbreitungsgeschwindigkeiten von Waldarten über Grenzen zwischen alten und jungen Wäldern etwa 0,2 bis 1,25 m pro Jahr in nordamerikanischen und europäischen Wäldern (MATLACK 1994; BRUNET & v. OHEIMB 1998a,b; BOSSUYT et al. 1999; HONNAY et al. 1999). Diese verhältnismäßig geringen Ausbreitungsgeschwindigkeiten weisen die wichtige Rolle der Ausbreitungslimitierung auch für Flächen nach, wo sekundäre Wälder nicht isoliert gelegen sind von alten Wäldern, die Quellenpopulationen von Waldarten enthalten (BRUNET et al. 2000). Diese Befunde sind ebenfalls im Zusammenhang mit der o. g. Besiedlung von an typischen Laubwaldarten verarmten Nadelholzreinbeständen außerordentlich interessant, die für einen Umbau vorgesehen sind und deren mit zunehmendem Laubholzanteil relativ schnell günstiger werdende Bodenverhältnisse (vgl. OHEIMB et al. 1999) die Etablierung und das Wachstum von Laubwaldarten zulässt.

BRUNET & v. OHEIMB (1998a) weisen in ihrer Arbeit darauf hin, dass neben der Ausbreitung, die eng an eine morphologische Anpassung der Diasporen an einen Ausbreitungstypen (z. B. fleischige Früchte an endozoochore Ausbreitung durch Tiere) gebunden ist, auch zufällige

Ausbreitungseignisse auftreten müssen. Für eine gezielte und/oder zufällige Fernausbreitung von typischen Waldarten in der heutigen fragmentierten Waldlandschaft können insbesondere Wildschweine (MROTZEK et al. 1999), Reh-, Rot- und Damwild, Vögel (SNOW & SNOW 1988; KOLLMANN 1994, 1997; KOLLMANN & SCHILL 1996; BONN & POSCHLOD 1998) und der Mensch (BONN & POSCHLOD 1998) wichtige Vektoren darstellen. Eine genaue Identifizierung und Beschreibung der Rolle dieser und weiterer Ausbreitungsvektoren von Waldarten im Landschaftsverbund fehlt bisher jedoch weitgehend. Arbeiten zur Diasporenausbreitung und Ausbreitungsvektoren bilden im Rahmen des Verbundprojekts auch einen wichtigen Beitrag zur Abschätzung der Bedeutung des Genflusses für die Erhaltung der genetischen Variation von Populationen in einer fragmentierten Landschaft.

Die Verbreitung von Arten hängt neben ihrer Fähigkeit, geeignete Habitate mit Diasporen zu erreichen, auch von der Verteilung geeigneter Habitate für eine Etablierung ab. Wesentliche Standortfaktoren, die die Vegetationszusammensetzung in sommergrünen Laubwäldern bestimmen, umfassen Bodenparameter (besonders pH-Wert, Nährstoffverfügbarkeit, Bodenfeuchte) und Lichtverhältnisse (vgl. dazu OHEIMB et al. 1999). Insbesondere der letztgenannte Faktor kann in starkem Maße durch die forstliche Bewirtschaftung modifiziert werden. Es gibt zzt. aber erst sehr wenige Informationen über die Bedeutung von Ausbreitung und Standortbedingungen für die Verbreitung von Waldarten. Arbeiten in polnischen Wäldern zeigen u. a., dass die Besiedlung durch Waldarten auf nährstoffreicheren Böden schneller erfolgt als auf nährstoffarmen (DZWONKO 1993; DZWONKO & GAWRONSKI 1994).

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

2.1.1 Beschreibung des Untersuchungsraumes

Der Untersuchungsraum für Schwerpunkte dieses Teilprojekts ist das norddeutsche Tiefland. Es ist Teil des nordmitteleuropäischen Tieflandes, das von der Nord- und Ostseeküste nach Süden bis zum Rande der Mittelgebirge reicht und ostwärts in die Ebenen Osteuropas übergeht.

Vorstöße des nordischen Inlandeises haben das norddeutsche Tiefland sowohl in geologischer als auch in morphologischer Hinsicht geprägt. Die Mittelgebirge und die sog. Feuersteinlinie beschreiben die Grenze der unterschiedlich weit nach Süden vorgedrungenen Vereisungen (KOHL et al. 1976, TIETZE et al. 1990). Die geomorphologische Struktur der Jungmoränenlandschaft ist auf den Einfluss der letzten Eiszeit (Weichselvereisung) zurückzuführen. Alt-

moränenlandschaft schließt sich westlich und südlich der Jungmoräne an. Ihre glaziale Entstehung fällt in die Epoche der Saalevereisung. Neben den auf die unmittelbaren Wirkungen des Eises zurückzuführenden glazialen Ablagerungen (Grund- und Endmoränen) spielen Schmelzwassersedimente (u. a. Sander) eine erhebliche Rolle.

Parabraunerden sind der dominierende Bodentyp der schleswig-holsteinischen Jungmoränenlandschaft. In abflusslosen Senken lösen Pseudogleye die Parabraunerden ab. Die etwas niedrigeren Temperaturen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns und die damit verbundene geringere Verdunstung fördern Pseudogleye bzw. Staugley- und Humusstaugley-Bodengesellschaften. Weiter südlich sind in Mecklenburg-Vorpommern wieder Parabraunerden anzutreffen. In der Altmoränenlandschaft sind Podsole, Podsol-Braunerden und schwach lessivierte podsolige Braunerden die am stärksten verbreiteten Bodentypen.

Gegenüber dem ausgeprägt ozeanischen Klima im westlichen Küstenbereich gewinnt mit zunehmender Entfernung von der Westküstenlinie das Klima der eurasischen Kontinentalmasse zunehmend an Einfluss. Es ist stärkeren jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen und von trockenen Luftschichten kontinentalen Einflusses geprägt.

Im Jahresmittel werden im norddeutschen Tiefland Temperaturen von +8 bis +9 °C gemessen. Der Januar mit einer Durchschnittstemperatur von 0 °C im Westen und bis unter -1 °C im Osten ist der kälteste Monat, der Juli mit +16 °C bis +18 °C im Westen und mit +18 °C bis +19 °C im Osten der wärmste. Die Vegetationsperiode erstreckt sich von Mitte März bis Anfang November und umfasst im Westen bis zu 240 Tage, im Osten ca. 200 Tage. Die Niederschläge fallen mit zunehmender Entfernung von der westlichen Küstenregion stark ab. Westlich des Elbeseitenkanals liegen die Jahresdurchschnittswerte bei 700 bis 850 mm. Östlich davon geht der Niederschlag rapide zurück und jenseits der Elbe werden nur 500 bis 600 mm erreicht.

Die Jungmoränenlandschaft wird von Braunmull-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagenion*) dominiert. Neben dem Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) finden sich auf den nährstoff- und basenreichsten Böden Waldgersten-Buchenwälder (*Hordelymo-Fagetum*). Im Waldmeister-Buchenwald ist neben Buche allenfalls Stiel-Eiche häufiger anzutreffen (HÄRDTLE 1995). Dem Waldgersten-Buchenwald sind in der Baumschicht Berg-Ahorn und Esche beigemischt.

In der Altmoränenlandschaft Nordwestdeutschlands stellen bodensaure Buchen- und Buchen-Eichenwälder (*Quercetalia roboris*) auf dem größten Teil der Fläche die potentielle natürliche Vegetation dar. Der Anteil von Kiefer steigt mit zunehmender Kontinentalität Richtung Osten. Eichen-Kiefernwälder ersetzen östlich der Elbe die auf sandigen Standorten stockenden Birken-Eichenwälder.

2.1.2 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Praktische Untersuchungen wurden in Wäldern und Forsten zweier Gebiete des norddeutschen Tieflandes mit geologisch bedingt unterschiedlichen Standortseigenschaften durchgeführt.

2.1.2.1 Nährstoffreiche Laubmischwälder und Fichtenforste in Ostholstein (SH)

Die Untersuchungsbestände liegen im südlichen Bereich des „Ostholsteinischen Hügellands“ Schleswig-Holsteins und gehören in den forstlichen Wuchsbezirk „Südliches Hügelland“. Grund- und Endmoränen der Weichseleiszeit prägen das Relief des Hügellandes.

Bodenbildendes Ausgangsmaterial ist Geschiebemergel, teilweise mit Überlagerungen aus Geschiebelehm oder Geschiebedecksand, der durch Kalkauswaschung in der Regel tiefgründig versauert ist. Nur bei hoch anstehendem Grundwasser sind pH-Werte bis nahe dem Neutralbereich zu beobachten. Als Bodentyp herrschen schwach bis stärker pseudovergleyte Braunerden und Parabraunerden vor. Insbesondere in Mulden ist Stauwassereinfluss zu beobachten, der zur Bildung von Pseudogleyen führen kann. Als Humusform finden sich alle Übergänge zwischen Mull über den grundwasserbeeinflussten und Moder über den grundwasserfernen Mineralböden.

Die potentielle natürliche Vegetation im Untersuchungsgebiet bilden zum größten Teil Buchenwälder, die heute durch Bewirtschaftung mehr oder weniger stark verändert sind. Als relativ naturnahe Bestände wachsen auf den reicheren Böden heute häufig edellaubholzreiche Ausbildungen des *Galio odorati-Fagetum* mit ± hohen Beimischungen von Berg-Ahorn, Esche, Hainbuche und Stiel-Eiche und einer artenreichen Krautschicht. Auf stärker versauerten Böden findet sich Drahtschmielen-Buchenwald („Tieflagenform“ des *Luzulo-Fagetum*, HÄRDTLE 1995).

2.1.2.2 Bodensaure Laubwälder und Erlen-Eschenwälder und Nadelwälder im Kreis Lüchow-Dannenberg/Niedersachsen

Weitere Untersuchungen fanden im Kreis Lüchow-Dannenberg (Niedersachsen) statt. Ein kleinräumiges Mosaik mäßig bis stark grundwasserbeeinflusster Standorte geringer bis mittlerer Basensättigung ist im Gebiet der Pretzter Landwehr zu finden. Dementsprechend sind

bodensaure Laubwälder und Erlen-Eschenwälder im kleinräumigen Wechsel ausgebildet. Daneben existieren auch Nadelwälder (v. a. Fichte, Wald-Kiefer) in größerer Ausdehnung.

Ein überwiegend von Nadelholzbeständen dominierte Gebiet befindet sich südlich der an der B191 gelegenen Ortschaften Zernien und Middefeitz. Der Boden weist grundwasserferne, frische bis mäßig sommertrockene Standorte auf. Die trockenen Standorte haben eine schwache Nährstoffversorgung, die frischen Standorte sind gut mit Nährstoffen versorgt. Es handelt sich um schwächer bis besser verlehmt Sande, stellenweise mit einer Lehmunterlage. In dem untersuchten Gebiet wachsen vor allem Kiefern-, Eichen- und Fichtenbestände.

2.1.2.3 Landschaftsausschnitte (Streifen mit ca. 20 x 5 km Seitenlänge) und Focus-Flächen

Untersuchungsraum ist der nördliche Teil des Kreises "Herzogtum Lauenburg" (weitere Umgebung der Städte Ratzeburg und Mölln). Hier wurden bereits im Vorläuferprojekt in Zusammenarbeit mit den Forstämtern der Hansestadt Lübeck bzw. des Kreises "Herzogtum Lauenburg" zwei Focus-Untersuchungsflächen ("Behlendorf" und "Steinhorst") eingerichtet, die nun mit einem landschaftsbezogenen Ansatz ausgeweitet wurden. Dazu wurden zwei Landschaftsausschnitte (Streifen von ca. 20 x 5 km Kantenlänge) ausgewählt. Ein Ost-West-Streifen in der Jungmoränenlandschaft umfasst vor allem Laubwaldstandorte mittlerer bis hoher Basen- und Nährstoffversorgung, während ein Nord-Süd-Streifen, der sich von der Jungmoräne über Sanderflächen erstreckt und an die Altmoräne grenzt, auch nährstoff- und basenarme Standorte einschließt, auf denen Nadelholzforsten vorherrschen. Um auch für Detailuntersuchungen der Teilprojekte I-III im laufenden Verbundprojekt eine größtmögliche standortökologische Breite abzudecken, wird am Westufer des Ratzeburger Sees bei Einhaus eine dritte Focus-Fläche neu eingerichtet, die sich wie die bereits bestehenden Focus-Flächen innerhalb des Ost-West-Landschaftsausschnittes befindet. Diese Focus-Fläche wurde speziell wegen ihres Vogel-Kirschen-Reichtums ausgewählt.

2.2 Methoden

2.2.1 Liste der Waldgefäßpflanzenarten

Um zu dieser Thematik einen in Fachkreisen akzeptierten Konsens zu erreichen, wurde als Pilotprojekt im Frühjahr 2002 an der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH, Hamburg) ein Workshop veranstaltet, an dem sich insgesamt 29 Expertinnen und Experten aus den Bereichen Geobotanik, Vegetationsökologie und Forstbotanik schriftlich oder persönlich beteiligten. Dabei wurde zunächst eine geographische Einschränkung auf das norddeutsche Tiefland vorgenommen, da sich die Biotopbindung von Pflanzenarten über größere

geographische Distanzen ändern kann. Bei diesem Workshop wurden eine Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldgefäßpflanzenarten erarbeitet (SCHMIDT et al. 2002b) und folgende Fragen abschließend diskutiert:

- *Wie wird „Wald“ definiert?*
- *Unter welchen Voraussetzungen können Arten als typische Waldarten gelten?*
- *Auf welchem Niveau soll taxonomisch differenziert werden?*
- *Inwieweit sollen in der Liste Neophyten und synanthrope Arten berücksichtigt werden?*

Bei einem Folge-Workshop im Frühjahr 2003, der von der BFH in Zusammenarbeit mit dem Institut für Waldbau der Universität Göttingen durchgeführt wurde, verabschiedeten insgesamt 24 Expertinnen und Experten eine Liste der Waldarten des deutschen Hügel- und Berglandes. Ferner bestand Einigkeit darüber, für die Wuchsgebiete im Alpenbereich Deutschlands, nämlich Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen und Nördliche Kalkalpen, die sich in ihren Standortbedingungen und ihrer Vegetationszusammensetzung deutlich von der naturräumlichen Großregion Hügel- und Bergland unterscheiden, eine eigene Teilliste zu erarbeiten. An der Entwicklung dieser Liste waren 10 Personen beteiligt.

2.2.1.1 Erarbeitung einer Diskussionsgrundlage für das Norddeutsche Tiefland sowie das Hügel- und Bergland

Die Erarbeitung der vorläufigen Listen der Waldgefäßpflanzen für das norddeutsche Tiefland sowie das Hügel- und Bergland als Diskussionsgrundlage für die beiden Workshops 2002 bzw. 2003 fand in mehreren Schritten statt:

(1) Zusammengestellt wurden alle Arten, die nach ELLENBERG sen. et al. (1992) als Charakterarten von (a) Laubwäldern und verwandten Gebüschern, (b) Nadelwäldern und verwandten Heiden und (c) waldnahen Staudenfluren und Gebüschern eingestuft werden. Hinzugefügt wurden Arten, die bei ELLENBERG sen. et al. (1992) die Lichtzahlen 1 bis 6 tragen („zwischen Halbschatten- und Halblichtpflanze stehend“ bis „Tiefschattenpflanze“), sofern keine offensichtlichen Gründe dagegen sprechen, und mit Lichtzahl 7 bis 9, wenn sie Gehölze sind oder regelmäßig in Wäldern bzw. waldnahen Staudenfluren und Gebüschern vorkommen. Dieser Teil der Vorarbeit wurde bereits von ELLENBERG (1997) begonnen und von OHEIMB et al. (1999) präzisiert. Taxonomischer Bezug ist die Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen

Deutschlands (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998); berücksichtigt werden die dort aufgeführten indigenen Sippen, Archaeophyten und fest eingebürgerten Neophyten.

(2) Dann wurde diese deutschlandweit 662 Gefäßpflanzensippen umfassende Liste eingegrenzt auf alle die nach den Verbreitungskarten von HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1988) sowie BENKERT et al. (1996) jeweils in den drei naturräumlichen Großregionen auftretenden Sippen. Die verwendete naturräumliche Gliederung (vgl. MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-1962) lag beispielsweise auch der Einteilung Deutschlands in Naturräume und biogeographische Regionen im Zusammenhang mit dem europäischen Schutzgebietssystem „NATURA 2000“ (FFH-Richtlinie) zugrunde (vgl. SSYMANK et al. 1998).

(3) Schließlich fand eine Ergänzung der Liste durch Auswertung von überwiegend aus größeren Vegetationsübersichten stammenden Wald-Vegetationsaufnahmen (Norddeutsches Tiefland: mehr als 6.000, Hügel- und Bergland: mehr als 24.000 Aufnahmen) statt. Berücksichtigt wurden alle Arten, die in einem Wald-Vegetationstyp (Assoziation bzw. Gesellschaft, teilweise auch Untereinheiten) eine Stetigkeit von mindestens 10 % erreichen. Dieser Schritt diente vor allem der Ergänzung der Liste um Arten, die regelmäßig auch im Wald vorkommen, aber dort nicht als Kennart (Charakterart, s. DIERSCHKE 1994) eingestuft werden. Die Auswertung von Vegetationsdaten allein wäre jedoch nicht zielführend gewesen, da vor allem seltene Sippen nicht in ausreichendem Maße durch Vegetationsaufnahmen erfasst werden (SCHMIDT et al. 2002a).

Die so erarbeitete Diskussionsvorlage wurde an die Mitwirkenden im Vorfeld der beiden Workshops mit der Bitte um Kommentar und die Beantwortung mehrerer Fragen versandt. Diese Fragen betrafen zunächst die Akzeptanz des methodischen Vorgehens, darüber hinaus vor allem auch die Gruppenbildung und Zuordnung der einzelnen Arten zu den Gruppen.

2.2.1.2 Erarbeitung der Waldartenliste für die Alpen

Neben den zum Zeitpunkt der Bearbeitung der Alpenliste bereits vorliegenden Einstufungen für das Tiefland sowie für das Hügel- und Bergland ohne Alpen wurden die Datenbank der Floristischen Kartierung Deutschlands (SCHÖNFELDER 1999, Stand Oktober 2002) und die pflanzensoziologische Datenbank BERGWALD (EWALD 1995, Stand Juli 2003) als Datenquellen genutzt, um zu einer vorläufigen Einstufung der Waldbindung der im Alpenraum vorkommenden Sippen zu gelangen. Zum Zeitpunkt der Auswertung standen in BERGWALD

3.364 digitale Einzelaufnahmen aus Wäldern (Deckungssumme der Baumschicht 1 und 2 > 30 %) zur Verfügung. Den regionalen Experten wurde eine auf dieser Vorauswertung basierende, 1.363 Sippenamen umfassende Liste zur Prüfung vorgelegt, an Hand derer sie der vorläufigen Einstufung zustimmen oder aber eine abweichende Einstufung vorschlagen konnten.

Die Expertenurteile wurden schließlich in einer Tabelle vereint und im Zuge der Schlussredaktion gegeneinander abgewogen. Änderungsvorschläge wurden übernommen, wenn mindestens zwei Experten gleichsinnige Vorschläge machten. Von dieser Regel wurde nur dann abgewichen, wenn die pflanzensoziologische Datenbank BERGWALD eine Stetigkeit von mindestens 1 % im Wald unzweideutig nachwies, obwohl mehrere Experten eine Streichung vorschlugen (in diesen Fällen Zuordnung zu den Gruppen mit dem geringstem Waldbezug: S2.2 bzw. K2.2). Entsprechend wurden Sippen mit Stetigkeit größer 10 % in den vorliegenden Waldaufnahmen auch bei abweichender Einstufung durch mehrere Experten den Gruppen S2.1 bzw. K2.1 zugeordnet. Viele der 184 bei Erstellung der Alpenliste neu aufgenommenen Sippen kommen außerhalb der Alpen nicht vor; neu aufgenommene Sippen, die außerhalb der Alpen auftreten, wurden gekennzeichnet und der Gesamtedaktion zur erneuten Prüfung des Status im Tiefland sowie im Hügel- und Bergland übergeben.

2.2.2 Großflächige Kartierung von Landschaftsausschnitten (Streifen mit ca. 20 x 5 km Seitenlänge) im Maßstab 1:25 000

Die Abgrenzung der beiden im Kreis Herzogtum Lauenburg gelegenen Landschaftsausschnitte wurde zu Projektbeginn unter den Teilprojekten abgestimmt (s. a. Anhang Stichprobenstrategie). Insgesamt umfassen die beiden Streifen eine Fläche von 19.142 ha. In der Tab. 1 sind allgemeine Kenndaten dazu zusammengestellt.

Nach Festlegung der Streifen konnte mit der Sichtung des vorhandenen Datenmaterials zur Waldvegetation der Landschaftsausschnitte begonnen werden. Dabei stellte sich heraus, dass die verfügbare Datengrundlage schlechter als erwartet ist (vgl. Projektantrag). So liegen die für den 1998 abgeschlossenen Regionalatlas Kreis Herzogtum Lauenburg erarbeiteten Karten der realen und potenziellen natürlichen Vegetation sowie eine Reihe weiterer Themenkarten im Maßstab 1:150 000 vor und sind damit für die im Projekt geplanten Auswertungen zu ungenau. Die vom Stadtforstamt Lübeck sowie vom Kreisforstamt Farchau im Rahmen der Waldbiotopkartierung erhobenen Vegetationsdaten enthalten nur Angaben auf Ebene der bei der Forsteinrichtung abgegrenzten Flächeneinheiten. Natürliche Vegetationsgrenzen innerhalb dieser Flächeneinheiten werden in der Regel nicht dargestellt. Darüber hinaus wird nicht die reale

Waldvegetation, sondern ausschließlich die potenzielle natürliche Vegetation erfasst. Weicht die reale Vegetation von der potenziellen natürlichen ab, dann wird dies in der Waldbiotopkartierung lediglich über Naturnähe-Stufen deutlich (vgl. Sturm 1993).

Tab. 1: Kenndaten der beiden Landschaftsausschnitte.

	Landschaftsausschnitt 1	Landschaftsausschnitt 2
Geogr. Höhe	NW – Ecke: 5 957 965.00 SW – Ecke: 5 952 965.00	NW – Ecke: 5 952 965.00 SW – Ecke: 5 937 595.00
Geogr. Breite	NW – Ecke: 4 397900.00 SW – Ecke: 4 420 200.00	NW – Ecke: 4 412 800.00 SW – Ecke: 4 418 000.00
Ausdehnung in Ost-West-Richtung	22.300 m	5.200 m
Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung	5.000 m	15.370 m
Fläche	11.150 ha	7.992,4 ha

Infolge dieser für die im Projekt geplanten Auswertungen nur bedingt verwendbaren Datengrundlage waren umfangreiche eigene Kartierungen der in den Landschaftsausschnitten gelegenen Wälder erforderlich. Um nachvollziehbare und reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen, wurde auf der Grundlage aktueller großräumiger Vegetationsübersichten für den norddeutschen Raum ein Kartierschlüssel mit Erläuterungen erarbeitet (s. Anhang 1), der standörtliche, strukturelle und floristische Merkmale berücksichtigt.

Mit Ausnahme weniger nicht zugänglicher Bereiche (Teile der Privatwälder, Totalreservate) konnte die flächendeckende Kartierung der Waldvegetation in den gewählten Landschaftsausschnitten mit Unterstützung studentischer Hilfskräfte und einer Praktikantin in der Vegetationsperiode 2002 abgeschlossen werden. Dies gilt auch für die Erstellung von Detailkarten im Bereich der Focus-Flächen. Danach erfolgte die Eingabe (Digitalisierung) der Kartierungsergebnisse in ein Geographisches Informationssystem.

Weitere GIS-gestützte Auswertungen umfassen die Verschneidung der Waldvegetationskartierung mit den geologischen Verhältnissen und der historischen Waldentwicklung. Für ersteres bildet die Geologische Übersichtskarte der BRD (Maßstab 1 : 200.000) die Grundlage. Historische Karten aus dem 18. Jahrhundert (Kurhannoversche Landesaufnahme von 1777, Varendorfsche Karte des Herzogtums Holstein 1789-1796) liegen für den Nord-Süd-Streifen flächendeckend, für den Ost-West-Streifen größtenteils vor. Die

Königlich Preußische Landesaufnahme (1881) ist für beide Streifen flächendeckend vorhanden. Die historischen Karten wurden in Zusammenarbeit mit Teilprojekt III gescannt und an der BFH georeferenziert.

2.2.3 Untersuchung des Vorkommens von seltenen typischen Waldgefäßpflanzenarten in den Streifen

Vor Beginn der Untersuchungen zum Vorkommen seltener Arten wurde eine Vorauswahl getroffen. Als Auswahlkriterium wurde das soziologische Verhalten der einzelnen Pflanzenarten zugrunde gelegt. Entscheidend war zunächst die Zugehörigkeit zur Gruppe der typischen Waldgefäßpflanzenarten (s. o.). Im Hinblick auf das Kriterium „Seltenheit“ war v. a. die Frequenz der Arten nach dem Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987) ausschlaggebend.

Da eine gleichmäßige Verteilung der Untersuchungsflächen nach Raster oder eine Verteilung nach dem Zufallsprinzip aufgrund des hohen Zeit- und Kostenaufwandes und der Konzentration der meisten seltenen Arten auf Sonderstandorte nicht zielführend sein kann, wurden Flächen mit nach der Literatur oder der Kenntnis von floristischen Kartierern bekanntem Vorkommen seltener Arten gezielt ausgewählt.

Angaben zum Vorkommen der ausgewählten seltenen Arten wurden zum einen der Fachliteratur entnommen, zum anderen wurden gezielt im Kreis Herzogtum Lauenburg tätige Botaniker befragt. Beginnend im Ost-West-Landschaftsausschnitt wurden auf Flächen mit Präsenz der ausgewählten seltenen Waldgefäßpflanzen Vegetationsaufnahmen durchgeführt sowie die abiotischen, biotischen und anthropogenen Standortfaktoren erfasst. Für alle Aufnahmeflächen wurden Bodenproben genommen und hinsichtlich pH-Wert, C/N-Verhältnis, austauschbaren Kationen, Austauschkapazität und Basensättigung analysiert.

Zusätzlich zu den im Zusammenhang mit den Vegetationsaufnahmen erhobenen Daten wird für die zu untersuchten Landschaftsausschnitte eine floristische Kartierung auf der Ebene von 1/36 Messtischblättern durchgeführt, die Vergleichsmöglichkeiten mit dem Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987) bietet. Folgende Vorkommensangaben werden dabei unterschieden:

- Vorkommen 1960 – 1985: laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 in dem 1/36 Messtischblatt beobachtet;

- Fundbestätigung 2002: laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 in dem 1/36 Messtischblatt beobachtet und bei der floristischen Kartierung 2001/2002 bestätigt;
- Neufund: laut RAABE (1987) in dem 1/36 Messtischblatt bislang nicht bekannt, bei der floristischen Kartierung 2001/2002 neu gefunden;
- Wiederfund: laut RAABE (1987) in dem 1/36 Messtischblatt nach 1960 nicht mehr beobachtet; Wiederfund bei der floristischen Kartierung 2001/2002.

2.2.4 Untersuchung „Historisch alter Wälder“

Durch zahlreiche Untersuchungen ist belegt, dass das Alter von Waldstandorten, also die Habitatkontinuität großen Einfluss auf die Phytodiversität und das Vorkommen seltener Waldgefäßpflanzenarten hat. Wälder, die seit mehr als 200 Jahren existieren, werden als „historisch alte Wälder“ bezeichnet (WULF 1994, 1997). Es ist dabei grundsätzlich nicht entscheidend, ob diese Wälder naturnah sind oder wie alt der Baumbestand ist. Es geht also nicht um Naturwälder oder Altholzbestände, sondern lediglich um die Kontinuität der Bestockung. Aussagen zum Alter der Waldstandorte, in denen die seltenen Arten zu finden sind, werden durch die Auswertung von historischem Kartenmaterial getroffen.

Im Rahmen einer Diplomarbeit mit dem Titel „Zum Einfluss von Waldgeschichte und historischer Nutzung auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht von Wäldern im Kreis Herzogtum Lauenburg“ wurde der Einfluss der Habitatkontinuität auf die Phytodiversität eingehend untersucht. Dabei wurde dem Vorkommen seltener Waldgefäßpflanzen besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Auf der Grundlage der Auswertung des historischen Kartenmaterials sowie mithilfe von Angaben der Forstämter wurden Vergleichsflächenpaare (historisch alte und junge Waldstandorte) ausgewählt und Transektuntersuchungen durchgeführt. Neben den vegetationskundlichen Untersuchungen wurden Bodenproben hinsichtlich pH-Wert, C/N-Verhältnis, austauschbaren Kationen, Austauschkapazität und Basensättigung analysiert.

2.2.5 Untersuchungen zur Diversität epiphytischer Flechten in Eichen- und Buchen-Mischwäldern Südost-Schleswig-Holsteins

Die Untersuchungen zur Flechtendiversität in den Waldgebieten innerhalb und außerhalb des Kreises Herzogtum Lauenburg beschränkten sich auf Laubwälder des Stadtwaldes der Hansestadt Lübeck. Mischwälder aus Nadel- und Laubbäumen, bzw. reine Nadelwaldforsten wurden aufgrund abweichender mikroklimatischer Verhältnisse nicht mit in die Untersuchungen einbezogen. Jedes Waldgebiet wurde als eine Untersuchungsfläche behandelt. Insgesamt wurden

18 verschiedene Waldgebiete auf epiphytisches Flechtenvorkommen untersucht. Die Untersuchungsflächen sind in Größe, Baumartenzusammensetzung und geographischer Lage unterschiedlich. Sie sollten bezüglich ihrer Topographie ein breites Feld abdecken, um in die verschiedenen Himmelsrichtungen exponierte Flächen miteinander vergleichen zu können.

2.2.5.1 Aufnahmemethoden

Die Geländearbeit erfolgte überwiegend 2002. In den Untersuchungsgebieten wurden Laubbäume ausgewählt, die epiphytischen Flechtenbewuchs aufwiesen. Untersuchungsgebiete, deren Flechtenflora wenig interessant erschien, wurden weniger häufig begangen als solche, die ein besonderes Artenspektrum darboten. Notiert wurden, außer der Flechtenart und deren Substrat, die Exposition, die Wuchshöhe am Stamm und evtl. Besonderheiten des Standortes. Bei einigen in Wuchsform, Standort und Flechtenbewuchs herausragenden Bäumen wurde zusätzlich der Brusthöhendurchmesser ermittelt. Weiterhin wurde Tot-, bzw. Altholz in den Untersuchungsgebieten auf Flechtenbewuchs untersucht. Streufunde wurden ebenfalls erfasst und in die Auswertung mit einbezogen. Bäume, auf denen kein Flechtenbewuchs zu erkennen war, wurden nicht notiert.

Die Bewertung von Totholz als Substrattyp erwies sich teilweise als sehr schwierig. Totholz als solches zu bestimmen, war nicht immer eindeutig möglich. Manche Äste, Baumstubben, aber auch Zaunpfähle wurden zur gleichen Kategorie gezählt wie morsche, liegende und stehende Stämme, an denen man den Prozess der fortgeschrittenen Zersetzung wahrnehmen konnte. Totholz und Altholz wurde als Kategorie „Totholz“ in den Untersuchungen geführt. Hölzerne Pfähle im Wald und am Waldrand wurden zu Totholz gezählt, ebenso Baumstubben aus dem Forstbetrieb.

Epigäische und epilithische Flechtenarten wurden nicht notiert. Untersucht wurden die Stämme der Laubbäume vom Stammfuß, einschließlich der Wurzelanläufe bis in eine Höhe von ca. 2,50 m. Funde auf herabgefallenen Ästen oder lose Funde in der Streuschicht wurden unter „Streufund“ notiert.

2.2.6 Diasporenausbreitung von Strauch- und Krautschichtarten in der Landschaft

2.2.6.1 Untersuchungsgebiet

Reh- und Schwarzwild

Die Untersuchungen fanden in den Kreisen Herzogtum Lauenburg (Schleswig-Holstein) und Lüchow-Dannenberg (Niedersachsen) statt. Während in der Jungmoränenlandschaft des Kreises

Herzogtum Lauenburg basenreiche Standorte vorherrschen, überwiegen im Kreis Lüchow-Dannenberg (Altmoräne) bodensauere Standorte. Die untersuchten Waldgebiete zeichnen sich durch ein breites Spektrum der für Nordwestdeutschland charakteristischen Waldtypen und Artenkombinationen aus: Auf mäßig feuchten bis mäßig trockenen Standorten Rotbuchen-reiche Laubmischwälder (*Luzulo-Fagion*, *Galio-Fagion*) und bodensaure Birken-Eichenwälder (*Quercion roboris*); bodensaure Kiefern-Forsten und -Anflugwälder (*Dicrano-Pinion*) und von anderen Nadelhölzern (v. a. Fichte, Douglasie und Lärche) dominierte Bestände; auf feuchten bis nassen Standorten Erlen-Eschenwälder (*Alno-Ulmion*) oder Erlen-Bruchwälder (*Alnion glutinosae*), die kleinflächig eingestreut sind.

Rotwild

Rotwildlösung wurde im Kreis Herzogtum Lauenburg (Schleswig-Holstein) in den Waldgebieten Albsfelder Tannen und Niendorf sowie im Kreis Lüchow-Dannenberg (Niedersachsen) im Gebiet der Pretzeter Landwehr gesammelt. In den Albsfelder Tannen herrschen bodensaure Laub- (*Luzulo-Fagion*, *Quercion roboris*) und Nadelwälder (v. a. Fichte, Douglasie, Lärche) frischer bis mäßig trockener Standorte vor. Nur kleinflächig sind Erlen-Eschenwälder und Erlen-Bruchwälder eingestreut. Im Waldgebiet Niendorf überwiegen Laubmischwälder basenreicher, frischer Standorte (*Galio-Fagion*). Daneben kommen auch hier Erlen-Eschenwälder und Erlen-Bruchwälder vor. Ein kleinräumiges Mosaik mäßig bis stark grundwasserbeeinflusster Standorte geringer bis mittlerer Basensättigung ist im Gebiet der Pretzeter Landwehr zu finden. Dementsprechend sind bodensaure Laubwälder und Erlen-Eschenwälder im kleinräumigen Wechsel ausgebildet. Zudem existieren auch Nadelwälder (v. a. Fichte, Wald-Kiefer) in größerer Ausdehnung.

2.2.6.2 Probenahme und Keimversuche

Von April bis November 2001 wurde in den ausgewählten Waldgebieten von Reh- und Schwarzwild, von Mitte Mai bis Anfang November 2002 von Rotwild frische Losung gesammelt. Darüber hinaus wurde das Fell von erlegten Tieren mit einem Läusekamm ausgekämmt und deren Schalen ausgebürstet. Die so gewonnenen Proben wurden im zweiwöchigen Intervall im Gewächshaus in Keimschalen auf hitzesterilisiertem Waldboden der jeweiligen Untersuchungsgebiete ausgebracht. Zuvor wurden eventuell an der Losung anhaftende Fremdkörper entfernt. Erlegte Tiere wurden möglichst getragen oder auf einer Plane transportiert, um einen Diasporen-Eintrag oder -Verlust auszuschließen.

Die Keimschalen wurden mit Plastikhauben abgedeckt, die eine gleichmäßige Feuchtigkeit der Proben gewährleisten und zugleich einen nachträglichen Diasporen-Eintrag verhindern. Auflaufende Pflanzen wurden notiert und entfernt, sobald sie eindeutig bestimmbar waren. Um Frostkeimer ebenfalls zu erfassen, wurden die Proben im Winter dem Frost ausgesetzt und anschließend erneut ausgebracht.

2.2.6.3 Bezugsgrößen

Für eine bessere Vergleichbarkeit der Daten der Tierarten untereinander sowie mit Literaturangaben wird die Zahl der gekeimten Pflanzenarten bzw. der Diasporen auf ein Tier (epizoochor) bzw. auf 100 g Trockensubstanz (TS) der Losung (endozoochor, vgl. HEINKEN et al. 2001a) bezogen. Die Keimungsversuche müssen mit frischen Proben angesetzt werden. Aufgrund der geringen Losungsmenge pro Probe sollten die vollständigen Proben verwendet werden. Zur Berechnung des Trockengewichts der Losung wurde daher ihr Volumen bestimmt. An jeweils mindestens 10 Vergleichsproben pro Tierart wurde das spezifische Gewicht der Losung ermittelt und mit dessen Hilfe die Trockensubstanz berechnet.

Die Bedeutung der endozoochoren Diasporenausbreitung in der Landschaft kann jedoch erst bei Kenntnis der täglich von den untersuchten Tierarten abgegebenen Losungsmenge beurteilt werden. Diese ist von vielen Parametern abhängig und kaum zu messen. Für deren Abschätzung wird die Menge und die tägliche Rate der Defäkation benötigt. Die durchschnittliche tägliche Rate wird beim Schwarzwild mit 4,6 angenommen (vgl. BRIEDERMANN 1990, TOTTEWITZ et al. 1994). Beim Rehwild wird aus Angaben von ELLENBERG (1974) und TOTTEWITZ et al. (1994) eine Defäkationsrate von 11 abgeleitet. Als mittlere tägliche Defäkationsrate beim Rotwild werden in der Literatur Werte von 10 (RINEY 1957), 3,9 bis 13,9 (DZIECIOLOWSKI 1974), 19 (STUBBE et al. 1997) sowie 21,3 bis 24,3 (MITCHELL und MCCOWAN 1984) genannt. Zur Abschätzung der Zahl täglich ausgebreiteter Diasporen und Pflanzenarten wird die Spanne der Werte mit dem Minimum 3,9 und dem Maximum 24,3 sowie der Mittelwert von 15,4 verwendet.

Über die durchschnittliche Losungsmenge pro Kotabgabe liegen dagegen keine Literaturangaben vor. Daher wurde auf eigene Werte zurückgegriffen. Da bei den Probenahmen erkennbar gleichaltrige Losung möglichst vollständig aufgesammelt wurde, kann davon ausgegangen werden, dass eine Probe weitgehend der Menge einer Kotabgabe entspricht. In Abb. 1 ist die Häufigkeitsverteilung der gefundenen Losungsmengen für Reh- und Schwarz- und Rotwild dargestellt (Gesamtmenge beim Reh: 805,9 g TS, beim Wildschwein 2513,4 g TS, beim Rotwild:

4409,7 g TS). Für alle Tierarten ist eine extrem schiefe Verteilung erkennbar. Daher wurde für die Berechnung der täglichen Kotabgabemenge der Median der Probemengen verwendet. Die Werte betragen 3,1 g TS beim Rehwild bzw. 7,8 g TS beim Schwarzwild sowie 15,0 g TS beim Rotwild. Die Losungsproben beim Rotwild haben somit überwiegend ein deutlich geringeres Trockengewicht als bei TOTTEWITZ und MELCHER (1998) angegeben, die das durchschnittliche Gewicht eines Losungshaufens mit 40 g TS beziffern.

Die mittlere tägliche Losungsmenge berechnet sich demnach für das Rehwild auf 34,1 g TS, für das Schwarzwild auf 35,9 g TS und für das Rotwild auf 231 g TS (vgl. TOTTEWITZ und MELCHER 1998: 760 g TS). Die Zahl der täglich ausgebreiteten Diasporen und Pflanzenarten (M) kann überschlägig nach folgender Formel berechnet werden:

$$M = (LM * DR) * (n/100)$$

Dabei ist: LM die Losungsmenge in TS pro Haufen

DR die Defäkationsrate pro Tag

n die Zahl gekeimter Diasporen bzw. Arten pro 100g TS Losung

Allerdings sind alle Parameter die in die Formel eingehen kritisch zu hinterfragen. Dies gilt für die Losungsmenge pro Haufen und die tägliche Defäkationsrate ebenso wie für die Zahl der gekeimten Diasporen und Pflanzenarten. Nach WELCH (1985) beträgt die Keimungsrate im Gelände im Vergleich zum Gewächshaus nur ein Achtel. Andererseits zeichnen sich viele typische Waldarten durch lange Dormanz aus (JENSCH 2003) und keimen erst nach 12 bis 24 Monaten. Der Keimungsversuch wurde aber i. d. R. nach ca. 12 Monaten abgebrochen. Die hier angegebenen Zahlen geben also nur grobe Schätzwerte einer potenziellen Größenordnung möglicher Wertebereiche an.

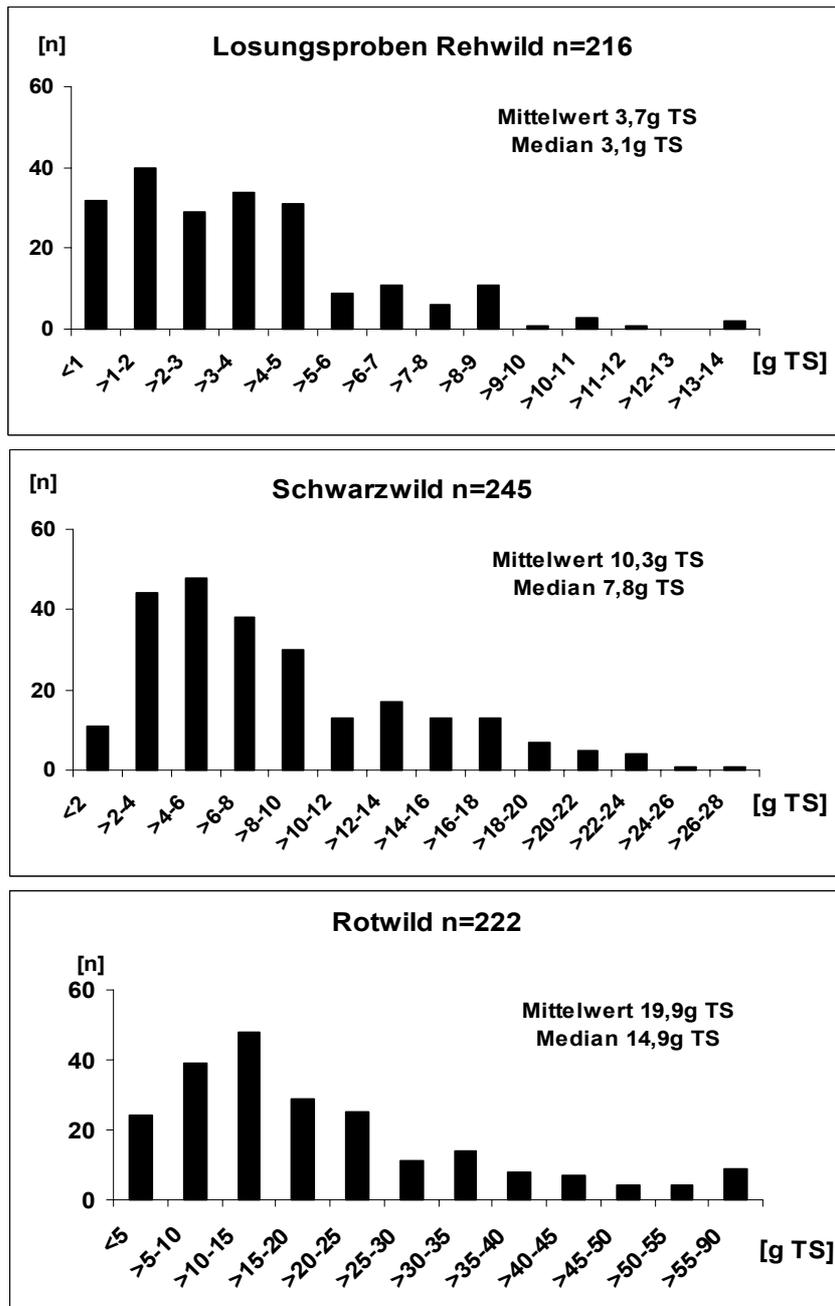


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der gesammelten Lösungsmengen von Reh-, Schwarz- und Rotwild.

2.2.7 Telemetrische Untersuchungen

Die Untersuchungen wurden im Bereich der Revierförsterei Behlendorf/Stadtforstamt Lübeck durchgeführt. Das Untersuchungsgelände – die Albsfelder Tannen - ist nadelholzbetont mit sporadischen Eichenvorkommen.

Mit Hilfe von auf dem Rücken der Vögel als Rucksack montierten Radiotelemetrie-Sendern ist eine kontinuierliche individuelle Beobachtung der Flugbewegungen der Vögel möglich. Im Jahr 2001 wurden 3 Hähner in ihrem Aktionsraum-Verhalten von der Brutzeit über die Mauserzeit im Juli/August bis zur Zeit der Eichelreife im September/Oktober kontinuierlich unter Kontrolle gehalten und auch über den Spätherbst und Winter stichprobenartig kontrolliert.

Von drei im Juni 2001 mit Sendern markierten Hähnern standen Anfang Januar 2002 im Untersuchungsgebiet, den Albsfelder Tannen, südwestlich von Ratzeburg, noch je ein erwachsenes Männchen und Weibchen unter Beobachtung. Im Frühjahr 2002 wurden 8 Vögel gefangen und mit Sendern ausgestattet und die Aktivität der markierten Vögel stichprobenartig verfolgt. Im Januar 2003 wurden vier der bisher mit Sender markierten Hähner erneut gefangen und jeweils mit einem neuen Sender auszustatten. Auf diese Weise wird belegbar, dass die Hähner im folgenden Frühjahr auch tatsächlich in ihrem Aktionsraum vom vergangenen Jahr zur Brut schreiten - und dass damit ihre eigenen Jungvögel von den im vergangenen Herbst im Revier versteckten Eicheln profitieren.

Von Juni bis September 2002 wurden überdies 150 neu gekeimte Jungeichen in ihrer Entwicklung individuell überwacht, in Gruppen von je 50 Pflanzen - die unter natürlichen Bedingungen aus Hähersaat gekeimt waren. Diese Beobachtungen wurden 2003 fortgesetzt.

2.2.8 Ausbreitung und Verjüngung der Vogel-Kirsche (*Prunus avium*)

Zum Thema „Ausbreitung und Verjüngung der Vogel-Kirsche (*Prunus avium*)“, wurde eine Diplomarbeit vergeben. Sie begann im Februar 2002. Im Rahmen dieser Arbeit wurde der aktuelle Wissensstand zu den Fragen der Ausbreitung der Vogel-Kirsche durch Vögel und Säugetiere im Rahmen einer Literaturstudie zusammengetragen. Darüber hinaus sollte die waldbauliche Behandlung dieser Baumart in Vergangenheit und Gegenwart sowie ihre Bedeutung für das Ökosystem Wald und seine Bewirtschaftung in der Zukunft dargestellt werden.

2.2.9 Totholzbewohnende Käferfauna

Die an Totholz gebundene Käferfauna ist außerordentlich artenreich. Von den 6492 Käferarten in Deutschland, für die gesicherte Nachweise vorliegen, sind 21 % (1372 Arten) Totholzkäfer. Als Totholzkäfer oder „xylobionte“ Käfer werden die Arten bezeichnet, die in ihrer Reproduktion an totes Holz oder daran lebende Organismen (z. B. Pilze) gebunden sind.

Annähernd 60 % dieser Arten sind in der Roten Liste aufgeführt. Damit weist diese Artengruppe unter den artenreichen Gruppen den höchsten prozentualen Gefährdungsanteil auf.

Studien zum Einfluss von Flächengröße, Isolation und Alter von Wäldern auf die Zusammensetzung und Vielfalt der Totholzkäfer fehlen bisher. Daher wurde in Zusammenarbeit mit PD Dr. Ulrich Irmeler (Ökologiezentrum der Universität Kiel) eine Diplomarbeit zu diesem Thema durchgeführt (GROHMANN 2003). Dabei wurde unter anderem auf die im Teilprojekt im Jahr 2001 vorgenommene Kartierung von Alt- und Totholz in ausgewählten Waldgebieten zurückgegriffen. Von April bis Oktober 2002 wurde die totholzbewohnende Käferfauna in 12 Wäldern Schleswig-Holsteins (darunter die in dem nördlichen Landschaftsausschnitt gelegenen Forstorte Berkenstrücken und Bartelsbusch) mit Hilfe von Emergenzfallen untersucht. In jedem Wald wurde liegendes und stehendes Totholz von Laubhölzern mit je zwei Parallelen ausgefangen. Die Ausfänge wurden alle drei bis vier Wochen eingesammelt. Die Menge an Totholz je Emergenzfalle schwankte zwischen 0,04 m³ und 0,07 m³. Als zusätzliche Daten wurden Zersetzungsgrad, Mantelfläche und Rindenanteil der beprobten Totholzstücke erhoben. Die Flächengröße der Wälder lag zwischen 2,3 ha und 5.100 ha, das Alter zwischen 40 Jahren und über 300 Jahren. Als Maß für die Isolation der Wälder wurde die kürzeste Entfernung zum nächsten Wald verwendet. Diese Entfernungen betrugen zwischen 0,1 und 2,2 km. Die Einteilung der Käferarten nach ihren Habitat- und Nahrungspräferenzen erfolgte nach KÖHLER (2000) und bezieht sich auf die Lebensweise der Larven, da diese eine stärkere Habitatbindung aufweisen als die Imagines.

3. Ergebnisse

3.1 Liste der Waldgefäßpflanzenarten

3.1.1 Walddefinition

Folgende Walddefinition, die bei dem Workshop im Frühjahr 2002 an der BFH verabschiedet wurde, wird der Liste der typischen Waldgefäßpflanzen zugrunde gelegt:

Walddefinition

Mit mindestens 5 Meter hohen Bäumen bestandene Flächen. Dabei werden mehr oder weniger geschlossene Baumbestände mit ineinander greifenden Baumkronen ebenso zum Wald gezählt wie offene Baumbestände, deren Kronen sich meist nicht berühren, jedoch mindestens 30 % der Fläche überschirmen (z. B. einige Sand- und Moor-Kiefernwälder, Felshang-Trockenwälder, Hutewälder). Bei voller Überschirmung soll die Fläche mindestens der eines Kreises mit dem Radius der maximalen Baumhöhe des Bestandes entsprechen. Ist die Baumschicht-Bedeckung geringer, so vergrößert sich die Mindestfläche umgekehrt proportional zum Überschirmungsgrad.

Kahlschläge oder zeitweise verlichtete Flächen sowie Bestände, deren Bäume sich in der Verjüngungsphase befinden oder als nicht ausgewachsener sekundärer Aufwuchs (z. B. Stockausschlag) zeitweise weniger als 5 m Höhe erreichen, werden zum Wald gezählt. Voraussetzung ist, dass die dominierenden Gehölze aufrechte, nicht von der Basis an verzweigten Stämme aufweisen (echte Bäume, keine Sträucher). Waldränder einschließlich ihrer Saum- und Mantelvegetation werden ebenfalls als zum Wald gehörig betrachtet.

Nicht zum Wald zählen befestigte Fahrwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldwiesen, Wild-äsungs- und Holzlagerplätze, im Wald gelegene Leitungsschneisen, Weihnachtsbaum- und Schmuckreisigkulturen, die keinen integralen Teil des Waldes bilden; auch Baumreihen und zum Wohnbereich gehörende Parkanlagen werden nicht zum Wald gerechnet.

Diese Walddefinition enthält Elemente der bei MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG sen. (1974), THOMASIU & SCHMIDT (1996) und in der Bundeswaldinventur gegebenen Definitionen. Generell nicht berücksichtigt wird dabei der Natürlichkeitsgrad der Wälder, das heißt, eine Unterscheidung zwischen „Wäldern“ und „Forsten“ wird hier nicht vorgenommen.

3.1.2 Gruppenbildung und Zuordnung der Arten

Auswahl und Zuordnung der Arten wurden während der Workshops diskutiert, und für nahezu alle Arten konnte ein Konsens erzielt werden. Gezielte Recherchen wurden im Anschluss an die Workshops zur Klärung einzelner noch offener Fragen durchgeführt. Die Ergebnisse sind der im Anhang befindlichen Liste zu entnehmen. Alle in der Liste nicht aufgeführten Arten können in Deutschland als fast ausschließlich im Offenland und höchstens vereinzelt im Wald vorkommend eingestuft werden.

Nach Beschluss der Mitwirkenden soll die Abgrenzung der Sippen im Zweifel auf dem nächst höheren taxonomischen Niveau vorgenommen werden. Dies hat insbesondere zur Folge, dass die *Rubus fruticosus*- und die *Rubus corylifolius*-Gruppe nicht weiter unterteilt werden.

Synanthrope Arten erfahren in der Liste keine besondere Kennzeichnung, da diese Status-Angabe oft mit Unsicherheit behaftet ist bzw. innerhalb der naturräumlichen Großregionen noch regional differenziert werden müsste. Neophytische Arten werden dagegen – soweit dies eindeutig bekannt ist – in der Liste mit „N“ gekennzeichnet. Forstlich eingebrachte Baumarten, die nicht bei WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) geführt werden (z. B. *Abies grandis*, *Larix kaempferi*, *Picea sitchensis*, *Pinus strobus* und *Quercus cerris*), finden keine Berücksichtigung.

Für die Aufnahme einer Art in die Liste ist es unerheblich, ob die Arten in der gesamten untersuchten Großregion (Deutschland) oder nur in einzelnen Naturräumen vorkommen. Beispielsweise ist *Hieracium fuscocinereum* nur im äußersten Norden des Norddeutschen Tieflandes zu finden; *Astragalus arenarius* und *Adonis vernalis* treten nur unter den kontinentaleren Klimabedingungen des nordöstlichen Tieflandes auf. Vorwiegend im Übergangsbereich zum Mittelgebirge kommen im Tiefland beispielsweise Arten wie *Asarum europaeum* und *Atropa bella-donna* vor. Weitgehend auf Alpen, Alpenvorland, Bayerischen Wald und Erzgebirge beschränkt ist *Homogyne alpina*. Als Beispiel einer im Norddeutschen Tiefland als Stromtalpflanze lebenden Art kann *Clematis recta* dienen, die in ihrer Verbreitung auf das Elbtal beschränkt ist.

Die Untergliederung der insgesamt 1.213 Taxa umfassenden Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands wird folgendermaßen vorgenommen:

B Arten der Baumschicht

S Arten der Strauchschicht

S1 Weitgehend an Wald gebunden

S1.1 Vorwiegend im geschlossenen Wald

S1.2 Vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen

S2 Im Wald und im Offenland

S2.1 Im Wald wie im Offenland

S2.2 Auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

K Arten der Krautschicht (Bodenpflanzen)

K1 Weitgehend an Wald gebunden

K1.1 Vorwiegend im geschlossenen Wald

K1.2 Vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen

K2 Im Wald und im Offenland

K2.1 Im Wald wie im Offenland

K2.2 Auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Gruppe B setzt sich aus Phanerophyten (überwiegend Bäumen, aber auch in die Baumschicht aufwachsende Lianen) zusammen, die in Deutschland im Wald vorkommen und die teilweise Wald bildend sein können. Zusätzlich in diese Gruppe aufgenommen wurden halbparasitische epiphytische Sträucher (*Viscum*, *Loranthus*), die nur in der Baumschicht auftreten.

Eine Unterscheidung zwischen solchen Sippen, die *weitgehend an Wald gebunden* sind und solchen, die *sowohl im Wald als auch im Offenland* zu finden sind, wie sie bei den Gruppen S und K vorgenommen wurde, erschien hier nicht sinnvoll, da nahezu alle der in Gruppe B enthaltenen Arten auch außerhalb des Waldes gefunden werden können.

Die beiden folgenden Gruppen umfassen die Arten der **Strauchschicht (S)** und der **Krautschicht (K)**. Dabei erfolgt die Unterscheidung nach Lebensformen. Zur Gruppe S zählen deshalb nur Nanophanerophyten. Regelmäßig bis in die Strauchschicht aufwachsende Arten wie *Clematis recta*, *Humulus lupulus* und *Tamus communis* zählen als Hemikryptophyt bzw. Geophyt zur Gruppe K. Als überwiegend in der Krautschicht auftretender Halbstrauch wird auch *Solanum dulcamara* dieser Gruppe zugerechnet.

Innerhalb der beiden **Gruppen S und K** erfolgt eine Untergliederung in zwei Gruppen mit jeweils zwei Untergruppen. Dabei enthält die Gruppe 1 alle weitgehend an Wald gebundenen Arten, während Gruppe 2 Arten zusammenfasst, die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen. Die Gruppenzuordnung einzelner Arten kann zwischen den naturräumlichen Großregionen „norddeutsches Tiefland“, „Hügel- und Bergland“ bzw. „Alpen“ unterschiedlich sein. Am Beispiel der Gruppe K wird diese Untergliederung im Folgenden erläutert:

Gruppe K1 enthält die weitgehend an Wald gebundenen krautigen Bodenpflanzen und die Zwergsträucher. Dabei kann ein Teil der hier aufgeführten Sippen auch in von Gehölzen

geprägten Lebensräumen außerhalb des Waldes auftreten, so beispielsweise im Bereich von Hecken, Latschen- und Grünerlengebüsch. Darüber hinaus können – vor allem im atlantischen Klimabereich – regional einige der genannten Arten auch ohne die Anwesenheit von Gehölzen etwa im Grünland oder in Magerrasen wachsen. **Untergruppe K1.1** umfasst diejenigen Sippen, die vorwiegend im geschlossenen Wald zu finden sind (z. B. *Anemone ranunculoides*, *Arum maculatum*, *Festuca altissima*, *Galium odoratum* und *Melica uniflora*), während **Untergruppe K1.2** vorwiegend für Waldränder und Waldverlichtungen typische Taxa beinhaltet. Zu dieser Untergruppe zählen Arten der Waldaußen- und Waldinnensäume (z. B. *Coronilla coronata*, *Dictamnus albus*, *Vicia sylvatica*) ebenso wie Arten, deren Ausbreitung nach Windwurf bzw. Kahlschlag (*Digitalis purpurea*,) oder durch Wegebau (z. B. *Alliaria petiolata*, *Dipsacus pilosus*) gefördert wird. Nahezu alle unter K1.2 genannten Sippen kommen regelmäßig auch im geschlossenen Wald vor; sie sind jedoch oft mit höherem Mengenanteilen und besserer Vitalität in Randbereichen und auf Verlichtungen anzutreffen und können in einzelnen Großregionen auch in der **Gruppe K2** auftreten.

Arten der **Gruppe K2** sind sowohl im Wald als auch im Offenland verbreitet. Die Untergruppe K2.1 enthält Arten, die im Wald wie im Offenland zu finden sind. Die Arten der Untergruppe K2.2 haben ihren Schwerpunkt im Offenland, kommen aber auch im Wald vor. Für eine Zuordnung zu einer der beiden Gruppen spielen aktuelle Mengenanteile der einzelnen Arten im Wald bzw. im Offenland keine Rolle. Entscheidend ist in Zweifelsfällen die Frage, ob eine Art Bestandteil naturnahen Waldtypen ist. Beispiele für Arten der **Untergruppe K2.1** sind *Caltha palustris*, *Crepis paludosa* und *Ranunculus ficaria*, die in Feuchtwäldern ebenso vorkommen wie im Feuchtgrünland oder *Calluna vulgaris*, *Carex pilulifera* und *Festuca filiformis* - Arten, die in bodensauren Laub- und Nadelwäldern ebenso auftreten wie in Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden. Gerade im Hügel- und Bergland gehören auch viele im Norddeutschen Tiefland enger an Wald gebundene Arten wie *Anemone nemorosa*, *Convallaria majalis*, *Lilium martagon*, *Luzula luzuloides* oder *Phyteuma spicatum* zu dieser Gruppe, da sie beispielsweise im montanen Grünland regelmäßig auftreten. Im Alpenraum fallen subalpine Hochstauden wie *Adenostyles alliariae*, *Cicerbita alpina* und *Saxifraga rotundifolia* sowie Besiedler von Kalkfelsen und Kalkschutt wie *Adenostyles glabra*, *Valeriana montana*, *Valeriana tripteris*, *Asplenium viride* und *Campanula cochleariifolia* in diese Gruppe. Ein großer Teil der Arten von Gruppe K2.1 hat seine ursprünglichen Wuchsorte vermutlich in Wäldern und ist von hier in die Offenland-Lebensräume der Kulturlandschaft eingewandert bzw. konnte nach Rodung der Wälder am Wuchsort überdauern. Dagegen sind unter den Sippen der **Untergruppe K2.2** viele,

die erst durch Aufforstung von Offenland (Zwergstrauchheiden, Kalk- und Sand-Magerrasen, Feuchtwiesen etc.) zu Gliedern von Waldbeständen wurden. Da diese Arten in einigen Waldtypen, beispielsweise in lichten Kiefernwäldern, als „Sukzessionsreste“ über lange Zeiträume existieren und für derartige Wälder charakteristisch sind, müssen auch solche Arten mit Schwerpunkt im Offenland in der Liste der Waldgefäßpflanzen aufgeführt werden. Beispiele hierfür sind *Anthyllis vulneraria*, *Koeleria pyramidata* und *Sanguisorba minor* (Kalk-Halbtrockenrasen sowie lichte Kiefernwälder kalkreicher Trockenstandorte), *Carex ovalis*, *Danthonia decumbens* und *Nardus stricta* (Borstgrasrasen und Sand-Kiefernwälder) sowie *Andromeda polifolia*, *Erica tetralix* und *Eriophorum latifolium* (Hochmoor-Torfmoosgesellschaften und Moor-Kiefern-Wälder). Hierher gehören in den Alpen Pflanzen intensiver Waldweiden mit Düngereinfluss wie *Poa alpina*, *Trifolium pratense*, *Rumex pseudoalpinus*, und *Alchemilla vulgaris* agg.

3.1.3 Vergleich der Artenlisten

Eine quantitative Auswertung der Liste ist in Tab. 2 wiedergegeben. Die Tabelle zeigt, wie sich die Waldpflanzenarten auf die einzelnen Artengruppen verteilen, sowohl für ganz Deutschland als auch differenziert nach den drei naturräumlichen Regionen.

Die im Vergleich zum norddeutschen Tiefland (669 Waldarten) erheblich größere standörtliche Heterogenität ist Ursache der mit 1.019 Waldarten deutlich höheren Gesamtartenzahl im Hügel- und Bergland (Tab. 2). Die Alpen als flächenmäßig kleinste aber standörtlich sehr diverse naturräumliche Region Deutschlands beherbergen immerhin 786 Taxa und damit deutlich mehr als das norddeutsche Tiefland. Für ganz Deutschland werden 1213 Waldarten aufgeführt.

Lediglich 18 Arten wurden ausschließlich im Tiefland als Waldarten eingestuft. Dazu gehören u. a. Arten der atlantischen Moorwälder wie *Narthecium ossifragum* und *Myrica gale*. Im Hügel- und Bergland sind es 195 Taxa, die nur hier als Waldarten gelten. Hierzu zählen z. B. die Gehölze (Bäume und Sträucher), die in den wärmeliebenden Wald- und Gebüschgesellschaften Mittel- und Süddeutschlands vorkommen.

Tab. 2: Verteilung der Taxa (gesamt, N=Neophyten, A=Archaeophyten) auf die Artengruppen im Norddeutschen Tiefland, im Hügel- und Bergland, in den Alpen sowie in ganz Deutschland. Für ganz Deutschland wurde jeweils die besonders walddtypische Artengruppe berücksichtigt. In Klammern: Zahl der Taxa die ausschließlich in dem jeweiligen Gebiet im Wald wachsen.

	Tiefland			Hügel- und Bergland			Alpen			Deutschland		
	gesamt	davon A N		gesamt	davon A N		gesamt	davon A N		gesamt	davon A N	
B	55 (1)	1	8	78 (17)	2	12	40 (2)		1	80	2	12
S1.1	9 (2)		2	14 (4)			7 (-)			17		2
S1.2	6 (-)		1	11 (3)		1	6 (-)			14		1
S2.1	31 (2)	1	3	46 (11)	1	3	27 (1)			46	1	4
S2.2	7 (-)		3	31 (15)		5	16 (5)			34		5
K1.1	169 (1)	1	3	173 (19)	1	3	106 (1)	1	2	208	1	4
K1.2	44 (-)		3	71 (27)		1	33 (-)		2	82		4
K2.1	189 (5)		3	314 (37)		6	214 (15)		2	312		4
K2.2	159 (8)	4	9	281 (62)	6	17	337(152)	2	6	420	8	15
gesamt	669 (18)	7	35	1019(195)	10	48	786(176)	3	13	1213	12	51

Eine größere Zahl der Arten mit enger Waldbindung im Tiefland (Vertreter der Gruppen K1.1 und K1.2) kommt im Hügel- und Bergland auch im Offenland vor (s. Kap. 3.1.2), was erheblich zur größeren Vielfalt der Artengruppen K2.1 und K2.2 in diesem Naturraum beiträgt. Diese Arten sind im Flachland auf das gemäßigte Waldklima angewiesen und profitieren vermutlich von den im Bergland i. d. R. höheren Niederschlägen und einer höheren Luftfeuchte infolge längerer Bewölkungsdauer als im Flachland.

Zur großen Zahl der Taxa in den Alpen trägt die Gruppe K2.2 mit 337 (43 %) aller Waldarten überdurchschnittlich bei. 152 Taxa dieser Gruppe werden nur in diesem Wuchsraum im Wald angetroffen. Viele dieser Arten greifen an der Waldgrenze aus alpinen Rasen, Schutt- und Staudenfluren in Wälder über oder treten in extensiv beweideten, lichten Laub- und Nadelwäldern auf, die bis heute in großen Teilen des Alpenraums anzutreffen sind.

3.2 Großflächige Kartierung von Landschaftsausschnitten (Streifen mit ca. 20 x 5 km Seitenlänge) im Maßstab 1:25 000

3.2.1 Strukturmerkmale der Waldvegetation in den Landschaftsausschnitten

Die heutige Waldfläche in den untersuchten Landschaftsausschnitten beträgt insgesamt 5.550 ha. Damit ergibt sich ein Waldanteil von 29 % der Gesamtfläche. Gewässer nehmen einen Flächenanteil von 6 % ein, 65 % der Fläche werden landwirtschaftlich genutzt oder sind Siedlungsflächen. Im Rahmen des Projekts konnten 93,4 % (5186 ha) der Waldfläche kartiert

werden (Beilage 1). Infolge der starken standörtlichen Heterogenität im Untersuchungsgebiet einerseits und des anthropogenen Einflusses andererseits sind die Wälder stark strukturiert. Dementsprechend wurden 1.716 Flächeneinheiten von 31 verschiedenen Waldtypen ausgeschieden (Tab. 3). Zusätzlich zu den 10 in Anhang 1 aufgeführten „reinen“ Waldtypen wurden 19 Mischbestände aufgenommen. Darüber hinaus wurden in wenigen Fällen und auf kleiner Fläche aufgeforstete Eichenreinbestände und sonstige Laubwaldbestände (z. B. Pappel-, Rot-Eichen- oder Vogel-Kirschen-Bestände) angetroffen.

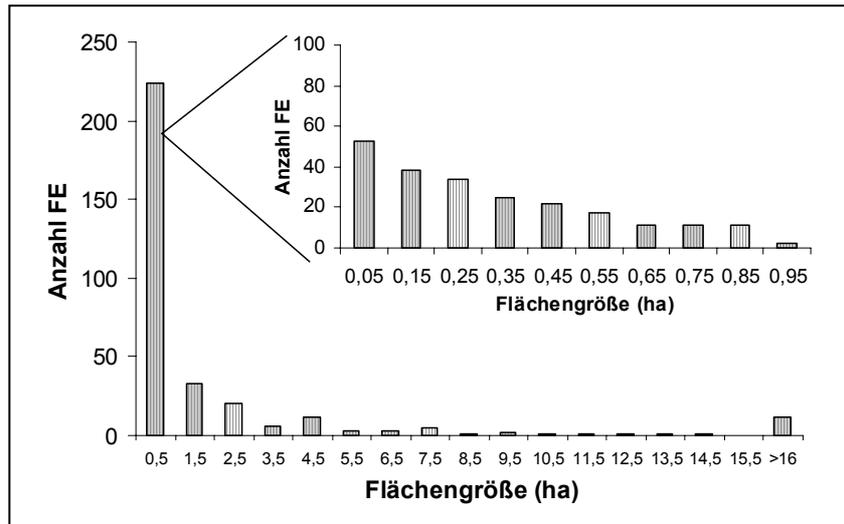
Die mittlere Flächengröße pro kartierter Flächeneinheit beträgt 3,1 ha (Tab. 3). Zwischen den einzelnen Waldtypen bestehen jedoch erhebliche Unterschiede. Sowohl im Hinblick auf die Anzahl der Flächeneinheiten ($n = 326$) als auch auf die Gesamtfläche (2006 ha = 36,8%) erreichen die Nadelholz-Bestände die höchsten Werte (Tab. 3). Auch die größte zusammenhängende Fläche eines Waldtyps (426 ha) wird von Nadelholz-Beständen im südlichen Landschaftsausschnitt (östlich von Mölln) eingenommen. Diese relativ wenigen sehr großflächig ausgebildeten Bestände bewirken, dass die mittlere Flächengröße der Nadelholz-Bestände bei 6,2 ha liegt (Tab. 3). Die Flächengrößenverteilung aller 326 Nadelholz-Einzelbestände zeigt, dass etwa zwei Drittel der Flächen unter 1 ha groß ist (Abb. 2a).

Unter den naturnahen Waldgesellschaften wurde bei den Erlen-Bruchwäldern und den Erlen-Eschenwäldern die größte Zahl an Einzelflächen kartiert (Tab. 3). Waldmeister-Buchenwald und die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes sind mit etwa 100, der Waldgersten-Buchenwald mit 81 und der Drahtschmielen-Buchenwald mit 62 Flächeneinheiten vertreten. Anhand der absoluten Fläche haben allerdings der Waldmeister-Buchenwald, die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes und der Drahtschmielen-Buchenwald deutlich höhere Anteile als die anderen naturnahen Waldtypen. Die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform nimmt dabei eine größere Gesamtfläche ein als der Waldmeister-Buchenwald und ist auch im Bereich der drei Fokus-Flächen der bestimmende Waldtyp (Abb. 3 bis Abb. 5). Bei den Erlen-Bruchwäldern und Erlen-Eschenwäldern dominieren Flächengrößen von weniger als 1 ha und Flächengrößen über 6 ha kommen nur in Einzelfällen vor (Abb. 2b, die mittleren Flächengrößen betragen 0,5 bzw. 0,7 ha, Tab. 3). Daher erreichen diese Waldgesellschaften trotz der großen Zahl an Einzelflächen lediglich einen Gesamtflächenanteil von jeweils etwa 3 % (Tab. 3). Noch kleinflächiger sind die Waldgersten-Buchenwälder sowie die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldgersten-Buchenwaldes ausgebildet (Tab. 3).

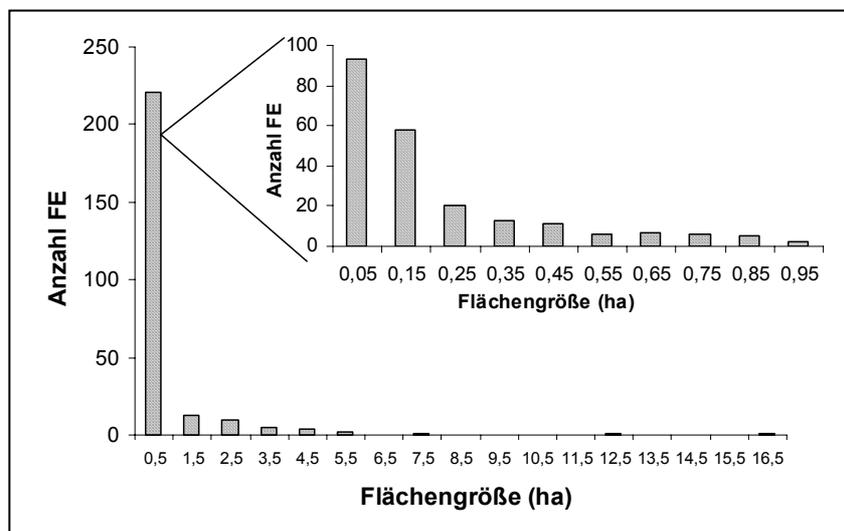
Tab. 3: Kenndaten der 31 Waldvegetationstypen. FE: Flächeneinheiten; SD: Standardabweichung.

Waldtyp	Anzahl FE	Gesamtfläche (ha)	rel. Flächenanteil (%)	mittlere Flächengröße (ha)	SD (ha)	Min. Flächengröße (ha)	Max. Flächengröße (ha)
Drahtschmielen-Buchenwald (DB)	62	734,6	14,2	11,8	26,5	0,03	149,7
Waldmeister-Buchenwald (WMB)	112	455,8	8,8	4,1	10,9	0,01	79,2
WMB Ei-HBu-Nutzungsform (WMB H)	93	584,5	11,3	6,3	14,8	0,03	105,8
Waldgersten-Buchenwald (WGB)	81	16,6	0,3	0,2	0,3	0,02	1,6
WGB Ei-HBu-Nutzungsform (WGB H)	40	9,5	0,2	0,2	0,4	0,006	1,6
Birken-Eichenwald (BE)	40	43,7	0,8	1,1	1,2	0,007	4,7
Erlen-Eschenwald (EE)	258	169,6	3,3	0,7	1,6	0,007	16,0
Erlen-Bruchwald (EB)	288	134,3	2,6	0,5	1,1	0,002	11,8
Moorwald (MW)	4	4,8	0,1	1,2	0,7	0,33	1,8
Nadelwald-Bestände (NB)	326	2005,5	38,7	6,2	35,0	0,004	426,0
Ei-Aufforstung	5	5,0	0,1	1,0	0,4	0,35	1,3
sonstiger Laubwald	16	11,2	0,2	0,7	0,8	0,15	3,4
DB - WMB	7	10,2	0,2	1,5	1,2	0,40	3,8
DB - BE	23	66,2	1,3	2,9	2,1	0,25	7,4
DB - EE	1	1,5	0,0	1,5	-	-	-
WMB - WGB	22	8,8	0,2	0,4	0,4	0,04	1,5
WMB - BE	3	18,8	0,4	6,3	7,0	0,34	13,9
WMB - EE	40	90,4	1,7	2,3	4,9	0,007	19,8
WMB H - BE	1	2,1	0,04	2,1	-	-	-
WMB H - EE	28	64,4	1,2	2,3	3,6	0,02	18,5
WGB - EE	11	6,5	0,1	0,6	0,8	0,09	2,8
EE - EB	13	9,4	0,2	0,7	0,7	0,13	2,7
EB - BE	3	5,0	0,1	1,7	1,2	0,32	2,5
DB - NB	59	384,0	7,4	6,5	10,5	0,002	70,2
WMB - NB	100	70,8	1,4	0,7	1,0	0,03	5,2
WMB H - NB	5	1,3	0,03	0,3	0,2	0,02	0,6
WGB - NB	6	3,4	0,1	0,6	0,7	0,17	1,9
BE - NB	58	250,2	4,8	4,3	5,8	0,004	35,2
EE - NB	4	1,3	0,03	0,3	0,2	0,02	0,5
EB - NB	1	1,0	0,02	1,0	-	-	-
MW - NB	6	15,4	0,3	2,6	4,1	0,31	10,8
Gesamt	1716	5185,7	100,0	3,1		0,002	426,0
nicht kartiert	102	364,4		35729	111140	32	794521

a)



b)



c)

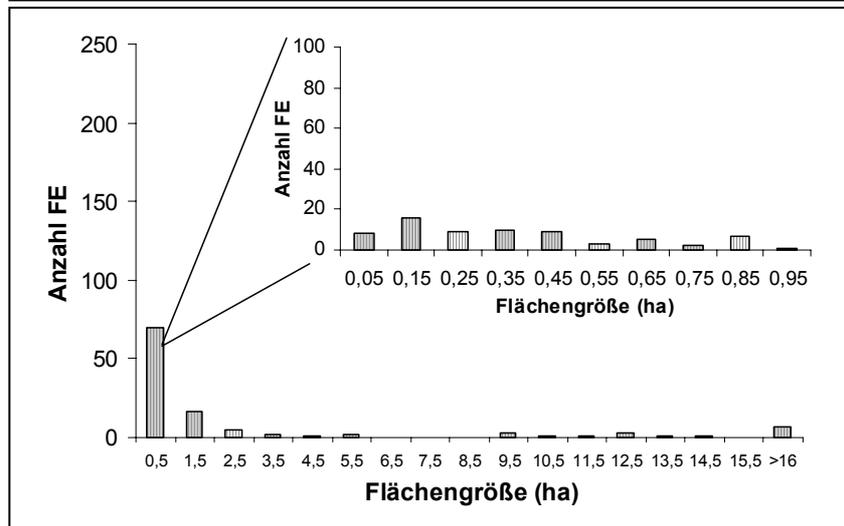


Abb. 2: Flächengrößenverteilung der 326 Nadelwald-Bestände (a), 258 Erlen-Eschenwälder (b) und 112 Waldmeister-Buchenwälder (c) in 1 ha-Klassen (große Grafiken). Bei a) weisen 224 Flächeneinheiten (FE), bei b) 221 FE und bei c) 70 FE Flächengrößen bis 1 ha auf. Diese sind in den kleinen Grafiken jeweils in einer Flächengrößenverteilung in 0,1 ha-Klassen dargestellt.

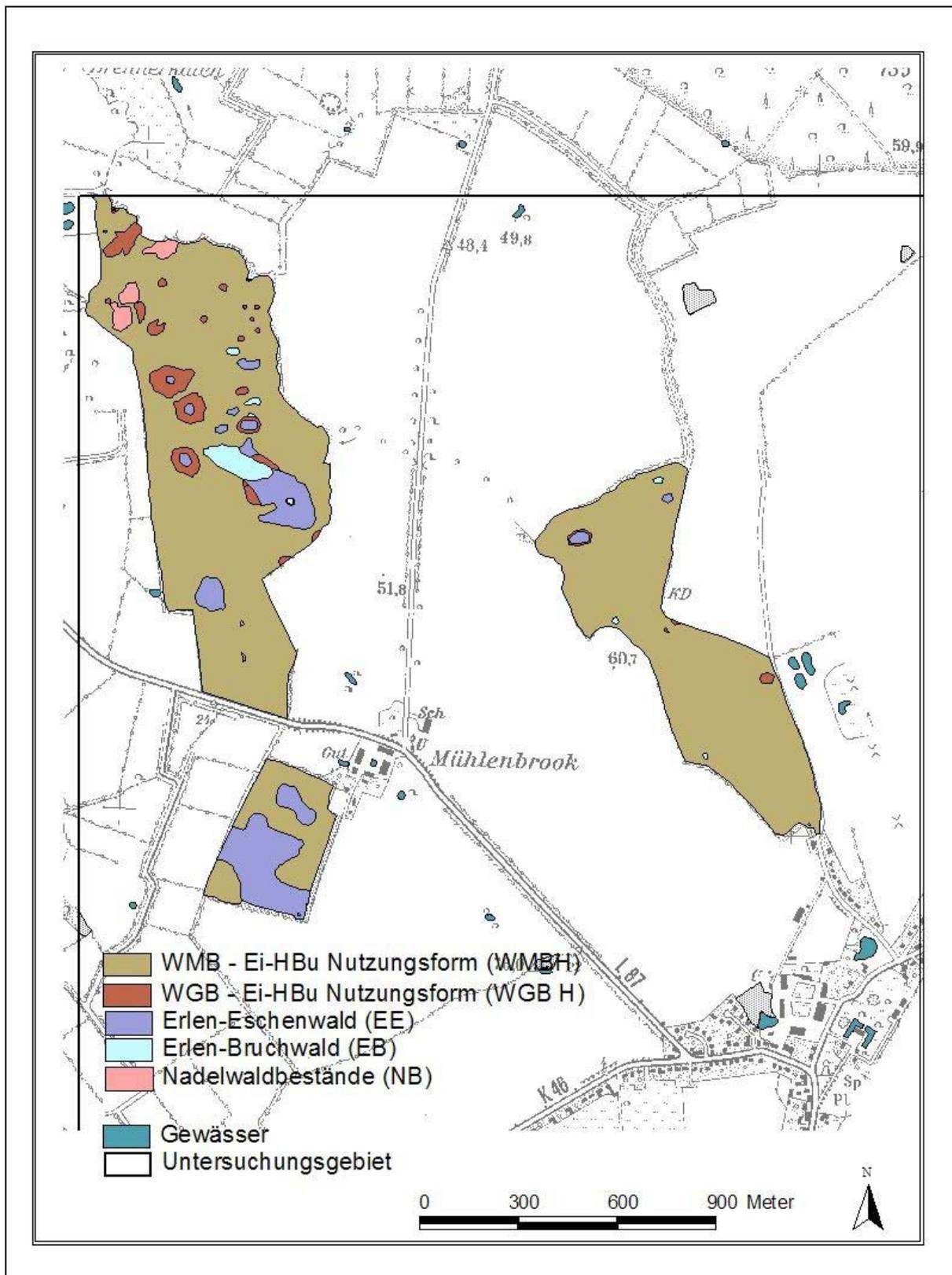


Abb. 3: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Steinhorst“ (links oben) und in zwei benachbarten Waldgebieten.

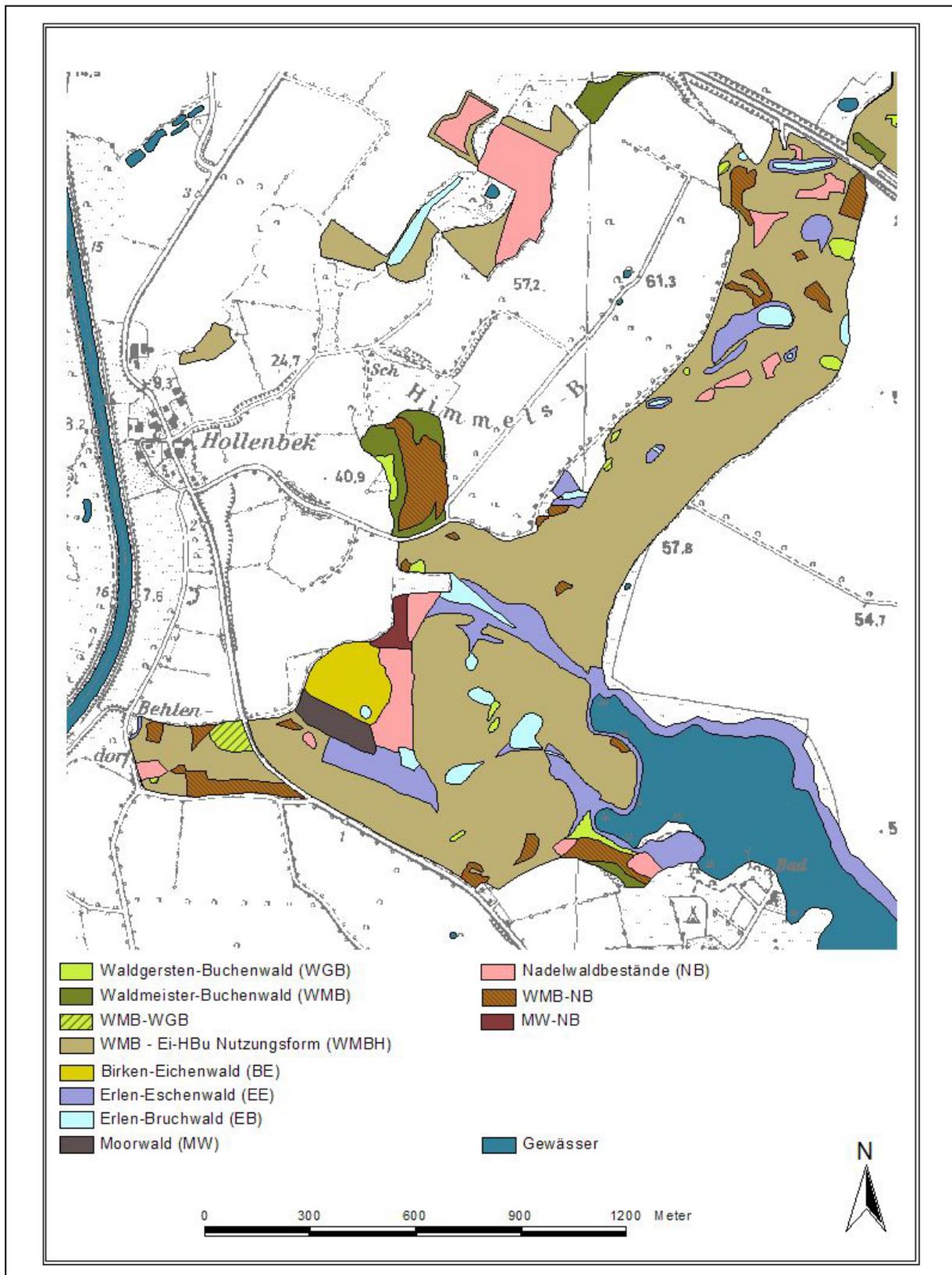


Abb. 4: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Behlendorf“.

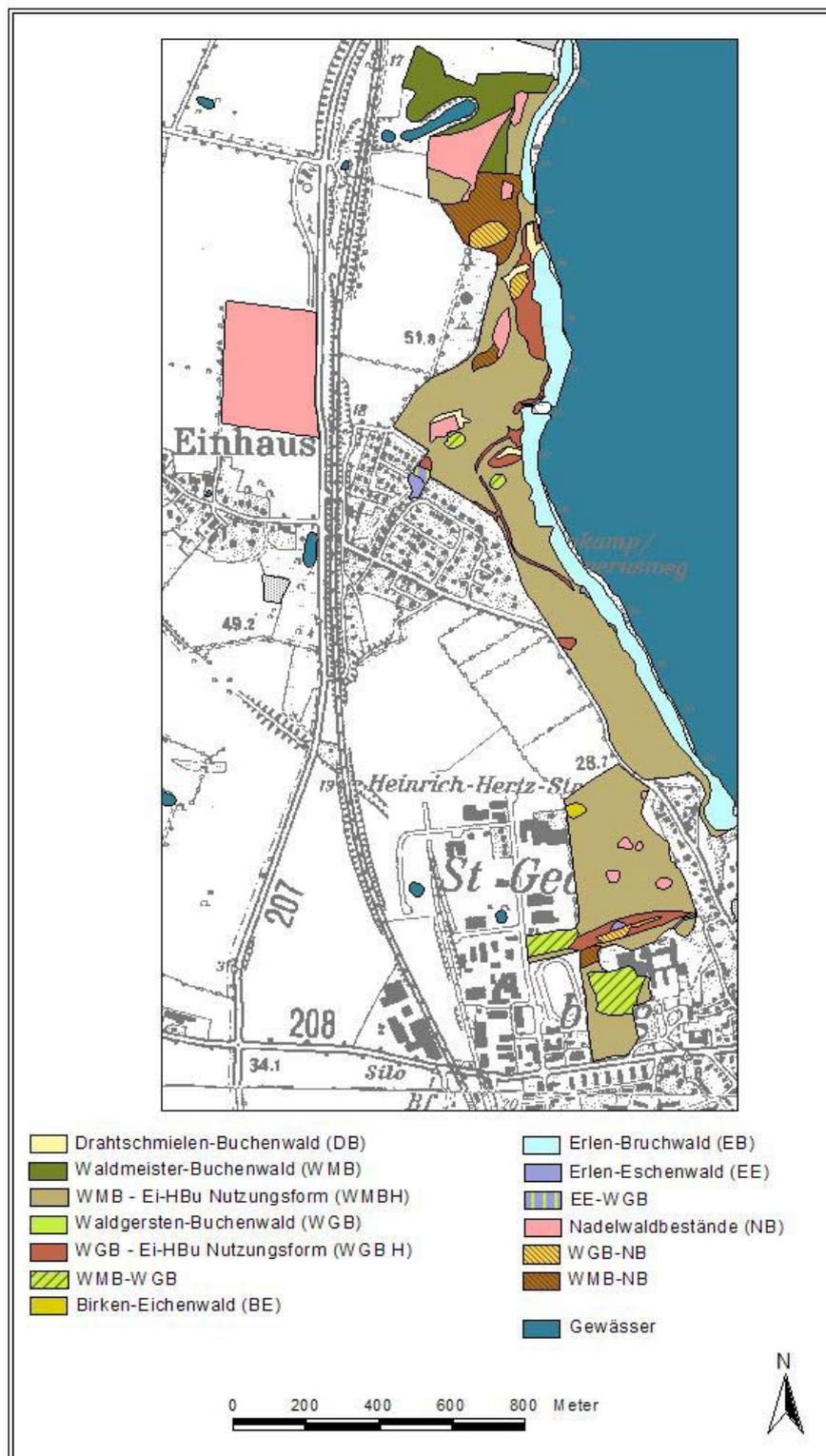


Abb. 5: Waldvegetation im Bereich der Focus-Fläche „Einhaus“.

Nur wenigen Mischbeständen kommt flächenmäßig eine größere Bedeutung zu (Tab. 3). Hervorzuheben sind die Drahtschmielen-Buchenwald-Nadelholz-Mischbestände mit einem Flächenanteil von 7 % sowie die Birken-Eichenwald-Nadelholz-Mischbestände mit 5 %. Bemerkenswert ist jedoch, dass insgesamt 239 aller 1716 kartierten Flächeneinheiten eine Beimischung von Nadelhölzern aufweisen.

3.2.2 Differenzierung der Geländestreifen anhand der geologischen Bedingungen

Die beiden Landschaftsausschnitte wurden zu Beginn der Projektlaufzeit so ausgewählt, dass sie geologisch bedingt unterschiedliche Standortseigenschaften aufweisen (Kap. 2.1.2.3). Während im nördlich gelegenen Streifen Grund- und Endmoräne als oberflächennahes Substrat vorherrschen, dominieren im südlichen Streifen glazifluviatile Sand- und Kiesablagerungen (Sander, Beilage 2). Relativ kleinflächig eingestreut sind Nieder- und Hochmoore. Insgesamt nehmen Grund- und Endmoräne eine Fläche von 10.325 ha, Sander 7.071 ha und Moore 704 ha ein. Damit umfassen die nährstoffarmen Standorte des Sanders 39 % der Fläche in der Landschaftsausschnitten (Tab. 4). Auf diesen Standorten befinden sich jedoch annähernd zwei Drittel der heutigen Waldbestände (Tab. 4).

Die Grundlage für die Abgrenzung der oberflächennahen Substrate bildet die Geologische Übersichtskarte der BRD, die im Maßstab 1 : 200.000 vorliegt. Gewisse Unschärfen bei der Verschneidung der Substratverhältnisse mit der Kartierung der Waldvegetationstypen können sich daher aus den unterschiedlichen Maßstabsebenen ergeben. Da die Substratverhältnisse auf dem größten Teil der untersuchten Landschaftsausschnitte jedoch großflächig ausgebildet sind, sollten diese Ungenauigkeiten nur in kleineren Teilbereichen der Landschaftsausschnitte zum Tragen kommen.

Tab. 4: Relative Flächenanteile der oberflächennahen Substrate in den untersuchten Landschaftsausschnitten. Zudem sind die relativen Flächenanteile je Substrattyp angegeben, die mit Wald bestockt sind.

	Grund- und Endmoräne	Sander	Moore
Anteil an der Gesamtfläche (%)	57	39	4
Anteil an der Waldfläche (%)	33	64	3

3.2.3 Verteilung der Waldvegetation anhand historischen und aktueller Karten

Die Auswertung des historischen Kartenmaterials, insbesondere der Kurhannoverschen Landesaufnahme (1777) und der Varendorfschen Karte des Herzogtums Holstein (1789-1796), und der Vergleich mit dem heutigen Zustand belegt für den Untersuchungsraum ein Nebeneinander historisch alter und junger („neuzeitlicher“) Waldstandorte und damit eine unterschiedliche Habitatkontinuität (Tab. 5, Tab. 6, Tab. 7, Beilagen 4 bis 7). Zum Ende des 18. Jahrhunderts betrug die Waldfläche 4.911 ha und lag damit über 600 ha niedriger als heute (Tab. 5). Die Veränderung der Waldfläche während der letzten ca. 200 Jahre verlief jedoch in Abhängigkeit von den Substratverhältnissen sehr unterschiedlich. Auf den reicheren Böden der Grund- und Endmoräne fand seit dem 18. Jahrhundert Waldrodung mit anschließender Umwandlung der Standorte in Ackerland im größeren Umfang statt. Nur wenige Teilflächen wurden dort im Laufe der letzten zweihundert Jahre aufgeforstet (Tab. 5, Tab. 6, Tab. 7). Dagegen wurden auf den ärmeren Böden des Nord-Süd-Streifens im großen Maßstab seit der Mitte des 18. Jahrhunderts Heide-, Moor- und Ackerflächen in Wald (meist Nadelwald) umgewandelt.

Tab. 5: Veränderung der Waldfläche im Zeitraum von Ende des 18. Jahrhunderts bis heute in Abhängigkeit von den Substratverhältnissen.

	Grund- und Endmoräne	Sander	Moore	Summe
Gesamtfläche in den Streifen (ha)	10.325	7.071	766	19.138
Waldfläche Ende 18. Jh. (ha)	2.335,4 (22,6%)	2.350,3 (33,2%)	225,2 (29,4%)	4.910,9 (25,7%)
Rodung seit Ende 18. Jh. (ha)	849,0	370,1	104,7	1.323,7
Aufforstung seit Ende 18. Jh. (ha)	305,1	1568,3	86,7	1.960,1
Differenz (ha)	- 543,9	+ 1198,2	- 18,0	+ 636,4
Waldfläche heute (ha)	1.791,5 (17,4%)	3.548,5 (50,2%)	207,2 (27,0%)	5547,3 (29,0%)

Tab. 6: Flächenanteile der historisch alten und jungen Wälder in den 31 Waldtypen.

Waldtyp	Fläche HAW (ha)	Rel. Anteil Gesamt HAW (%)	Fläche JW (ha)	Rel. Anteil Gesamt JW (%)	Rel. Anteil HAW je Waldtyp (%)	Rel. Anteil JW je Waldtyp (%)
Drahtschmielen-Buchenwald (DB)	645,6	18,8	89,0	5,1	87,9	12,1
Waldmeister-Buchenwald (WMB)	409,7	11,9	46,1	2,6	89,9	10,1
WMB Ei-HBu Nutzungsform (WMB H)	504,7	14,7	79,8	4,6	86,3	13,7
Waldgersten-Buchenwald (WGB)	13,9	0,4	2,7	0,2	84,0	16,0
WGB Ei-HBu Nutzungsform (WGB H)	8,2	0,2	1,3	0,1	86,8	13,2
Birken-Eichenwald (BE)	21,9	0,6	21,8	1,2	50,1	49,9
Erlen-Eschenwald (EE)	143,5	4,2	26,0	1,5	84,7	15,3
Erlen-Bruchwald (EB)	109,6	3,2	24,7	1,4	81,6	18,4
Moorwald (MW)	2,9	0,1	1,8	0,1	61,7	38,3
Nadelwald-Bestände (NB)	837,4	24,4	1168,1	66,6	41,8	58,2
Ei-Aufforstung	5,0	0,1			100,0	0,0
sonstiger Laubwald	4,9	0,1	6,3	0,4	43,7	56,3
DB - WMB	9,7	0,3	0,5	0,03	95,2	4,8
DB - BE	43,1	1,3	23,1	1,3	65,1	34,9
DB - EE	1,5	0,04			100,0	0,0
WMB - WGB	7,2	0,2	1,6	0,1	81,4	18,6
WMB - BE	3,2	0,1	15,6	0,9	17,2	82,8
WMB - EE	90,4	2,6			100,0	0,0
WMB H - BE	1,0	0,03	1,1	0,1	46,0	54,0
WMB H - EE	59,2	1,7	5,1	0,3	92,0	8,0
WGB - EE	5,7	0,2	0,8	0,05	87,8	12,2
EE - EB	9,2	0,3	0,2	0,01	97,6	2,4
EB - BE	4,2	0,1	0,7	0,04	85,1	14,9
DB - NB	303,2	8,8	80,8	4,6	79,0	21,0
WMB - NB	61,6	1,8	9,2	0,5	87,0	13,0
WMB H - NB	1,3	0,04			100,0	0,0
WGB - NB	3,0	0,1	0,4	0,02	88,8	11,2
BE - NB	104,2	3,0	146,1	8,3	41,6	58,4
EE - NB	1,3	0,04			100,0	0,0
EB - NB	1,0	0,03			100,0	0,0
MW - NB	14,6	0,4	0,8	0,05	94,5	5,5
Gesamt	3431,9		1753,8		66,2	33,8
nicht kartiert	155,9		208,5		42,8	57,2

Tab. 7: Flächenanteile der historisch alten und jungen Wälder in den 31 Waldtypen in Abhängigkeit von den Substratverhältnissen.

	Historisch alter Wald			Junger Wald		
	Grund-/Endmoräne (ha)	Sander (ha)	Moore (ha)	Grund-/Endmoräne (ha)	Sander (ha)	Moore (ha)
Drahtschmielen-Buchenwald (DB)	34,3	602,2	9,1	17,5	70,2	1,2
Waldmeister-Buchenwald (WMB)	282,1	114,1	13,6	31,2	14,9	0,1
WMB Ei-HBu Nutzungsform (WMB H)	480,8	17,1	7,0	70,4	9,5	
Waldgersten-Buchenwald (WGB)	12,6	1,1	0,3	1,2	1,4	
WGB Ei-HBu Nutzungsform (WGB H)	6,3	0,4	1,5	1,3		
Birken-Eichenwald (BE)	6,1	12,5	3,3	4,4	17,4	0,02
Erlen-Eschenwald (EE)	130,7	8,0	5,0	21,5	4,1	
Erlen-Bruchwald (EB)	75,5	18,7	15,1	17,8	4,5	2,0
Moorwald (MW)	1,9	0,7	0,4	1,8		
Nadelwald-Bestände (NB)	162,7	662,6	12,1	77,5	1083,7	7,0
Ei-Aufforstung (Reinbestand)	5,0					
sonstiger Laubwald	4,1	0,9		1,4	4,1	
DB - WMB	7,0	2,2	0,5		0,5	
DB - BE	0,2	38,3	4,5	2,7	17,5	2,9
DB - EE		1,4	0,05	0,0		
WMB - WGB	6,5	0,4	0,3	1,6	0,04	
WMB - BE	3,2	0,1		15,6		
WMB - EE	89,9	0,5	0,03	0,0		
WMB H - BE	1,0			1,2		
WMB H - EE	59,2	0,00		5,1		
WGB - EE	5,7			0,8		
EE - EB	9,2			0,2		
EB - BE	1,0	3,1	0,1	0,7		
DB - NB	7,1	282,5	13,7	3,2	73,1	4,5
WMB - NB	52,2	9,0	0,4	4,3	4,9	
WMB H - NB	1,2	0,1				
WGB - NB	2,7	0,4		0,3	0,1	
BE - NB	0,6	92,6	11,0	1,1	139,7	4,7
EE - NB	1,0	0,3				
EB - NB		1,0				
MW - NB	2,8	2,1	9,7	0,8		
Gesamt	1452,4	1872,3	107,6	283,6	1445,6	22,5
nicht kartiert	34,0	108,0	13,0	21,5	122,7	64,2

Eine Differenzierung der Waldbedeckung anhand der Waldtypen zeigt, dass mehr als die Hälfte der Sanderfläche mit Nadelholzbeständen bestockt ist (Tab. 7). Rechnet man auch noch die Mischbestände hinzu, in denen Nadelhölzer beteiligt sind, so erhöht sich dieser Anteil auf mehr als zwei Drittel. Nur ein Fünftel der Fläche wird von Drahtschmielen-Buchenwäldern eingenommen, die auf diesen Böden die heutige potenzielle natürliche Vegetation (hpnV) bilden (Tab. 7). Birken-Eichenwälder, die sich durch jahrhundertelange Nieder- und Mittelwaldnutzung auf diesen bodensauren und nährstoffarmen Standorten entwickelt haben, bedecken als Reinbestände lediglich eine Fläche von 1 % des Sanders, weitere 7% sind mit Birken-Eichenwälder, denen Nadelhölzer beigemischt sind, bestockt (Tab. 7).

Auf den basenreicheren Standorten der Grund- und Endmoräne bildet auf großer Fläche der Waldmeister-Buchenwald die hpnV. Allerdings ist auch auf diesen Standorten der menschliche Einfluss auf die Waldvegetation deutlich zu erkennen. Dies jedoch weniger in der Form von Nadelholzaufforstungen als vielmehr in der großflächigen Ausbildung der Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes (vgl. auch die in diesem Bereich gelegenen drei Fokus-Flächen, Abb. 3 bis Abb. 5).

Die Kartierungsergebnisse verdeutlichen noch einmal, dass die historischen Eingriffe in die Waldvegetation sehr stark von den Bodenbedingungen abhängen:

- Die Entwaldung war bereits Ende des 18. Jahrhunderts auf den nährstoffreichen Flächen der Grund- und Endmoräne mit 23 % Waldfläche besonders weit fortgeschritten. Auf dem Sander betrug die Waldfläche zu diesem Zeitpunkt noch 33 %.
- Auf den nährstoffreichen Böden schritt die Entwaldung auch in der Zeit nach Ende des 18. Jahrhunderts noch voran, so dass hier der Waldanteil heute nur noch 17 % ausmacht. Auf den Sanderflächen führte eine Nutzungsänderung (Aufgabe der Heidewirtschaft) zu großflächigen Aufforstungen insbesondere mit Nadelhölzern. Der Waldanteil auf diesen Böden beträgt dadurch heute 50 % der Gesamtfläche.

Tab. 8: Ergebnisse aus der Verschneidung der Waldvegetationskartierung mit der Geologischen Übersichtskarte der BRD (Maßstab 1 : 200.000).

Waldtyp	Grund- und Endmoräne		Sander		Moore	
	ha	%	ha	%	ha	%
Drahtschmielen-Buchenwald (DB)	51,9	3,0	672,4	20,3	10,3	7,9
Waldmeister-Buchenwald (WMB)	313,3	18,0	129,0	3,9	13,7	10,5
WMB Ei-HBu-Nutzungsform (WMB H)	551,2	31,8	26,6	0,8	7,0	5,4
Waldgersten-Buchenwald (WGB)	13,9	0,8	2,5	0,1	0,3	0,2
WGB Ei-HBu-Nutzungsform (WGB H)	7,6	0,4	0,4	0,01	1,5	1,2
Birken-Eichenwald (BE)	10,5	0,6	29,9	0,9	3,3	2,5
Erlen-Eschenwald (EE)	152,1	8,8	12,1	0,4	5,0	3,9
Erlen-Bruchwald (EB)	93,3	5,4	23,2	0,7	17,1	13,2
Moorwald (MW)	3,7	0,2	0,7	0,02	0,4	0,3
Nadelwald-Bestände (NB)	240,2	13,8	1746,3	52,6	19,1	14,7
Ei-Aufforstung	5,0	0,3				
sonstiger Laubwald	5,4	0,3	5,0	0,1		
DB - WMB	7,0	0,4	2,7	0,1	0,5	0,4
DB - BE	3,0	0,2	55,8	1,7	7,4	5,7
DB - EE			1,4	0,04	0,05	0,04
WMB - WGB	8,1	0,5	0,4	0,01	0,3	0,2
WMB - BE	18,7	1,1	0,1	<0,01		
WMB - EE	89,9	5,2	0,5	0,02	0,03	0,02
WMB H - BE	2,1	0,1				
WMB H - EE	64,4	3,7	0,004	<0,01		
WGB - EE	6,5	0,4				
EE - EB	9,4	0,5				
EB - BE	1,7	0,1	3,1	0,1	0,1	0,1
DB - NB	10,2	0,6	355,6	10,7	18,2	14,0
WMB - NB	56,5	3,3	13,9	0,4	0,4	0,3
WMB H - NB	1,2	0,1	0,1	<0,01		
WGB - NB	2,9	0,2	0,5	0,01		
BE - NB	1,7	0,1	232,3	7,0	15,7	12,1
EE - NB	1,0	0,1	0,3	0,01		
EB - NB			1,0	0,03		
MW - NB	3,7	0,2	2,1	0,1	9,7	7,4
Gesamt	1736,0		3317,8		130,0	
nicht kartiert	55,5		230,7		77,2	
Summe	1791,5		3548,5		207,2	

- Der Anteil historisch alter Waldstandorte mit naturnaher Bestockung ist trotz der insgesamt geringen Bewaldung im Bereich der Jungmoräne besonders hoch. Insbesondere auf den stark vernässten, schwer zu bearbeitenden lehmigen Böden der Jungmoräne blieben naturnahe Laubwälder erhalten bzw. wurden relativ geringfügig verändert (z. B. Umwandlung des Waldmeister-Buchenwaldes in Eichen-Hainbuchenwälder).

Damit sind im Bereich der Jungmoräne besonders viele schützenswerte Bestände zu finden, die als Refugium für zahlreiche Waldarten dienen können. Die geringen Flächengrößen der Waldvegetationseinheiten und die starke Zergliederung der Wälder gerade im Bereich der Jungmoräne verdeutlicht aber auch die Problematik von Fragmentierung und Isolierung einzelner Bestände.

3.3 Untersuchung des Vorkommens von seltenen typischen Waldgefäßpflanzenarten in den Streifen

3.3.1 Vergleich der Kartierungsergebnisse mit dem Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs“ von RAABE (1987)

Anhand der floristischen Wiederholungs-Kartierungen sowie der vegetations- und bodenkundlichen Erhebungen auf insgesamt 213 Probeflächen à 100 m² können für eine große Zahl von seltenen Waldarten Angaben über Vorkommen, Standortansprüche, Bestandesentwicklung sowie wesentliche Gefährdungsursachen gemacht werden. Bei der floristischen Kartierung wurden 34 seltene Waldarten berücksichtigt (Tab. 9). 22 Arten werden auf der „Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins“ geführt (MIERWALD & BELLER 1990), unter denen die beiden Arten *Lathyrus niger* und *Trifolium alpestre* als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft werden.

Die floristische Kartierung ergibt ein differenziertes Bild zum Vorkommen der untersuchten Arten. Insgesamt stehen den laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 beobachteten 287 Vorkommen aller Arten auf 1/36 Messtischblattebene lediglich 86 Fundbestätigungen gegenüber (Tab. 8). Mit Ausnahme der nur in ein bzw. zwei 1/36 Messtischblättern auftretenden Arten *Allium ursinum*, *Hypericum montanum* und *Lathyrus niger* konnten bei keiner weiteren Art die bei RAABE (1987) dokumentierten Kartierungsergebnisse vollständig bestätigt werden. Besonders stark zurückgegangen ist die Zahl der Nachweise bei *Dactylorhiza fuchsii*, *Epipactis helleborine*, *Galium sylvaticum*, *Hepatica nobilis*, *Lathraea squamaria*, *Lathyrus linifolius*, *Listera ovata*, *Melampyrum nemorosum*, *Melica nutans*, *Orchis mascula* und *Silene nutans* (Tab. 8, Abb. 6). Zu beachten ist jedoch, dass im Gegensatz zu den

Waldgebieten die Offenlandlebensräume nur in geringer Intensität bearbeitet werden konnten. Daher kann die Zahl der Vorkommen insbesondere bei den Arten mit Verbreitung sowohl im Wald als auch im Offenland (Gruppe K2.1, z. B. *Orchis mascula*, *Lathyrus linifolius* oder *Silene nutans*, s. Tab. 1) im Untersuchungsraum höher liegen als in Tab. 1 angegeben. Waldarten mit einer engen Bindung an geschlossenen Wälder (Gruppe K1.1) sowie Saumarten (Gruppe K1.2) werden hiervon jedoch kaum betroffen sein.

Bei der Kartierung in den Jahren 2001 und 2002 wurden insgesamt 102 Neufunde getätigt (Tab. 8). Für die Mehrzahl der Arten verändert sich dadurch der Rückgang der Vorkommen nicht oder nur unwesentlich, z. B. *Galium sylvaticum*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus linifolius*, *Melampyrum nemorosum*, *Melica nutans*, *Orchis mascula* und *Silene nutans*. Ein Teil der Arten erreicht dagegen in der Summe annähernd oder vollständig die Anzahl der Vorkommen im Zeitraum von 1960 bis 1985 (*Anemone ranunculoides*, *Carex digitata*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Epipactis helleborine*, *Hordelymus europaeus*, *Listera ovata*) bzw. übertrifft sie sogar (*Paris quadrifolia*, *Platanthera chlorantha*, *Potentilla sterilis*, *Pulmonaria obscura*).

Tab. 9: Ergebnisse der floristischen Kartierung von 34 seltenen Waldarten. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2003). Vor 1985: Anzahl der 1/36 Messtischblätter, in denen die jeweilige Art laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985 beobachtet wurde; FB 2002: Fundbestätigung; NF 2002: Neufund; WF 2002: Wiederfund (s. Kap. 2.2.3). *: vgl. Erläuterungen in Abb. 7; Soz.: Pflanzensoziologische Einbindung (AU: *Alno-Ulmion*; HF: *Hordelymo-Fagetum*; Ei-HBu: Eichen-Hainbuchen-Waldgesellschaften); Rote Liste SH: Gefährdungsgrad nach Roter Liste von Schleswig-Holstein (MIERWALD & BELLER 1990).

Art	Biotopbindung	Vor 1985	FB 2002	NF 2002	WF 2002	Soz.	Rote Liste SH
<i>Actaea spicata</i>	K1.1	13	5			HF	4
<i>Allium ursinum</i>	K1.1	1	1			HF	4
<i>Anemone ranunculoides</i>	K1.1	12	4	6		HF	
<i>Campanula persicifolia</i>	K1.2	4	1			(HF) Saum	2
<i>Carex digitata</i>	K1.1	6	2	3		HF	4
<i>Corydalis cava</i>	K1.1	5	2	1		HF	3
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	-	5	1	4		AU	3
<i>Epipactis helleborine</i>	K1.1	11	2	7		AU+HF	
<i>Festuca heterophylla</i>	K1.1			1		Ei-HBu	-
<i>Galium sylvaticum</i>	K1.1	15	2			(HF)	4
<i>Hepatica nobilis</i>	K1.1	16	3	2		HF	2
<i>Hordelymus europaeus</i>	K1.1	7	4	3		HF	
<i>Hypericum montanum</i>	K2.1	1	1			(HF)	2
<i>Lathraea squamaria</i>	K1.1	12		5		AU+HF	
<i>Lathyrus linifolius</i>	K2.1	13	1	2		Saum	
<i>Lathyrus niger</i>	K1.2	2	2			Saum	1
<i>Lathyrus vernus</i>	K1.1				1*	HF	2
<i>Listera ovata</i>	K1.1	12	2	8		AU	
<i>Melampyrum nemorosum</i>	K1.2	5	1			Saum	2
<i>Melica nutans</i>	K1.1	8	1	1		(HF)	4
<i>Mercurialis perennis</i>	K1.1	17	6	1		HF	
<i>Neottia nidus-avis</i>	K1.1	1		2		Fagetalia	2
<i>Orchis mascula</i>	K2.1	5		1		AU	3
<i>Paris quadrifolia</i>	K1.1	13	4	16		AU	
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	K2.1	4	1			Saum	2
<i>Platanthera chlorantha</i>	K1.1	8	3	12		AU	3
<i>Poa remota</i>	K1.1			1		AU	4
<i>Potentilla sterilis</i>	K1.2	9	4	6		Ei-HBu+Saum	3
<i>Pulmonaria obscura</i>	K1.1	18	12	10		HF	
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	K1.1	22	6	3		AU+HF	
<i>Sanicula europaea</i>	K1.1	29	14	4		AU+HF	
<i>Serratula tinctoria</i>	K2.1	2	1			Saum	2
<i>Silene nutans</i>	K2.1	10	1	1		(HF)	3
<i>Trifolium alpestre</i>	K2.1	3		1		Saum	1
Gesamt		287	86	102	1		

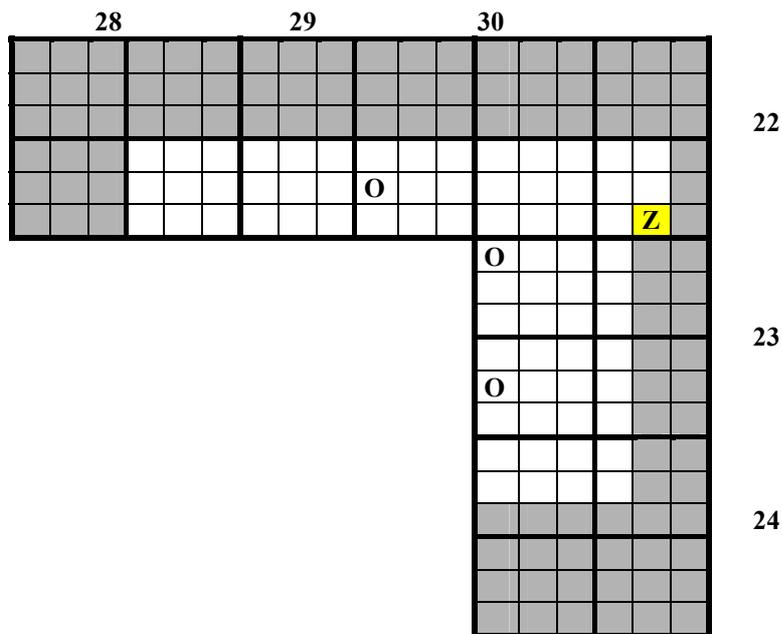


Abb. 7: Verbreitung von *Lathyrus vernus* in den 1/36 Messtischblättern des Untersuchungsraumes. Signaturen: Weiße Felder: untersuchter Landschaftsausschnitt; **O**: *L. vernus* laut RAABE (1987) vor 1945 beobachtet, danach keine Fundbestätigung und vermutlich am Wuchsort ausgestorben; gelbes Feld: *L. vernus* laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1954 und 1960 in dem 1/36 Messtischblatt beobachtet, in dem Zeitraum von 1960 bis 1985 keine Fundbestätigung; **Z**: Wiederfund 2001/2002.

Die Bezugsgrundlage für die in dem Rahmen des Teilprojekts erstellte Wiederholungskartierung bilden die floristischen Kartierungen, die in Schleswig-Holstein über mehrere Jahrzehnte und mit einem hohen Auflösungsvermögen durchgeführt wurden und in dem „Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs“ von RAABE (1987) dokumentiert sind. Eine Quelle der Unsicherheit liegt bei einem solchen Vorgehen grundsätzlich in dem Bearbeitungsstand, d. h. in der Intensität, mit der ein bestimmtes Gebiet kartiert wurde. Die relativ große Zahl der Neufunde 2001/2002 kann daher sicherlich nur zu einem geringeren Teil auf die erfolgreiche Ausbreitung der seltenen Waldarten und zu einem größeren Teil auf die hier vorgenommene intensive Geländearbeit zurückgeführt werden.

Als Hauptgründe für die relativ geringe Zahl von Fundbestätigungen sind das Übersehen von Vorkommen und das lokale Verschwinden der Arten zu nennen. Von dem erstgenannten Punkt sollten nach eigener Einschätzung jedoch weniger die Vorkommen der Arten in den Wäldern betroffen sein, da die Wuchsorte seltener Waldarten gezielt recherchiert und aufgesucht wurden (Kap. 2.2.3) und darüber hinaus eine große Zahl von Waldgebieten im Hinblick auf die

ausgewählten Arten sehr gründlich untersucht wurde (vgl. die große Zahl der Neufunde). Aufgrund der Kartierungsergebnisse muss daher von einem lokalen Aussterben vieler Populationen seltener Waldarten ausgegangen werden. Dies bestätigt die Ergebnisse von Untersuchungen, die HÄRDTLE (1996) im Landesteil Schleswig (nördliches Schleswig-Holstein) für 17 seltene Waldarten durchgeführt hat, darunter 9 Arten, die auch in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt wurden. Für *Allium ursinum*, *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus* und *Neottia nidus-avis* zeigt HÄRDTLE (1996), dass diese Arten im Zeitraum von 1960 bis 1990 zwischen 30 und 70 % ihrer ehemaligen Vorkommen verloren haben. Die wichtigsten Gefährdungsursachen sind nach HÄRDTLE (1996) die mechanische Zerstörung der Wuchsorte durch Holzeinschlag und Holzrücken, der Nadelholz- bzw. Pappelanbau, starke Durchforstung und dadurch Freistellung der Wuchsorte, allochthoner Nährstoffeintrag sowie Entwässerung (s. u.).

Für Arten mit einer Verbreitung sowohl im Wald als auch im Offenland können allerdings Vorkommen nicht registriert worden sein, da sich die Arbeiten auf die Waldgebiete inkl. der Waldränder konzentrierten (s. o.). Weiterhin ist bei der vorgenommenen Analyse zu beachten, dass sich die räumliche Ebene der Auflösung auf die Größe eines 1/36 Messtischblattes bezieht. Zeitliche Veränderungen auf der Ebene einzelner Populationen können damit nicht nachgewiesen werden. Daher sind auch keine Aussagen über Veränderungen in der Anzahl der Populationen je 1/36 Messtischblatt und der Populationsgrößen möglich.

3.3.2 Ursachen für die Verteilung der seltenen Waldgefäßpflanzenarten in den den Streifen
26 der 34 untersuchten seltenen Waldarten sind im Untersuchungsraum in Erlen-Eschenwäldern und in Waldgersten-Buchenwäldern zu finden (Tab. 9). Weitere 6 Arten besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Saumgesellschaften. Bei 14 der 34 seltenen Waldarten, die in mindestens 7 der 213 Vegetationsaufnahmen auftraten (s. Tab. 10), sowie weiteren 12 Waldarten, die häufiger im Untersuchungsraum anzutreffen sind, wurde der Zusammenhang zwischen Standortparametern und dem Auftreten der Arten geprüft.

Erlen-Eschenwälder (Verband *Alno-Ulmion*, Assoziation *Pruno-Fraxinetum*) sind bedingt durch geomorphologische Verhältnisse der Moränenlandschaft zumeist kleinflächig entwickelt, überwiegend beträgt die Flächengröße weniger als 1 ha (Kap. 3.2). Diese Wälder sind an mineralische Nassböden (Gleye) gebunden, die sich an Hangbereichen geringer Neigung und in

Geländesenken befinden. Die Standorte der Erlen-Eschenwälder sind ganzjährig grundwasserbeeinflusst und aus diesem Grunde zu nass für Buchenwaldgesellschaften. Der weitaus größte Teil der Feuchtwaldstandorte wird im Untersuchungsraum als Grünland genutzt.

Tab. 10: 14 seltene Waldarten aus der Liste der 34, die in mindestens 7 der 213 Vegetationsaufnahmen auftraten (fett). Dazu 12 Waldarten, für die bodenchemische Parameter ausgewertet wurden. n = Anzahl der Vorkommen in 213 Vegetationsaufnahmen. Biotopbindung, Soz. und Rote Liste s. Tab. 9. Zeigerwerte und Lebensformen nach ELLENBERG sen. et al. (1992).

Art	n	Biotop- bindung	Soz.	L- Zahl	F- Zahl	R- Zahl	N- Zahl	Lf	Rote Liste SH
<i>Adoxa moschatellina</i>	25	K1.1	Fagetalia	5	6	7	8	G	
Anemone									
ranunculoides	46	K1.1	HF	3	6	8	8	G	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	40	K1.1	(HF)	3	5	6	6	H	
Carex digitata	12	K1.1	HF	3	5	x	4	H	4
<i>Carex pilulifera</i>	9	K2.1	Quercetalia	5	5	3	3	H	
<i>Convallaria majalis</i>	9	K1.1	Quercetalia	5	4	x	4	G	
Corydalis cava	16	K1.1	HF	3	6	8	8	G	3
Dactylorhiza fuchsii	8	-	AU	-	-	-	-	G	3
<i>Euonymus europaea</i>	45	S2.1	(HF)	6	5	8	5	N	
Hepatica nobilis	8	K1.1	HF	4	4	7	5	H	2
Hordelymus europaeus	7	K1.1	HF	4	5	7	6	H	
Lathraea squamaria	11	K1.1	AU+HF	3	6	7	6	Gvp	
Listera ovata	14	K1.1	AU	6	6	7	7	G	
<i>Luzula pilosa</i>	14	K1.1	-	2	5	5	4	H	
<i>Maianthemum bifolium</i>	14	K1.1	Quercetalia	3	5	3	3	G	
Mercurialis perennis	17	K1.1	HF	2	x	8	7	G,H	
Paris quadrifolia	28	K1.1	AU	3	6	7	7	G	
Platanthera chlorantha	22	K1.1	AU	6	7	7	x	G	3
<i>Primula elatior</i>	81	K1.1	(HF)	6	6	7	7	H	
Pulmonaria obscura	33	K1.1	HF	4	6	8	7	H	
<i>Ranunculus auricomus</i>									
agg.	54	K2.1	(HF)	5	x	7	x	H	
Ranunculus									
lanuginosus	40	K1.1	AU+HF	3	6	7	7	H	
Sanicula europaea	28	K1.1	AU+HF	4	5	8	6	H	
<i>Stachys sylvatica</i>	35	K1.1	(HF)	4	7	7	7	H	
<i>Trientalis europaea</i>	4	K1.1	BQ	5	x	3	2	G	
<i>Vicia sepium</i>	25	K2.1	Fagetalia	x	5	6	5	Hli	

Die Bodenfeuchtigkeit ist in natürlichen Erlen-Eschenwäldern der entscheidende Standortsfaktor für die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation (Tab. 11). Andere Faktoren wie beispielsweise die Lichtverhältnisse oder die Nährstoffversorgung sind dagegen von nachrangiger Bedeutung. Das Artengefüge dieser Wälder reagiert besonders sensibel auf Entwässerung, wodurch hochwüchsige Arten wie *Urtica dioica* oder *Rubus idaeus* zuungunsten auenwaldspezifischer Arten gefördert werden. Nach einer Studie von DAVIS et al. (1998) ist der Konkurrenzdruck zwischen Arten und Individuen in der Krautschicht von Wäldern umso höher, je geringer die Netto-Wasserversorgung ist. Besonders rasch verdrängt werden daher bei Entwässerung niedrigwüchsige und konkurrenzschwache Arten wie *Dactylorhiza fuchsii*, *Listera ovata*, *Orchis mascula* oder *Platanthera chlorantha*.

Ein wirkungsvoller Schutz der Erlen-Eschenwälder kann nur durch eine Einbindung in größere Waldgebiete erfolgen, weil nur so die Folgen von Grundwasserspiegelabsenkung und allochthonem Stickstoffeintrag wirksam vermindert werden können. Ein vornehmlich in der Vergangenheit wirksamer Gefährdungsfaktor für die Arten der Erlen-Eschenwälder war bzw. ist die Aufforstung mit standortsfremden Baumarten.

Der wichtigste Standortsfaktor, der das Auftreten vieler anspruchsvoller seltener Waldarten in den Buchenwaldgesellschaften auf nährstoffreichen Böden (Waldgersten-Buchenwäldern) beeinflusst, ist die Höhe der Basenversorgung der Böden (ausgedrückt durch den S-Wert in Tab. 11, s. Abb. 8). Die Böden im Norddeutschen Tiefland sind häufig oberflächlich versauert und basenarm. Bei hohem Grundwasserstand werden basische Kationen über das Grundwasser aus größerer Bodentiefe in den Oberboden transportiert und für die Pflanzen verfügbar gemacht. Zugleich wird der pH-Wert angehoben. Ein hoher pH-Wert und eine günstige Wasserversorgung des Bodens fördert zudem die Mineralisation der Streu und damit die Nährstofffreisetzung.

Arten wie z. B. *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Anemone ranunculoides*, *Actaea spicata* und *Lathyrus vernus* sind in ihrem Vorkommen ganz überwiegend auf Böden mit hohen Basengehalten beschränkt. Dies trifft ebenfalls auf die Arten der Erlen-Eschenwälder zu (Tab. 11, Abb. 8), da auf den nährstoffreichen Böden der Moränenlandschaft die Wasser- und die Basenversorgung eng miteinander verbunden sind (s. o.). Etwas abgesetzt von den Arten mit hohen Ansprüchen an eine sehr gute Basenversorgung finden sich diejenigen mit einer etwas breiteren Amplitude, z. B. *Pulmonaria obscura*, *Hordelymus europaeus* oder *Adoxa moschatellina* (Tab. 11, Abb. 8).

Tab. 11: Charakterisierung der Standorte ausgesuchter Arten (Zahlen fett markiert) sowie der übrigen Standorte (Zahlen kursiv markiert) anhand der mittleren Feuchte-Zahlen nach ELLENBERG sen. et al. (1992) und des Gehaltes an basischen Kationen (S-Wert). Med – Median, Min – Minimalwert, Max – Maximalwert. Waldarten: fett – seltene Arten, unterstrichen – weitere Arten.

	Feuchte-Zahl						S-Wert (mval IÄ/100 g TB)					
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
<u>Adoxa moschatellina</u>	5,6	5,3	6,2	5,6	4,7	6,6	8,3	2,1	36,5	10,2	0,4	95,3
Anemone												
ranunculoides	5,8	5,2	6,4	5,5	4,7	6,6	19,1	2,1	95,3	6,1	0,4	41,0
<u>Brachypodium sylvaticum</u>	5,7	5,0	6,6	5,6	4,7	6,4	17,4	5,3	41,0	6,1	0,4	95,3
Carex digitata	4,8	4,7	5,3	5,6	4,8	6,6	18,7	0,4	65,2	8,3	0,6	95,3
<u>Carex pilulifera</u>	5,0	4,7	5,0	5,6	4,7	6,6	1,0	0,4	29,1	10,3	0,7	95,3
<u>Convallaria majalis</u>	5,2	4,7	5,7	5,6	4,7	6,6	2,1	0,8	33,6	10,2	0,4	95,3
Corydalis cava	5,7	5,4	6,4	5,6	4,7	6,6	9,5	3,1	95,3	9,8	0,4	65,2
Dactylorhiza fuchsii	6,1	5,8	6,6	5,6	4,7	6,4	18,3	10,7	34,9	8,3	0,4	95,3
<u>Euonymus europaea</u>	5,7	4,7	6,6	5,6	4,7	6,4	16,0	3,1	41,0	6,3	0,4	95,3
Hepatica nobilis	5,1	4,7	5,4	5,6	4,7	6,6	17,5	5,3	33,6	8,9	0,4	95,3
Hordelymus europaeus	5,6	5,0	6,2	5,6	4,7	6,6	13,6	5,5	29,8	9,3	0,4	95,3
Lathraea squamaria	5,8	5,3	6,4	5,6	4,7	6,6	17,4	5,7	95,3	8,2	0,4	65,2
Listera ovata	5,8	5,2	6,3	5,6	4,7	6,6	19,7	5,0	41,0	8,2	0,4	95,3
<u>Luzula pilosa</u>	5,0	4,7	5,7	5,6	4,7	6,6	2,2	0,4	38,3	10,2	0,6	95,3
<u>Maianthemum bifolium</u>	5,2	5,0	5,7	5,6	4,7	6,6	1,3	0,6	4,4	10,7	0,4	95,3
Mercurialis perennis	5,6	4,7	6,4	5,6	4,7	6,6	14,1	5,1	95,3	8,2	0,4	65,2
Paris quadrifolia	5,9	5,6	6,3	5,5	4,7	6,6	15,8	5,3	37,0	7,0	0,4	95,3
Platanthera chlorantha	5,9	5,6	6,3	5,6	4,7	6,6	13,3	4,5	35,9	7,8	0,4	95,3
<u>Primula elatior</u>	5,8	5,0	6,4	5,5	4,7	6,6	16,4	4,5	95,3	4,4	0,4	65,2
Pulmonaria obscura	5,6	5,0	6,3	5,6	4,7	6,6	13,9	3,8	41,0	7,8	0,4	95,3
<u>Ranunculus auricomus</u>												
<u>agg.</u>	5,8	5,0	6,3	5,5	4,7	6,6	17,0	3,8	39,7	5,8	0,4	95,3
Ranunculus												
lanuginosus	5,8	5,4	6,3	5,5	4,7	6,6	17,7	5,0	39,7	5,9	0,4	95,3
Sanicula europaea	5,5	4,7	6,2	5,6	4,7	6,6	15,5	5,3	41,0	7,2	0,4	95,3
<u>Stachys sylvatica</u>	5,8	4,7	6,6	5,6	4,7	6,4	15,7	3,1	41,0	7,1	0,4	95,3
<u>Trientalis europaea</u>	5,5	5,1	5,7	5,6	4,7	6,6	2,1	1,8	4,4	10,2	0,4	95,3
<u>Vicia sepium</u>	5,3	4,7	5,9	5,6	4,7	6,6	14,0	5,3	38,3	7,6	0,4	95,3

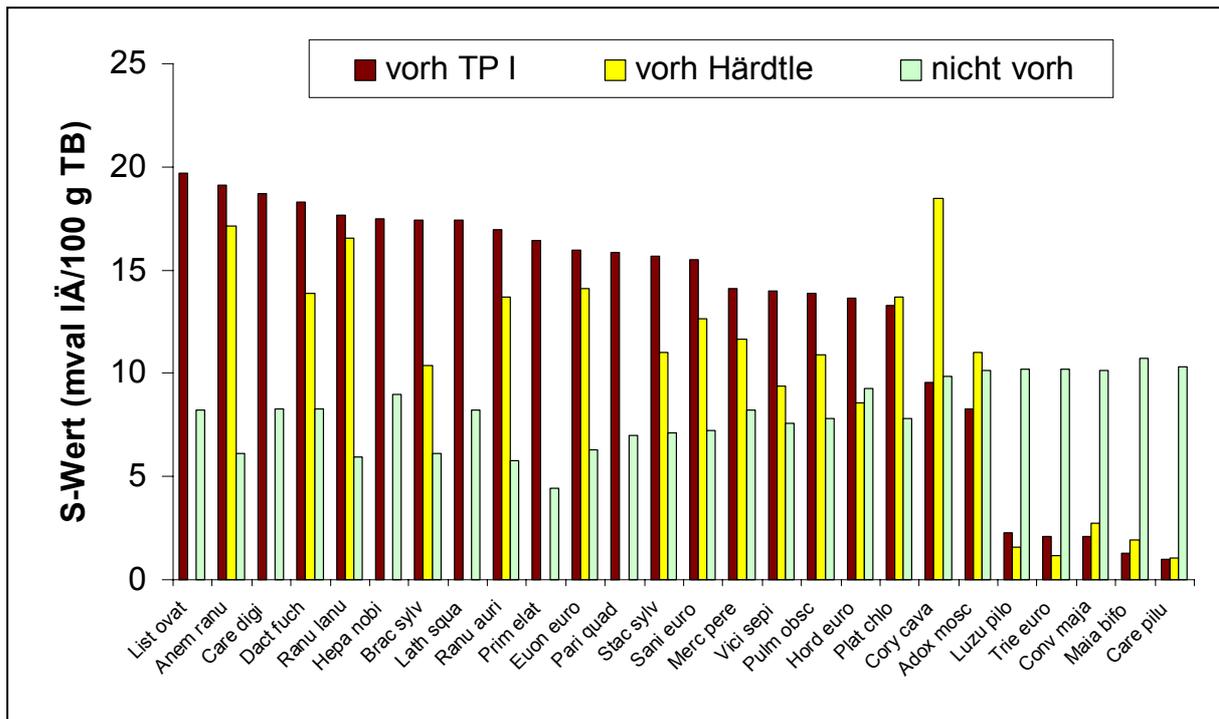


Abb. 8: Gehalte an basischen Kationen im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.) sowie Werte von HÄRDTLE (unveröffentlicht, vorh Hårdtle) für einige Arten aus dem Jungmoränenbereich Schleswig-Holsteins

Besondere Ausbildungen der Waldgersten-Buchenwälder (Platterbsen-Waldgersten- und Nelkenwurz-Waldgersten-Buchenwälder) gehören zu den am stärksten gefährdeten Buchenwaldgesellschaften in Schleswig-Holstein, da sie aufgrund spezifischer Standortsansprüche überwiegend Sonderbiotope besiedeln. Platterbsen-Waldgersten-Buchenwälder sind an Hangbereiche glazial entstandener Erosionsrinnen oder Geländehohlformen (z. B. Hänge des vom Ratzeburger See eingenommenen Tunneltals) gebunden. An diesen Stellen sind oberflächennah entkalkte Bodenschichten infolge der Hangneigung abgerutscht, dadurch wurde tiefer anstehender, kalkreicher Geschiebemergel freigelegt. Diese Hangwaldbestände beherbergen im Vergleich zu den im Oberboden entkalkten Waldgersten-Buchenwäldern ebener Standorte einige besondere Kalkzeiger (z. B. *Actaea spicata*, *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*). Infolge der treppenartigen Anordnung der Bäume am Hang ist das sonst stark beschattende Kronendach der Buche geöffnet. Dadurch können zusätzlich lichtbedürftigere Arten wie beispielsweise *Campanula persicifolia*, *Galium sylvaticum*, *Hypericum montanum* oder *Silene nutans* aufkommen. Nelkenwurz-Waldgersten-Buchenwälder sind im Untersuchungsraum kenn-

zeichnend für Stauwasserböden (Pseudogleye) mit (besonders) hohem Basenangebot. In dieser Waldgesellschaft wachsen eine Reihe von Arten, die hohe Ansprüche an die Basen- und an die Stickstoffversorgung stellen (*Anemone ranunculoides*, *Corydalis cava*, *Mercurialis perennis*, *Paris quadrifolia*).

Starke Durchforstung führt in den in der Regel nur kleinflächig ausgebildeten Beständen infolge eines verstärkten Nährstoffeintrages, mechanischer Bodenverwundung und Auflichtung des Kronendaches zu einem schnellen Umbau der Bodenvegetation mit einer Ausbreitung konkurrenzstarker hochwüchsiger Arten (z. B. *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*) und einem Ausfall typenspezifischer Waldarten, die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben (von den untersuchten seltenen Arten z. B. *Actaea spicata*, *Anemone ranunculoides*, *Carex digitata*, *Corydalis cava*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*, *Mercurialis perennis*). Besonders betroffen sind Platterbsen-Waldgersten-Buchenwälder, die während der vergangenen Jahrzehnte und vermutlich auch heute noch einem besonders starken Vegetationswandel unterlagen bzw. unterliegen. Nach der Wiederholungs-Kartierung in den Landschaftsausschnitten sind annähernd 60 % der ehemaligen Vorkommen der für diese Waldgesellschaft bezeichnenden Arten (*Actaea spicata*, *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*) heute erloschen (Tab. 9).

Ein Vergleich der bodenchemischen Merkmale lässt bei den Arten der Buchen- und Eichenmischwälder, die auf Böden mit mittlerer bis geringer Nährstoffversorgung (*Quercetalia roboris* mit den Verbänden *Luzulo-Fagion* (bodensaure Buchenwälder) und *Quercion roboris* (bodensaure Eichenmischwälder)) wachsen, deutliche Unterschiede zu den Arten der Erlen-Eschenwälder und Waldgersten-Buchenwälder erkennen. Die Wuchsorte von Arten wie *Carex pilulifera*, *Convallaria majalis*, *Maianthemum bifolium* oder *Trientalis europaea* sind durch niedrige Gehalte basischer Kationen und niedrige pH-Werte charakterisiert (Abb. 8, Abb. 9). Diese Arten weisen zudem eine höhere Toxizität gegenüber Aluminiumionen (Al^{3+}) auf, die in der Bodenlösung bei pH(H_2O)-Werte unter 4,5 in zunehmendem Maße auftreten (Abb. 10).

Auch die Form des Stickstoffangebots hat für die Verbreitung der Arten eine große Bedeutung. Der Anteil der NO_3^- - und NH_4^+ -Nachlieferung ist in den Böden der verschiedenen Waldgesellschaften sehr unterschiedlich. Mit sinkenden pH-Werten im Boden verschiebt sich i. d. R. das Stickstoffangebot für die Pflanzen hin zum NH_4-N (KRIEBITZSCH 1978). Ist der Nitrifikationsgrad (BÜCKING 1970) gering, wird also NH_4^+ nur unvollständig in NO_3^- umgewandelt, so

bekommen die sog. „Ammoniumpflanzen“ Konkurrenzvorteile. Im Gegensatz zu den „Nitratpflanzen“ sind sie nicht an Standorte gebunden, an denen Nitrat die wichtigste Form der Stickstoffversorgung darstellt (BOGNER 1966).

Überwiegend auf den Standorten der *Quercetalia roboris* wurden und werden in Schleswig-Holstein Nadelhölzer angebaut (vgl. Kap. 3.2). Das für die naturnahen Laubwaldbestände typische Pflanzenartengefüge verändert sich dabei in dem Maße, in dem der Nadelholzanteil in der Baumschicht ansteigt. Durch die Änderungen von Lichtklima und bodenphysikalischen und -chemischen Parametern (v. a. Entstehung einer stark sauren Humusdecke, erhöhte Stickstofffreisetzung, erhöhter Stickstoffeintrag) werden konkurrenzstarke, nitrophile Arten (z. B. *Rubus fruticosus*, *Rubus idaeus*) insbesondere in den älteren Nadelholzbeständen gefördert und die charakteristischen Arten bodensaurer Laubwälder verdrängt.

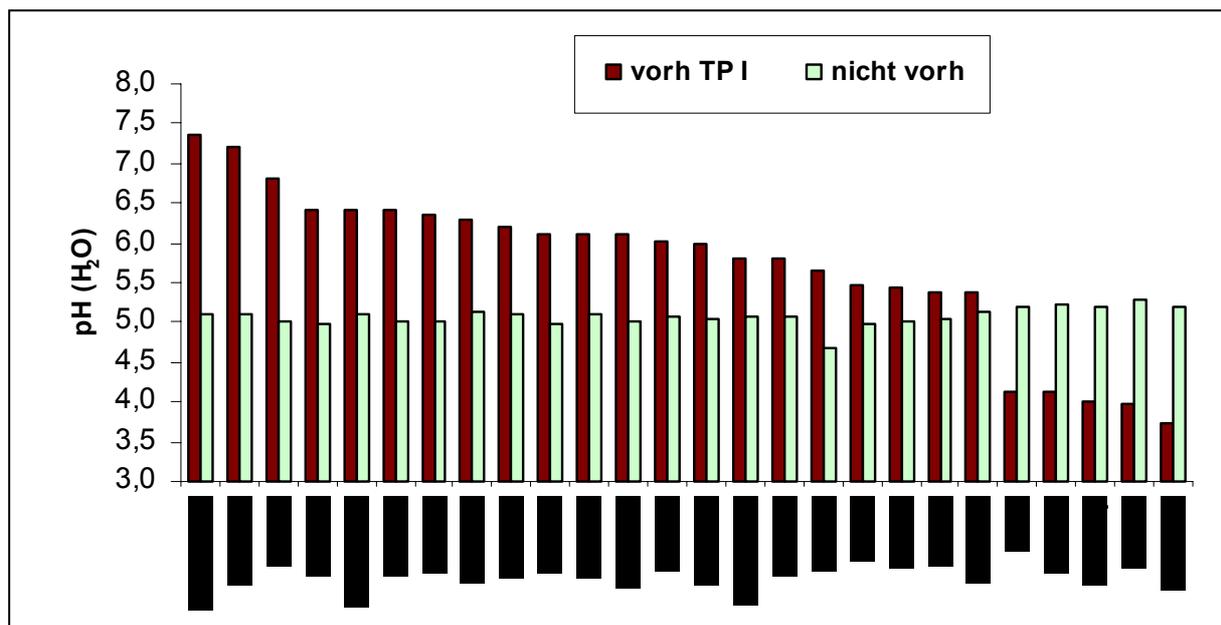


Abb. 9: pH (H₂O)-Werte im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.).

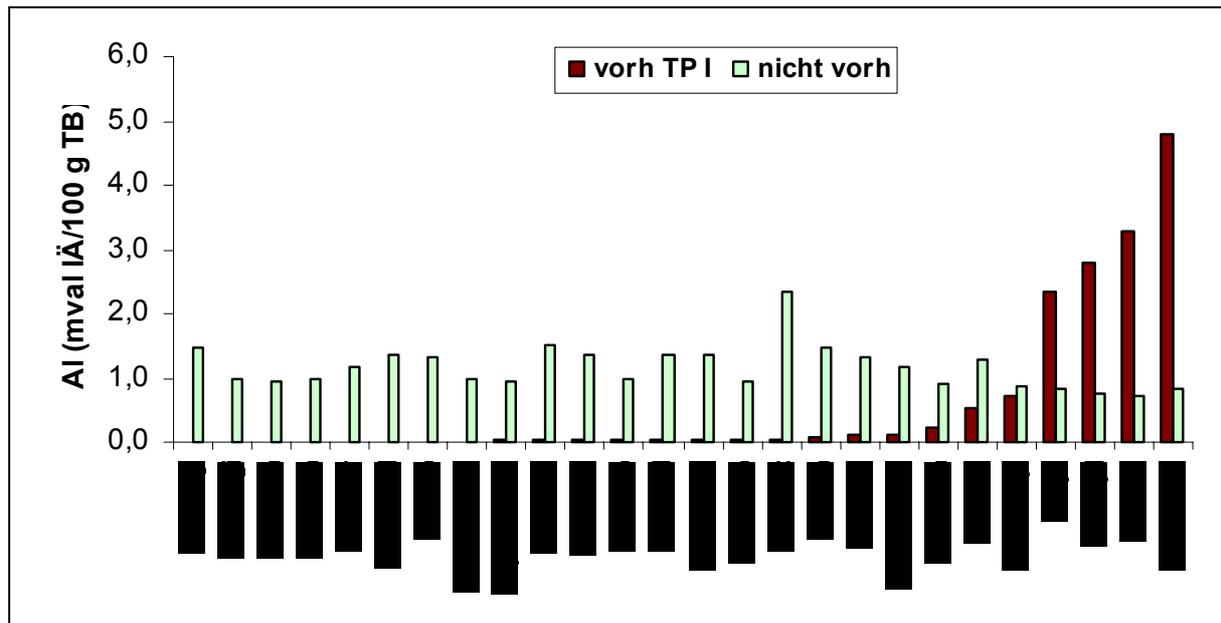


Abb. 10: Al³⁺-Konzentrationen im oberen Mineralboden der 213 untersuchten Standorte. Mediane von Wuchsorten ausgesuchter Arten (Vorh TP I) bzw. von Flächen, in denen die Arten nicht gefunden wurden (nicht vorh.).

Da das Auftreten von Pflanzenarten durch die spezifische Ausprägung einzelner Standortsfaktoren bzw. Gruppen ähnlicher Standortsfaktoren beeinflusst wird, lassen sich Zeigerarten für bestimmte Standortsfaktoren benennen bzw. den einzelnen Pflanzenarten Zeigerwerte zuordnen (ELLENBERG sen. et al. 1992). In der Praxis wird dies beispielsweise in der Forstlichen Standortsaufnahme (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) angewendet, wo Artengruppen den Gradienten Wasser- bzw. Basenversorgung zugeordnet werden.

Die hier vorgenommenen Auswertungen zu dem Auftreten der seltenen Arten zeigen, dass keine Pflanzenart so stark spezialisiert ist, dass sie ausschließlich in einem sehr engen Bereich der untersuchten bodenchemischen Parameter auftritt. Stattdessen besitzen Pflanzenarten mehr oder weniger breite Toleranzgrenzen gegenüber den jeweiligen Standortsfaktoren, so dass die Einstufung als Zeigerart in aller Regel lediglich Ausdruck des Häufigkeitsmaximums ihres Auftretens sein kann. Werden zusätzlich vegetations- und bodenkundliche Daten von HÄRDTLE (unveröff.) berücksichtigt, die mit einem ähnlichen methodischen Vorgehen im nördlichen Schleswig-Holstein erhoben wurden, so wird ersichtlich, dass sich auch über relativ geringe räumliche Entfernungen (hier Herzogtum Lauenburg und Landesteil Schleswig) die Verhältnisse

deutlich verändern können (Abb. 8). In der Konsequenz müssen regional angepasste Artenkombinationen für Zeigerwertfunktionen verwendet werden, um die Gefahr von Fehlinterpretationen zu reduzieren. Auch die Häufigkeit einzelner Arten in dem Gebiet sollte mit berücksichtigt werden.

3.4 Untersuchung „Historisch alter Wälder“

3.4.1 Pflanzensoziologische Zuordnung

Die in acht Waldgebieten vegetationskundlich untersuchten 145 Flächen werden dem *Luzulo-Fagetum* (14 Flächen), dem *Galio-Fagetum* (73 Flächen), dem *Hordelymo-Fagetum* (37 Flächen) und dem *Stellario-Alnetum* (21 Flächen) zugeordnet. In den Vegetationsaufnahmen wurden insgesamt 116 Gefäßpflanzensippen in der Krautschicht erfasst. Die Vegetationsaufnahmen werden den folgenden Waldgesellschaften zugeordnet (Tab. 12):

Luzulo luzuloides-Fagetum Meusel 1937 (Hainsimsen-Buchenwald)

In dieser von Rotbuchen dominierten Waldgesellschaft erreicht *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) hohe Deckungen in der Krautschicht. Weiterhin treten *Maianthemum bifolium* (Zweiblättrige Schattenblume), *Luzula pilosa* (Haar-Hainsimse) und *Carex pilulifera* (Pillen-Segge) als stete Begleiter auf. Die namensgebende Art dieser Assoziation ist die Hainsimse (*Luzula luzuloides*), die jedoch im Tiefland zumeist fehlt. Stattdessen treten hier *Luzula multiflora* und *Luzula pilosa* hervor (HEINKEN 1995). Verbreitet sind die Hainsimsen-Buchenwälder in Schleswig-Holstein auf basenarmen Ausgangsgesteinen (z. B. Geschiebesand) und an windexponierten Stellen (Kuppen, Luv-Seiten von Hängen), an denen es infolge von Laubverwehungen zu einer Aushagerung kommt. Die mittlere Artenzahl beträgt 13, die der Gefäßpflanzen in der Krautschicht 10.

Galio odorati-Fagetum Sougnez et Thill 1959 (Waldmeister-Buchenwald)

Der Waldmeister-Buchenwald entspricht in weiten Bereichen der Jungmoräne des Kreises Herzogtum Lauenburg der potentiellen natürlichen Vegetation. *Fagus sylvatica* ist hier die konkurrenzüberlegene Baumart. In den Beständen des Forstamtes Lübeck ist *Quercus robur* zahlreich beigemischt. Die Eiche wurde aufgrund ihrer Bedeutung für den Schiffsbau in hanseatischer Zeit gefördert (REIMERS, unveröff. 1999). Das *Galio odorati-Fagetum* steht floristisch und ökologisch zwischen dem *Luzulo-* und dem *Hordelymo-Fagetum*. Die Arten basenreicherer Standorte, die im *Hordelymo-Fagetum* vorkommen, fehlen hier. Das *Galio-Fagetum* besitzt keine eigenen Charakterarten. *Milium effusum* (Fluttergras), *Lamium*

galeobdolon (Goldnessel), *Stellaria holostea* (Große Sternmiere), *Viola reichenbachiana* (Wald- Veilchen), *Carex sylvatica* (Wald-Segge) und *Polygonatum multiflorum* (Vielblütige Weißwurz) sind die häufigsten *Fagetalia*-Arten (HEINKEN 1995). Der Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*) hat innerhalb der Buchenwaldassoziationen einen Schwerpunkt im *Galio-Fagetum* (ZACHARIAS 1996). Im Durchschnitt sind im *Galio-Fagetum* insgesamt 15 Arten vertreten, in der Krautschicht sind es 12.

Hordelymo-Fagetum Kuhn 1937 (Waldhaargersten-Buchenwald)

Im *Hordelymo-Fagetum* des Untersuchungsgebietes gewinnt *Fraxinus excelsior* auf feuchteren Standorten gegenüber der Rotbuche an Stetigkeit. Die Differentialarten, wie z. B. *Hordelymus europaeus* (Waldhaargerste) und *Mercurialis perennis* (Ausdauerndes Bingelkraut), fehlen. Die Gesellschaft grenzt sich durch die Arten *Ranunculus auricomus* agg. (Goldschopf-Hahnenfuß), *Anemone ranunculoides* (Gelbes Buschwindröschen), *Primula elatior* (Wald-Primel), *Carex sylvatica* (Wald-Segge), *Ranunculus lanuginosus* (Wolliger Hahnenfuß) und *Arum maculatum* (Gefleckter Aronstab) vom *Galio-Fagetum* ab. Die mittlere Artenanzahl beträgt in dieser Waldgesellschaft 19 Arten, während in der Krautschicht 15 Arten vertreten sind.

Stellario nemori-Alnetum Lohmeyer 1957 (Hainsternmieren-Erlenwald)

Die Vegetationsaufnahmen der Feuchtwälder werden dem *Stellaria nemori-Alnetum* zugeordnet. Dies erfolgt in Anlehnung an MAST (1999). Der Begriff des *Stellario-Alnetum* wurde bislang auf Feuchtwälder basenarmer bis mäßig basenreicher Standorte des Berg- und Hügellandes angewandt. MAST benutzt ihn auch für Bestände des Tieflandes, sofern sie Teile der Kenn- und Trennartengruppen besitzen. Innerhalb des *Alno-Ulmion* besiedelt das *Stellario-Alnetum* die basenärmeren Standorte. Die Arten *Stellaria nemorum* (Wald-Sternmiere), *Stellaria holostea* (Große Sternmiere), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras), *Ranunculus auricomus* agg. (Gold-Hahnenfuß) und *Poa nemoralis* (Hain-Rispengras) trennen diese Gesellschaft gegenüber anderen Feuchtwaldgesellschaften ab. *Fraxinus excelsior* weist eine hohe Stetigkeit auf. Eine zweite Baumschicht sowie eine Strauchschicht sind im Vergleich zu den bereits beschriebenen Waldgesellschaften gut entwickelt. Beteiligt an diesen Schichten sind *Carpinus betulus*, *Acer pseudo-platanus*, *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa*. In der Strauchschicht tritt außerdem *Crataegus laevigata* agg. hinzu. In der Krautschicht sind eutraphente Sippen (z. B. *Geum rivale*, *Festuca gigantea*, *Stachys sylvatica*, *Urtica dioica*) vertreten. Im Mittel kommen in dieser Gesellschaft 28 Arten vor. An dem Aufbau der Krautschicht sind durchschnittlich 24 Arten beteiligt.

Tab. 12: Übersichtstabelle der Waldgesellschaften

Sp.1: *Luzulo-Fagetum*

Sp.2: *Galio-Fagetum*

Sp.3: *Hordelymo-Fagetum*

Sp.4: *Stellario-Alnetum*

Spaltennummer		1	2	3	4
Zahl der Aufnahmen		14	73	37	21
Mittlere Artenzahl gesamt		13	15	19	28
Mittlere Artenzahl Krautschicht		10	12	15	24
Fagus sylvatica	B1	IV	IV	+	r
	B2	II	II	I	r
	ST	.	+	+	II
	K	IV	III	I	r
Quercus robur	B1	III	IV	III	II
	B2	II	+	.	r
	ST
	K	II	I	+	I
Acer pseudoplatanus	B1	.	I	II	II
	B2	.	+	I	III
	ST	.	I	+	III
	K	II	III	V	IV
Carpinus betulus	B1	.	III	V	II
	B2	.	II	IV	II
	ST	.	+	I	II
	K	+	II	III	II
Fraxinus excelsior	B1	.	II	IV	V
	B2	.	r	+	II
	ST	.	.	+	II
	K	.	III	V	V
D1	Maianthemum bifolium	V	r	.	.
	Lonicera periclymenum	IV	I	.	r
	Deschampsia flexuosa	IV	.	.	.
	Dicranella heteromalla	III	r	.	.
	Sorbus aucuparia	III	I	.	.
	Mnium hornum	III	+	+	+
	Luzula pilosa	III	r	.	.
	Carex pilulifera	III	.	.	.
	Pteridium aquilinum	II	.	.	.
	Convallaria majalis	II	.	.	.
	Hypnum cupressiforme	II	r	.	.
	Melampyrum pratense ssp. pratense	II	.	.	.
	Trientalis europaea	II	.	.	.
	Picea abies	II	.	.	.
	Carex remota	II	+	r	.
	Molinia caerulea	II	.	.	.
Holcus mollis	II	+	.	r	
D2-4	Ranunculus ficaria	.	III	V	V
	Lamium galieobdolon	.	IV	II	IV

Spaltennummer	1	2	3	4
Melica uniflora	.	III	IV	II
Circaea lutetiana	.	II	III	V
Galium odoratum	.	II	I	V
Poa trivialis	.	II	III	III
Athyrium filix-femina	.	II	II	II
D3,4				
Ranunculus auricomus agg.	.	+	V	II
Carex sylvatica	.	+	IV	V
Primula elatior	.	.	III	V
Arum maculatum agg.	.	+	IV	IV
Eurhynchium striatum	+	I	III	IV
Crataegus laevigata agg.	.	+	III	III
Plagiomnium undulatum	.	r	III	III
Ranunculus lanuginosus	.	r	III	II
Eurhynchium praelongum	.	I	III	II
Anemone ranunculoides	.	+	III	I
Acer platanoides	.	+	III	I
D4				
Glechoma hederacea	.	.	.	IV
Rubus caesius	.	.	r	IV
Geum urbanum	.	I	I	III
Euonymus europaea	.	r	I	III
Brachypodium sylvaticum	.	.	.	III
Geum rivale	.	.	I	III
Filipendula ulmaria	.	.	+	III
Cirriphyllum piliferum	.	r	r	II
Thuidium tamariscinum	.	r	.	II
Urtica dioica	.	+	.	II
Stachys sylvatica	.	.	r	II
Platanthera chlorantha	.	r	.	II
Veronica montana	.	+	r	II
Heracleum sphondylium	.	.	+	II
Dactylis polygama	.	.	r	II
Crepis paludosa	.	.	I	II
Paris quadrifolia	.	.	.	II
Cirsium oleraceum	.	.	.	I
Cardamine flexuosa	.	.	.	I
Equisetum sylvaticum	.	+	.	I
Acer campestre	.	r	+	I
Plagiomnium rostratum	.	.	r	I
Dactylorhiza fuchsii ssp. fuchsii	.	.	.	I
Festuca gigantea	.	.	.	I
Fissidens taxifolius	.	r	.	I
Stellaria nemorum	.	+	.	+
Anemone nemorosa	III	V	V	V
Milium effusum	III	IV	II	III
Stellaria holostea	III	III	III	IV
Deschampsia cespitosa agg.	II	II	IV	V
Dryopteris filix-mas	I	II	II	II
Oxalis acetosella	II	III	+	+
Polygonatum multiflorum	II	II	+	III
Hedera helix	II	II	+	+
Dryopteris carthusiana	II	I	+	II

3.4.2 Bindung der Arten an das Standortalter

Die Präferenzen einer Art werden getrennt nach Waldgesellschaften betrachtet. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, dass die Verbreitung einer Art in ihrer Tendenz je nach Waldtyp unterschiedlich sein kann. Für die Arten *Acer pseudoplatanus* in der Strauchschicht sowie *Dryopteris carthusiana*, *Acer platanoides*, *Ranunculus lanuginosus* und *Geum rivale* in der Krautschicht resultieren daraus Mehrfachnennungen. Tab. 13 gibt einen Überblick der Bindungen an das Standortalter.

Die Auswertung der Stetigkeitstabellen (Tab. 13) zeigt, dass *Poa trivialis*, *Dryopteris filix-mas*, *Milium effusum* und *Circaea lutetiana* eine schwache Bindung an junge Wälder haben. *Acer pseudoplatanus* ist in der Baum-, Strauch- sowie Krautschicht vor allem an den jungen Standorten zu finden. Eine starke Bindung an die jungen Standorte haben *Galium odoratum*, *Pulmonaria obscura*, *Athyrium filix-femina* und *Ribes rubrum* agg. In der Moosschicht sind es *Eurhynchium praelongum* und *Mnium hornum*, die bevorzugt an jungen Waldstandorten zu finden sind.

Crataegus laevigata agg. ist gehäuft in den Altwäldern des *Stellario-Alnetum* zu finden. Sowohl in der Strauch- wie in der Krautschicht ist diese Tendenz allerdings nur schwach ausgeprägt. *Euonymus europaea*, *Brachypodium sylvaticum*, *Acer platanoides*, *Melica uniflora* und *Polygonatum multiflorum* haben in der Krautschicht sowie *Plagiomnium undulatum*, *Cirriphyllum piliferum* und *Plagiomnium rostratum* in der Moosschicht ebenfalls eine schwache Bindung an alte Waldstandorte.

Alnus glutinosa kommt auf den Flächen, die dem *Stellario-Alnetum* zugeordnet wurden, lediglich in der Baum- und Strauchschicht historisch alter Wälder vor und weist dort eine starke Bindung auf. In der Strauchschicht sind es *Prunus padus* und *Acer pseudoplatanus*, die eher oder ausschließlich an alten Waldstandorten des *Hordelymo-Fagetum* zu finden sind. Arten der Krautschicht mit starker Tendenz zu alten Wäldern sind: *Anemone ranunculoides*, *Rubus fruticosus* agg., *Impatiens noli-tangere*, *Corydalis cava*, *Dactylis polygama*, *Cardamine flexuosa*, *Geranium robertianum*, *Sanicula europaea*, *Aegopodium podagraria*, *Taraxacum officinale* agg., *Dactylorhiza maculata*, *Acer platanoides*, *Ranunculus auricomus* agg., *Crepis paludosa*, *Paris quadrifolia*, *Cirsium oleraceum*, *Equisetum sylvaticum*, *Acer campestre*, *Dactylorhiza fuchsii* ssp. *fuchsii* und *Festuca gigantea*. *Fissidens taxifolius* und *Brachythecium rutabulum* wurden gehäuft in alten Wäldern aufgenommen.

Tab. 13: Stetigkeit in % von 66 Phanerogamen und Moosen in den untersuchten Waldgesellschaften. AW: Altwald; NW: Neuwald; Ga-Fa: *Galio-Fagetum*; Ho-Fa: *Hordelymo-Fagetum*; St-Al: *Stellario-Alnetum*. Fettdruck: starke Bindung; Unterstreichung: schwache Bindung

Habitatkontinuität	AW	AW	AW	NW	NW	NW
Waldgesellschaft	Ga-Fa	Ho-Fa	St-Al	Ga-Fa	Ho-Fa	St-Al
Anzahl der Aufnahmen	30	22	11	43	15	10
Mittlere Artenzahl	14,6	19,8	33,3	15,1	18,5	23,5
Schwache Bindung an junge Waldstandorte						
Baumschicht 1						
<i>Quercus robur</i>	.	.	18	.	.	<u>50</u>
Strauchschicht						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	18	.	.	<u>80</u>
Krautschicht						
<i>Poa trivialis</i>	13	.	.	<u>39</u>	.	.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	13	.	.	<u>53</u>	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	63	.	.	<u>100</u>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	54	.	.	<u>90</u>
<i>Milium effusum</i>	.	.	36	.	.	<u>70</u>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	18	.	.	<u>40</u>
<i>Circaea lutetiana</i>	.	27	63	.	<u>60</u>	<u>100</u>
Starke Bindung an junge Wälder						
Baumschicht 1						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	.	.	25	.	.
<i>Fagus sylvatica</i>	.	4	.	.	13	.
<i>Quercus rubra</i>	13	.
Baumschicht 2						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	.	.	13	.	.
<i>Fagus sylvatica</i>	26	.
<i>Quercus robur</i>	10
Strauchschicht						
<i>Corylus avellana</i>	20
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	.	.	16	.	.
Krautschicht						
<i>Fagus sylvatica</i>	13	.
<i>Galium odoratum</i>	33	.
<i>Pulmonaria obscura</i>	13	.
<i>Athyrium filix-femina</i>	.	.	9	.	.	40
<i>Quercus robur</i>	30
<i>Dryopteris carthusiana</i>	6	.	.	23	.	.
<i>Ribes rubrum</i> agg.	.	.	9	.	.	30
Moosschicht						
<i>Eurhynchium praelongum</i>	.	.	.	23	.	.
<i>Mnium hornum</i>	13	.
Schwache Bindung an historisch alte Wälder						
Strauchschicht						
<i>Crataegus laevigata</i> agg.	.	.	<u>45</u>	.	.	20
Krautschicht						
<i>Crataegus laevigata</i> agg.	.	.	<u>81</u>	.	.	30
<i>Euonymus europaea</i>	.	.	<u>72</u>	.	.	20
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	<u>63</u>	.	.	30
Schwache Bindung an historisch alte Wälder						
<i>Acer platanoides</i>	.	<u>54</u>	.	.	20	.
<i>Melica uniflora</i>	.	<u>86</u>	<u>45</u>	.	60	20
Krautschicht						

Habitatkontinuität	AW	AW	AW	NW	NW	NW
Waldgesellschaft	Ga-Fa	Ho-Fa	St-Al	Ga-Fa	Ho-Fa	St-Al
Anzahl der Aufnahmen	30	22	11	43	15	10
Mittlere Artenzahl	14,6	19,8	33,3	15,1	18,5	23,5
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	.	77	.	.	26	.
<i>Geum rivale</i>	.	.	63	.	.	20
<i>Polygonatum multiflorum</i>	.	.	63	.	.	20
Moosschicht						
<i>Plagiomnium undulatum</i>	.	.	81	.	.	30
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	.	.	45	.	.	20
<i>Plagiomnium rostratum</i>	.	.	18	.	.	10
Starke Bindung an historisch alte Wälder						
Baumschicht 1						
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	27	.		.
Baumschicht 2						
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	18	.	.	.
Strauchschicht						
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	18	.	.	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>		27			6	
<i>Prunus padus</i>	.	18
Krautschicht						
<i>Anemone ranunculoides</i>	13	.	27	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	20	.	.	6	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	23	.	.	4	.	.
<i>Corydalis cava</i>	16	.	.	2	.	.
<i>Dactylis polygama</i>	.	.	36	.	.	10
<i>Cardamine flexuosa</i>	.	.	27	.	.	10
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	18	.	.	.
<i>Sanicula europaea</i>	.	.	18	.	.	.
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	.	18	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	18	.	.	.
<i>Dactylorhiza maculata</i>	.	.	18	.	.	.
<i>Acer platanoides</i>	.		27	.		10
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	.	.	63	.	.	.
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	.		63	.		.
<i>Crepis paludosa</i>	.	.	63	.	.	.
<i>Paris quadrifolia</i>	.	.	45	.	.	10
<i>Cirsium oleraceum</i>	.	.	36	.	.	.
<i>Equisetum sylvaticum</i>	.	.	36	.	.	.
<i>Acer campestre</i>	.	.	36	.	.	.
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> ssp. <i>fuchsii</i>	.	.	27	.	.	.
<i>Festuca gigantea</i>	.	.	27	.	.	.
<i>Geum rivale</i>	.	31		.	.	
Moosschicht						
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	27	.	.	10
<i>Fissidens taxifolius</i>	.	.	27	.	.	.

Für die Arten *Circaea lutetiana*, *Melica uniflora* und *Anemone ranunculoides* wird die Präferenz an ein bestimmtes Standortalter durch das Vorkommen in einer weiteren Waldgesellschaft mit gleicher Bindungsstärke bekräftigt. *Dryopteris carthusiana* hat an die Neuwälder des *Galio-Fagetum* eine starke und an die des *Stellario-Alnetum* eine schwache Bindung. *Ranunculus*

lanuginosus kommt ausschließlich auf den Altwaldflächen des *Stellario-Alnetum* vor, während die Bindung im *Hordelymo-Fagetum* schwach ausgeprägt ist. Bei *Geum rivale* sind die Verhältnisse umgekehrt. Hier ist die Tendenz zu Altwaldflächen im *Hordelymo-Fagetum* stark und im *Stellario-Alnetum* schwach.

Aus der Auswertung der Stetigkeitstabellen ergibt sich eine größere Anzahl an Arten, die eine Bindung an historisch alte Standorte zeigen, als an Arten, die an junge Standorte gebunden sind. Dieses zeigt sich vor allem in den artenreichsten Beständen des *Stellario-Alnetum*. Die im Rahmen dieser Arbeit festgestellte Bindung einer Art an historisch alte Wälder stimmt teilweise mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen überein. So wurden z. B. *Sanicula europaea*, *Crepis paludosa*, *Paris quadrifolia*, *Equisetum sylvaticum*, *Festuca gigantea* und *Geum rivale* auch von WULF & KELM (1994) mit über 90 % des Vorkommens in alten Wäldern gefunden. ZACHARIAS (1994) beobachtete ein auf ausschließlich alte Wälder begrenztes oder aber mit doppelter Stetigkeit vorhandenes Vorkommen der o. g. Arten sowie für *Corydalis cava*, *Dactylorhiza maculata* agg., *Anemone ranunculoides* und *Ranunculus auricomus* agg. Die Arten *Paris quadrifolia*, *Sanicula europaea*, *Ranunculus auricomus* agg. und *Geum rivale* werden auch von PETERKEN & GAME (1984) als Arten alter Wälder gewertet. Zusätzlich ist dort noch *Dactylorhiza fuchsii* aufgeführt, für die auch die Ergebnisse dieser Arbeit eine starke Bindung an alte Wälder nachweisen. *Crataegus laevigata* agg., *Euonymus europaea*, *Brachypodium sylvaticum*, *Melica uniflora* und *Polygonatum multiflorum* haben in der vorliegenden Untersuchung wie bei ZACHARIAS (1994) in alten Wäldern eine doppelt so hohe Stetigkeit. Da diese Arten in den jungen Waldbeständen eine größere Stetigkeit als 10 % aufweisen, wird ihnen allerdings nur eine schwache Bindung an historisch alte Wälder zugesprochen. HERMY et al. (1999) stellten anhand einer Auswertung von 22 Literaturangaben aus acht europäischen Ländern eine Liste mit den Zeigerarten historisch alter Wälder zusammen. *Anemone nemorosa* wird in 14 der 22 Arbeiten als Altwaldart gewertet und ist somit die meist erwähnte Art. In den hier untersuchten Wäldern lässt sich dies nicht bestätigen. *Anemone nemorosa* zeigt bezüglich ihrer Stetigkeit kaum Unterschiede hinsichtlich des Standortalters, lediglich in den Deckungen sind leichte Differenzen zu erkennen. ZACHARIAS (1996) beobachtete in den Wäldern Niedersachsens das kreisförmige Auftreten von *Anemone nemorosa* um gepflanzte Laubbäume in Neuwäldern, was auf eine Einschleppung mit dem Pflanzgut hindeutet. Auch können einige Waldarten in Wiesen bis zur Zeit der Wiederaufforstung überdauern. Ausschlaggebend scheint hier die extensive Nutzung zu sein, da Waldarten z. B. auf Beweidung oder Düngung sehr

empfindlich reagieren (RACKHAM 1980). Teilweise profitiert das Buschwindröschen auch von Bodenstörungen, bei denen Rhizome zerstückelt und verteilt werden.

Acer pseudoplatanus scheint bevorzugt in den jungen Wäldern gepflanzt worden zu sein. Dies wirkt sich folglich auch auf die Verjüngung in der Krautschicht aus. Unter den Neuwaldarten fallen hier vor allem die Farne auf. *Athyrium filix-femina* wird von HEINKEN (1998) dagegen eine Bindung an historisch alte Laubwälder bodensaurer Standorte Niedersachsens zugesprochen. KÜHN (2000) fand für die reichen Stieleichen-Hainbuchenwälder im Münsterland nur zwei Altwaldarten unter denen sich auch *Athyrium filix-femina* befand. Ein ebenfalls gehäuftes Vorkommen des Frauenfarns auf alten Waldstandorten fand ZACHARIAS (1994), während sich *Dryopteris carthusiana* in der Stetigkeit des Auftretens in seiner Untersuchung nicht unterscheidet. Für *Dryopteris filix-mas* belegt er ein häufigeres Vorkommen in Neuwäldern. *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata* zeigten bei HEINKEN (1998) keine Bindung im Hinblick auf das Standortalter. DZWONKO (1993) belegt eine gute Besiedlungsmöglichkeit junger Waldstandorte für anemochorer Arten, zu denen auch die Farne gehören. Farne benötigen zur Keimung verletzten mineralischen Oberboden (KÜHN 2000). In den jungen Wäldern hat vermutlich während der Etablierungszeit der Farne eine erhöhte Störung des Oberbodens stattgefunden. Diese Vermutung bietet auch einen Erklärungsansatz für die höheren Deckungen der Moose an den jungen Waldstandorten, da sich die Lichtbedingungen zwischen den alten und jungen Wäldern einer Waldgesellschaft nicht unterscheiden.

Die in den Vegetationsaufnahmen oder bei der Waldbegehung erfassten Arten der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & BELLER 1990) wurden mit der Ausnahme von *Platanthera chlorantha* in historisch alten Wäldern vorgefunden.

3.4.3. Auswertung der Transekte

Im Untersuchungsgebiet Lauerholz sind die Arten *Ranunculus auricomus* agg., *Arum maculatum*, *Carex sylvatica*, *Ranunculus lanuginosus*, *Polygonatum multiflorum*, *Anemone ranunculoides* und *Circaea lutetiana* in unterschiedlichen Abständen vom Altwald nicht mehr vorzufinden. *Euonymus europaea*, *Filipendula ulmaria* und *Milium effusum* kommen ausschließlich auf den Altwaldflächen vor. *Arum maculatum* weist die geringsten Migrationsraten auf (Tab. 14). *Polygonatum multiflorum* kommt lediglich in einer Fläche vor, die in 180 m Entfernung zum Altwald liegt.

Tab. 14: Übersicht der Migrationsraten auf den Transektflächen im Lauerholz

Art	Migrationsrate in m/Jahr
<i>Euonymus europaea</i>	0,00
<i>Filipendula ulmaria</i>	0,00
<i>Milium effusum</i>	0,00
<i>Arum maculatum</i> agg.	0,25
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	0,53
<i>Anemone ranunculoides</i>	0,53
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	0,74
<i>Circaea lutetiana</i>	0,74
<i>Carex sylvatica</i>	0,96
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1,28

Für die Flächen im Waldgebiet Ritzerau ließen sich keine Migrationsraten berechnen. Es sind hier lediglich Aussagen über das Vorkommen bzw. Fehlen auf den Altwald- und/oder Neuwaldflächen einer Art möglich (Tab. 15). Viele Arten bleiben auf die Altwaldflächen beschränkt.

Tab. 15: Übersicht der Artenverteilung in den Alt- und Neuwäldern auf den Transektflächen Ritzerau

Alt- und Neuwaldflächen	Altwaldflächen	Neuwaldflächen
<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Galium odoratum</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Milium effusum</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>
<i>Lamium galeobdolon</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>
<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Ranunculus ficaria</i>	<i>Geranium robertianum</i>	
<i>Galium aparine</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	
<i>Poa trivialis</i>	<i>Stellaria nemorum</i>	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>Adoxa moschatellina</i>	
<i>Epilobium montanum</i>	<i>Veronica montana</i>	
	<i>Anemone ranunculoides</i>	
	<i>Carex sylvatica</i>	
	<i>Melica uniflora</i>	
	<i>Circaea lutetiana</i>	
	<i>Arum maculatum</i> agg.	
	<i>Hedera helix</i>	
	<i>Rubus idaeus</i>	
	<i>Rumex sanguineus</i>	
	<i>Viola riviniana</i>	

Generalisierende Aussagen über die Migrationsraten von Arten über das Alt-/Neuwaldökoton sind nur sehr eingeschränkt zu machen, da sich lediglich zwei Standorte für eine Transektuntersuchung eigneten. Die im Untersuchungsgebiet Lauerholz festgestellten Migrationsraten decken sich in ihren Tendenzen mit den Untersuchungen von BOSSUYT et al. (1999) und BRUNET & v. OHEIMB (1998a), die ebenfalls bei den meisten Arten Raten von bis zu 1 m/Jahr feststellten. *Polygonatum multiflorum* zeigt den größten Abstand zum Altwald. Bei der Vielblütigen Weißwurz sind größere Ausbreitungsdistanzen, bedingt durch die endozoochore Ausbreitung, denkbar. Die Artenzahl der Krautschicht nimmt mit zunehmendem Abstand vom Altwald-Ökoton ab. Ein Grund dafür mögen die ebenfalls mit zunehmender Distanz abnehmenden Calciumgehalte sein. Die Untersuchungen von HONNAY et al. (1999a) zeigen eine hoch signifikante positive Korrelation zwischen der Anzahl der Pflanzenarten und dem Calciumgehalt des Bodens. Messungen des Grundwasserstandes wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt. Ein Wechsel des Bodentyps nach circa 125 m Entfernung vom Altwald spricht jedoch für einen abnehmenden Grundwasserstand mit zunehmender Distanz vom Ökoton. Abnehmende Calciumgehalte und Grundwasserstände könnten eine natürliche Barriere der Migration sein.

In den Transektflächen des Untersuchungsgebietes Ritzerau lassen sich keine Aussagen über Migrationsraten machen. Auch hier gehen deutlich erhöhte Artenzahlen mit hohen Calciumgehalten in den Böden der Altwaldflächen einher. Inwieweit diese Unterschiede auf die landwirtschaftliche Nutzung der jungen Standorte, auf den Einfluss des Grundwassers oder auf Unterschiede im natürlichen Mineralgehalt des Bodens zurückführen sind, ist nur zu mutmaßen. BRUNET et al. (2000) fanden heraus, dass einzelne Bodenfaktoren weniger wichtig sind als die Distanz zum Altwald, aber die Summe aller gemessenen Bodenfaktoren einen größeren Einfluss als der Abstand haben. Die Rekonstruktion der Ausbreitungswege durch molekulargenetische Methoden könnten einen wichtigen Erläuterungsansatz zum Verständnis der aktuellen Verbreitungsmuster liefern (WULF et al. 2002).

3.4.4 Vergleich der Gefäßpflanzenarten in der Krautschicht historisch alter und junger Wälder

Der Vergleich der mittleren Deckungsanteile der typischen Waldgefäßpflanzenarten in der Krautschicht lässt erkennen, dass die Gehölze (Gruppen B und S) in keiner Waldgesellschaft mehr als 10 % erreichen (Abb. 11). Arten in der Krautschicht, die überwiegend im Offenland vorkommen (Gruppe KOW), sind in den Altwäldern des *Luzulo-Fagetum* und des *Galio-Fagetum* vertreten. Im *Stellario-Alnetum* haben sie einen geringen Deckungsgradanteil unabhängig vom Standortalter. Arten der Wegränder und Verlichtungen (Gruppe KRV) fehlen

im *Luzulo-Fagetum* und erreichen in den anderen Waldgesellschaften nur geringe Deckungsgradanteile. Im *Luzulo-*, *Galio-* und *Hordelymo-Fagetum* besitzen die Arten in der Krautschicht, die einen Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Wald haben (Gruppe KW), einen höheren mittleren Deckungsanteil in den Altwäldern im Vergleich zu den Neuwäldern. Es ist v. a. *Anemone nemorosa*, die in den Altwäldern im Schnitt eine höhere Deckung aufweist. Diejenigen Arten in der Krautschicht, die sowohl im Wald wie auch im Offenland vorkommen (Gruppe KWO), haben eine höhere Deckung auf den Neuwaldflächen.

Im *Stellario-Alnetum* weisen hingegen die krautigen Waldgefäßpflanzenarten (Gruppe KW) auf den Neuwaldflächen die höheren mittleren Deckungen auf. Für die Arten, die sowohl im Wald wie auch im Offenland vorkommen, ist die Deckung in den Altwäldern höher. So weist z. B. *Cirsium oleraceum* in einigen Altwaldflächen hohe Deckungen auf und fehlt komplett in den Neuwaldflächen. *Geum rivale* hat in den Altwaldflächen die höhere Abundanz. Die Moose haben in allen vier Waldgesellschaften in den Neuwäldern die höheren Deckungsgrade.

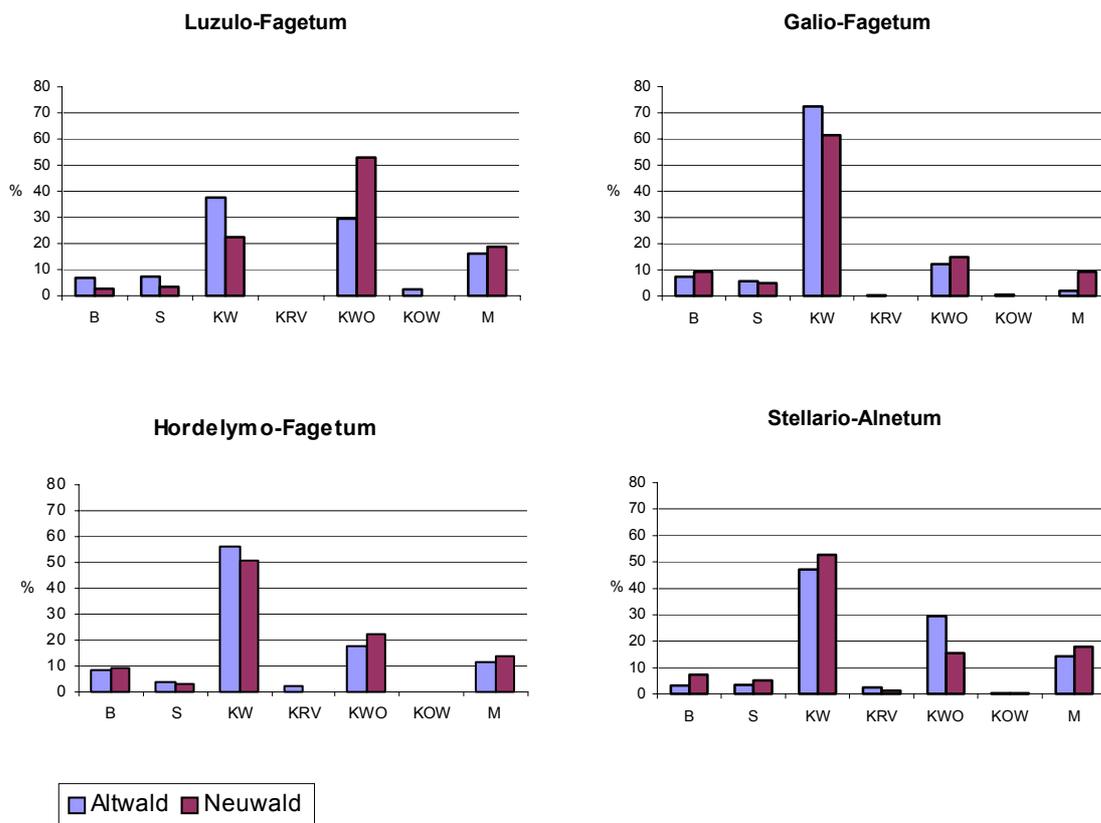


Abb. 11: Mittlere Deckungsanteile der Waldartengruppen in der Krautschicht der vier Waldgesellschaften.

Die mittleren Artenzahlen in der Gruppe B weisen kaum Unterschiede zwischen den alten und jungen Wäldern auf (Tab. 16). Lediglich in den Feuchtwäldern kommt im Durchschnitt eine Art mehr vor. Bei den Arten der Strauchschicht (Gruppe S) finden sich die größten Unterschiede im *Hordelymo-Fagetum* und im *Stellario-Alnetum*. Die größten Differenzen der Arten, die vorwiegend im geschlossenen Wald vorkommen (Gruppe KW), zeigen sich in den vergleichsweise artenreichen Beständen des Waldhaargersten-Buchenwaldes und des Hainsternmieren-Erlenwaldes. In den Altwaldbeständen sind rund fünf Arten mehr vorhanden. Die gleiche Tendenz zeigt sich in den anderen Waldgesellschaften, wenn auch nicht so ausgeprägt. Die Unterschiede in den Artenzahlen spiegeln sich auch in den Deckungsgraden wider, die mit Ausnahme des *Stellario-Alnetum* in den Altwäldern höher sind. Die Arten, die an Wegrändern und auf Verlichtungen vorkommen, unterscheiden sich in ihrer Anzahl nur im *Hordelymo-Fagetum*. Bei den Arten, die sowohl im Offenland wie auch im Wald vorkommen, sind mit Ausnahme des *Luzulo-* und *Galio-Fagetum* circa 1,5 Arten mehr in den Neuwäldern zu finden. Die Arten, die das Offenland bevorzugen, sind durchschnittlich mit einer Art in jeder Waldgesellschaft vertreten ohne erkennbaren Einfluss des Standortalters. Die Anzahl der Moosarten ist auf den Neuwaldflächen größer.

Zur Erstellung einer Liste der typischen Waldpflanzen benutzen viele Autoren Literaturquellen aus verschiedenen Regionen Europas (u. a. WULF 1994; HERMY et al. 1999). Die hier verwendete Liste von SCHMIDT et al. (2002b) bezieht sich auf das Norddeutsche Tiefland und berücksichtigt somit den regionalen Artenpool.

Tab. 16: Mittlere Artenzahlen der Krautschicht

	B	S	KW	KRV	KWO	KOW	M
Lu-Fa AW	2,5	2,0	5,6	0,0	2,2	1,0	2,2
Lu-Fa NW	2,5	1,0	4,3	0,0	2,0	0,0	2,7
Ga-Fa AW	2,6	1,7	6,6	1,0	2,5	1,0	1,3
Ga-Fa NW	2,6	1,9	6,0	1,0	2,6	0,0	2,1
Ho-Fa AW	3,2	1,7	6,3	1,1	3,5	1,0	2,9
Ho-Fa NW	3,1	4,0	1,1	2,2	5,0	1,0	6,8
St-AI AW	2,8	2,3	12,0	1,4	8,0	1,0	4,7
St-AI NW	1,8	4,7	7,3	1,2	9,3	1,0	8,4

Bei den reicheren Standorten, wie dem *Hordelymo-Fagetum* sowie dem *Stellario-Alnetum* zeigt sich in den Altwäldern eine erhöhte mittlere Anzahl der Arten, die einen Verbreitungsschwerpunkt im Wald besitzen. Im Waldhaargersten-Buchenwald ist dies auch an einem erhöhten Deckungsgrad in den Altwäldern erkennbar. Die alten Standorte des *Stellario-Alnetum* besitzen im Vergleich zu den anderen Waldgesellschaften die höchste mittlere Artenzahl an typischen Waldarten. Die höchsten Deckungsgrade erreichen jedoch die Arten, die sowohl im Wald wie auch im Offenland vorkommen. Dies lässt sich auf die erhöhte Lichteinwirkung am Boden durch den lichtereren Kronenschluß und die gute Wasser- und Nährstoffversorgung zurückführen. Somit werden hochwüchsige Stauden wie *Filipendula ulmaria* und *Urtica dioica* gefördert. Diese Arten sind natürlicher Bestandteil des *Alno-Ulmion* und somit auch als typische Waldarten dieser Waldgesellschaft anzusehen (OBERDORFER 2001). Die erhöhten Deckungsanteile der Moose an den jungen Waldstandorten lässt sich über ein erhöhtes Lichtangebot nicht erklären. Vermutlich haben Störungen des Oberbodens an diesen Standorten stattgefunden, die eine Etablierung der Moose ermöglichten.

3.4.5. Bodenchemische Untersuchungen

3.4.5.1 pH-Werte

Zur Untersuchung der Verteilung der pH-Werte (KCl) wurde der Kruskal-Wallis-Test angewendet. Die vier untersuchten Waldgesellschaften unterscheiden sich hoch signifikant voneinander ($p=0,000$). Gleiches gilt für den Vergleich von Alt- und Neuwäldern aller Waldgesellschaften.

Die mittleren pH-Werte der Neuwälder sind innerhalb einer Waldgesellschaft niedriger als in den Vergleichsflächen der Altwälder (Abb. 12). Eine Ausnahme bilden die jungen Standorte des *Luzulo-Fagetum*. Bei den in aqua dest. gemessenen pH-Werten sind die gleichen Tendenzen erkennbar, wobei die Werte rund eine pH-Einheit höher sind als die in KCl gemessenen Werte. Innerhalb einer Waldgesellschaft wird die Signifikanz der pH-Unterschiede (KCl) zwischen Alt- und Neuwäldern mit dem Mann-Whitney-U-Test geprüft. Ein signifikanter Unterschied ($p=0,001$) der Mediane zwischen alten und jungen Standorten besteht nur für das *Stellario-Alnetum*.

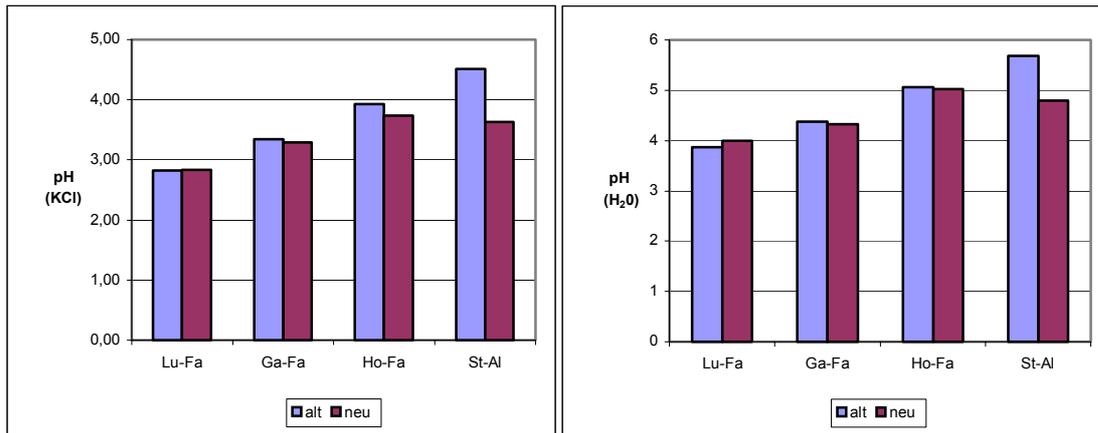


Abb. 12: Mittlere pH-Werte (KCl und H₂O) der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum.

Im Waldgebiet Taubenberg wurden vier Bereiche unterschiedlichen Standortalters auf Braunerden untersucht. Ausnahmsweise wurde hier u. a. eine erst seit rund 20 Jahren aufgeforstete Fläche miteinbezogen. Es ergibt sich somit die folgende Zeitreihe der Aufforstungsjahre: vor 1744, 1744, 1900 und 1980. Eine Tendenz zwischen Standortalter und dem mittleren pH-Wert ist nicht erkennbar (Tab. 17).

Die mittleren pH-Werte KCl des oberen Mineralhorizontes liegen zwischen 2,8 in den Böden des *Luzulo-Fagetum* und 4,5 in den Böden der alten Standorte des *Stellario-Alnetum*. Es handelt sich folglich überwiegend um stark saure Böden. Die größte Differenz zwischen dem pH-Maximum und dem pH-Minimum tritt in den Böden der Altwälder des *Stellario-Alnetum* auf.

Tab. 17: Mittlere pH-Werte unterschiedlichen Standortalters im Waldgebiet Taubenberg

Aufforstungszeitpunkt	vor 1744	1744	1900	1980
mittlerer pH-Wert	3,12	3,68	3,20	4,12

3.4.5.2 Gehalte der austauschbaren Kationen

Calcium

Die mittleren Calciumgehalte des getrockneten Bodens liegen zwischen 0,19 mval/100 g getrockneter Boden (TB) in den Neuwäldern des *Luzulo-Fagetum* und 22,82 mval/100 g TB in den Altwäldern des *Stellario-Alnetum* (Abb. 13, Abb. 14).

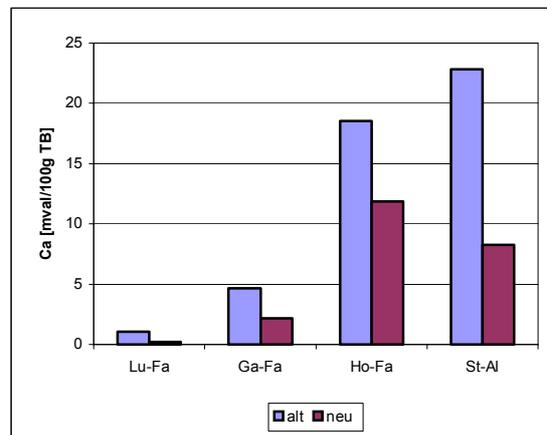


Abb. 13: Mittlere Calciumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum.

Eine Zunahme der Calciumgehalte in den Altwäldern ist vom Luzulo-Fagetum über das Galio-Fagetum hin zum Stellario-Alnetum zu verzeichnen. In den Neuwäldern zeigt sich bis auf das Stellario-Alnetum eine gleiche Tendenz.

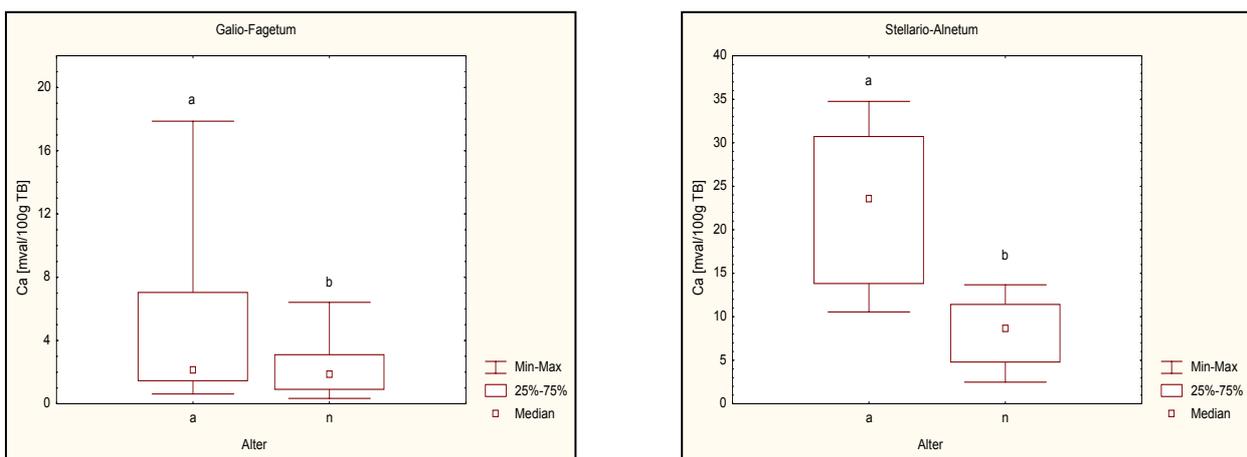


Abb. 14: Unterschiede der Calciumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

Magnesium

Bei den Magnesiumgehalten ist wie bei den Calciumgehalten eine Zunahme vom *Luzulo-Fagetum* hin zum *Stellario-Alnetum* erkennbar (Abb. 15). In allen Waldgesellschaften übertreffen die Gehalte in den Böden der alten Wälder die der jungen Wälder.

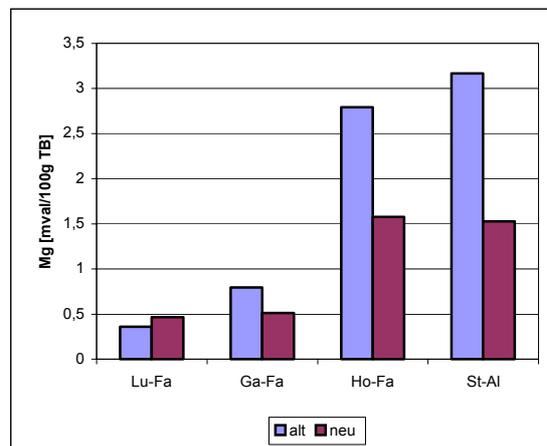


Abb. 15: Mittlere Magnesiumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften: Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum

In den Böden des *Hordelymo-Fagetum* sowie des *Stellario-Alnetum* treten die größten Spannen zwischen alten und jungen Standorten bezüglich der Magnesiumkonzentration auf. Wie auch bei den Calciumkonzentrationen bestehen signifikante Unterschiede in den Magnesiumgehalten zwischen den beiden Standortgruppen einer Waldgesellschaft (Abb. 16).

Kalium

Die Kaliumgehalte weisen keine deutlichen Unterschiede in Abhängigkeit vom Standortalter einer Waldgesellschaft auf (Abb. 17). Einzige Ausnahme bildet das *Hordelymo-Fagetum*, wo im Mittel eine Differenz von 0,24 mval/ 100 g TB zwischen den alten und neuen Wäldern besteht. Eine gering ausgeprägte Tendenz niedrigerer Kaliumgehalte in den Böden der jungen Standorte ist erkennbar.

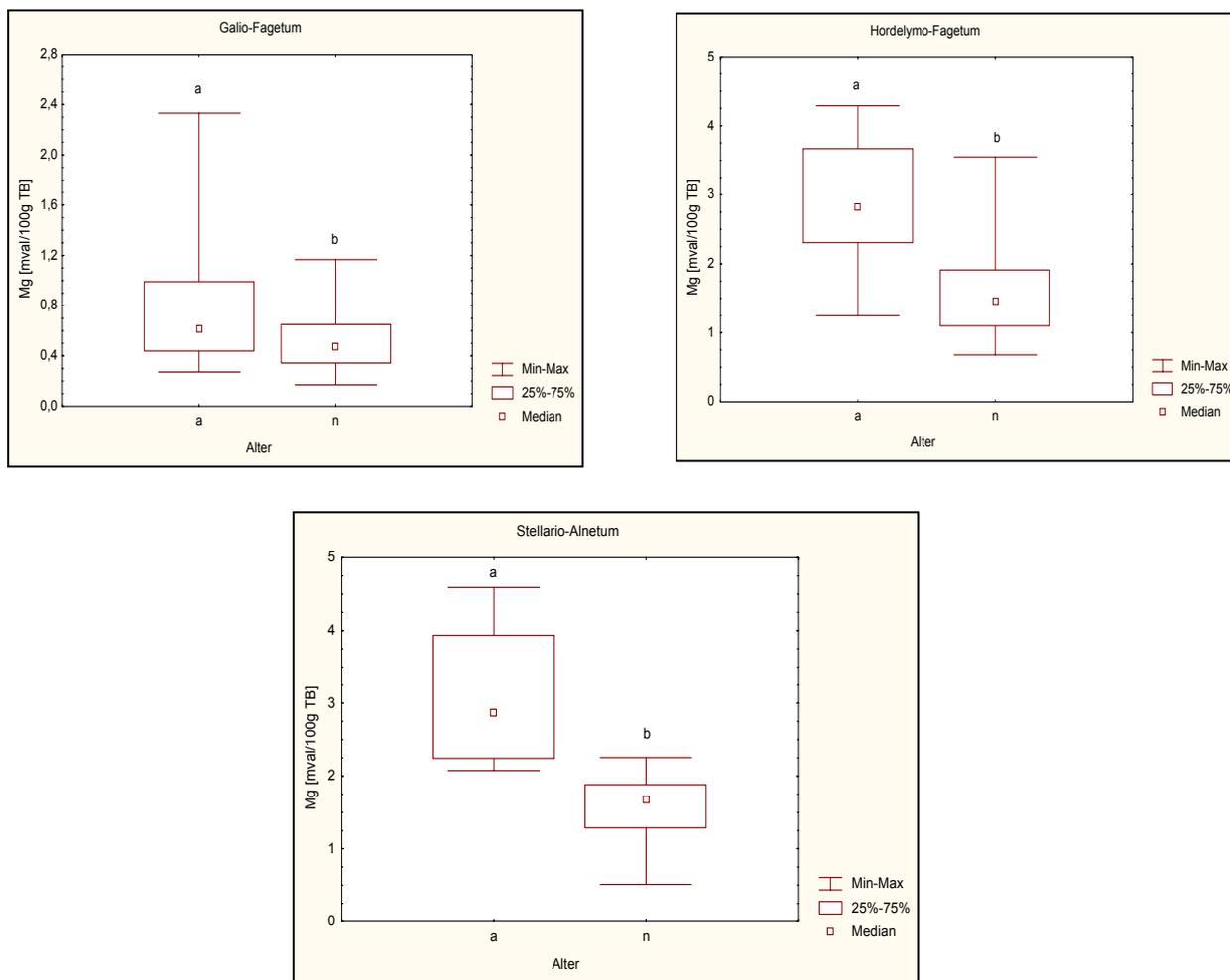


Abb. 16: Unterschiede der Magnesiumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

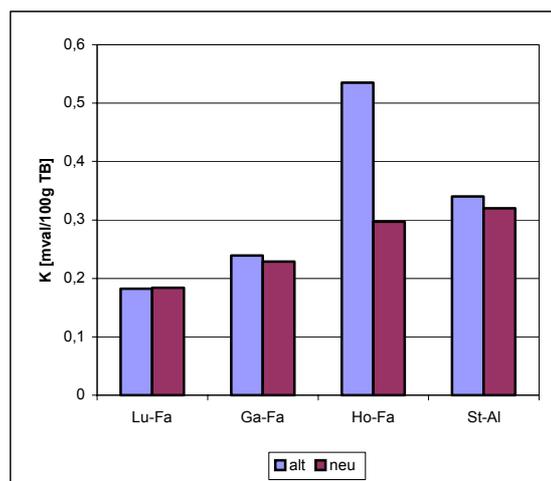


Abb. 17: Mittlere Kaliumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum)

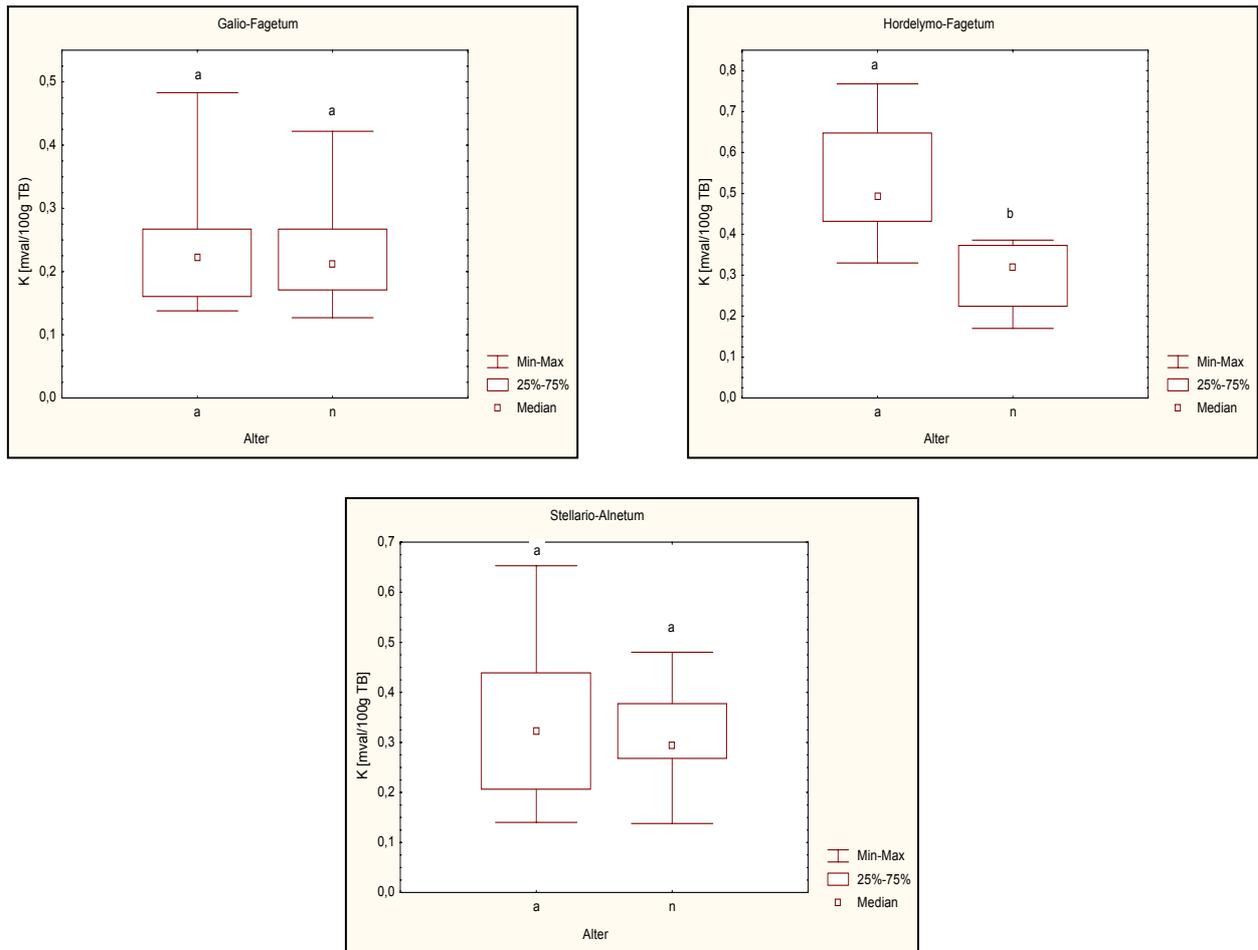


Abb. 18: Unterschiede der Kaliumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

In den Böden des *Hordelymo-Fagetum* besteht ein signifikanter Unterschied in den Kaliumgehalten in Abhängigkeit vom Standortalter (Abb. 18).

Natrium

Der Unterschied der mittleren Natriumgehalte ist zwischen den alten und jungen Standorten besonders ausgeprägt (Abb. 19). Im Mittel ist die Natriumkonzentration in den Altwäldern des *Stellario-Alnetum* rund doppelt so hoch wie in den jungen Wäldern.

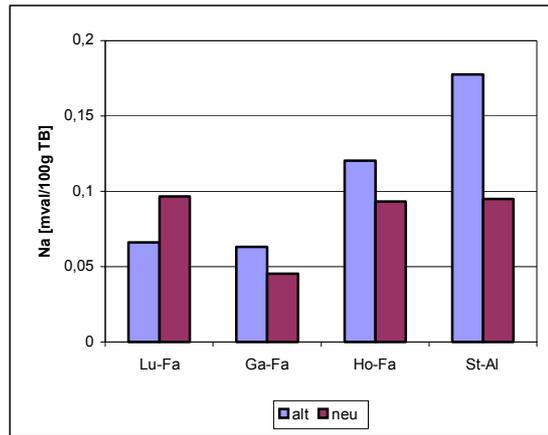


Abb. 19: Mittlere Natriumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum).

Die Natriumgehalte in den Böden des *Galio-Fagetum* und des *Stellario-Alnetum* unterscheiden sich zwischen alten und neuen Standorten signifikant (Abb. 20).

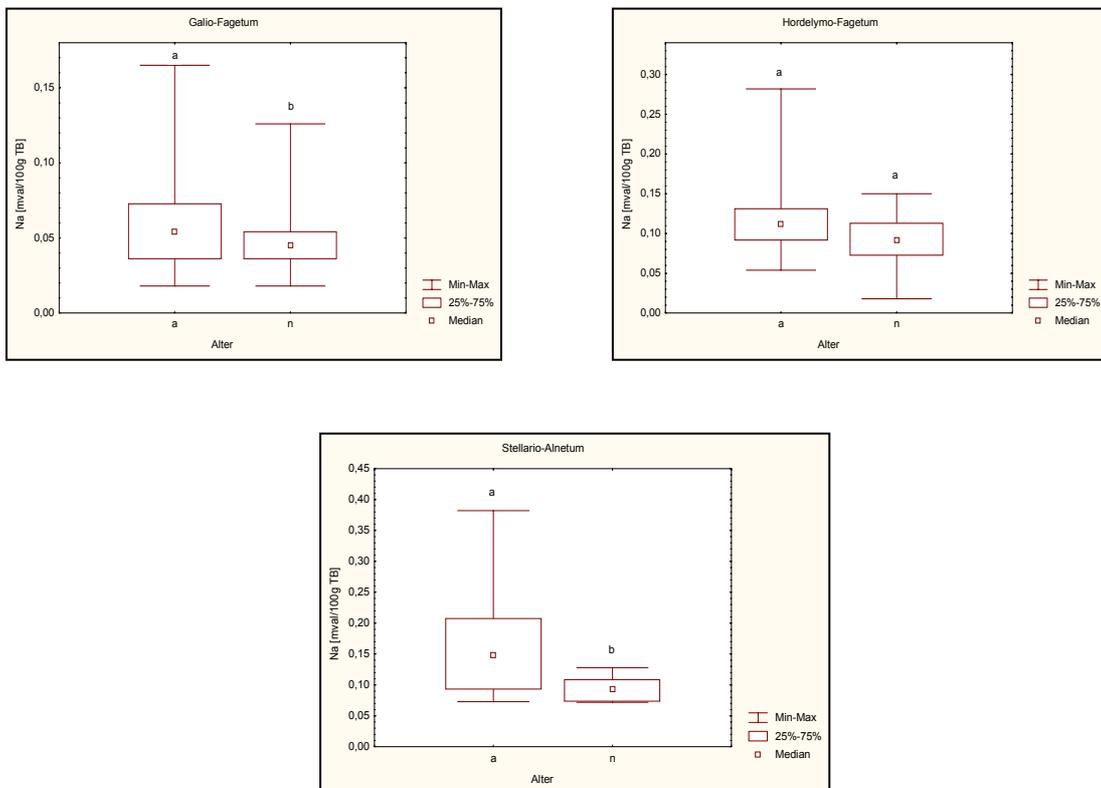


Abb. 20: Unterschiede der Natriumgehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

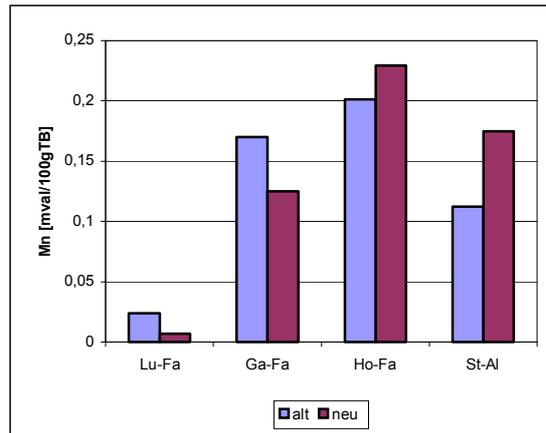


Abb. 21: Mittlere Mangangehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum)

Mangan

Die Mangangehalte im Boden zeigen keine eindeutige Tendenz (Abb. 21). Im *Hordelymo-Fagetum* und im *Stellario-Alnetum* sind die Gehalte in den Neuwäldern höher, in den saureren Böden ist dies umgekehrt. Lediglich im *Stellario-Alnetum* gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen den Böden historisch alter und junger Wälder (Abb. 29).

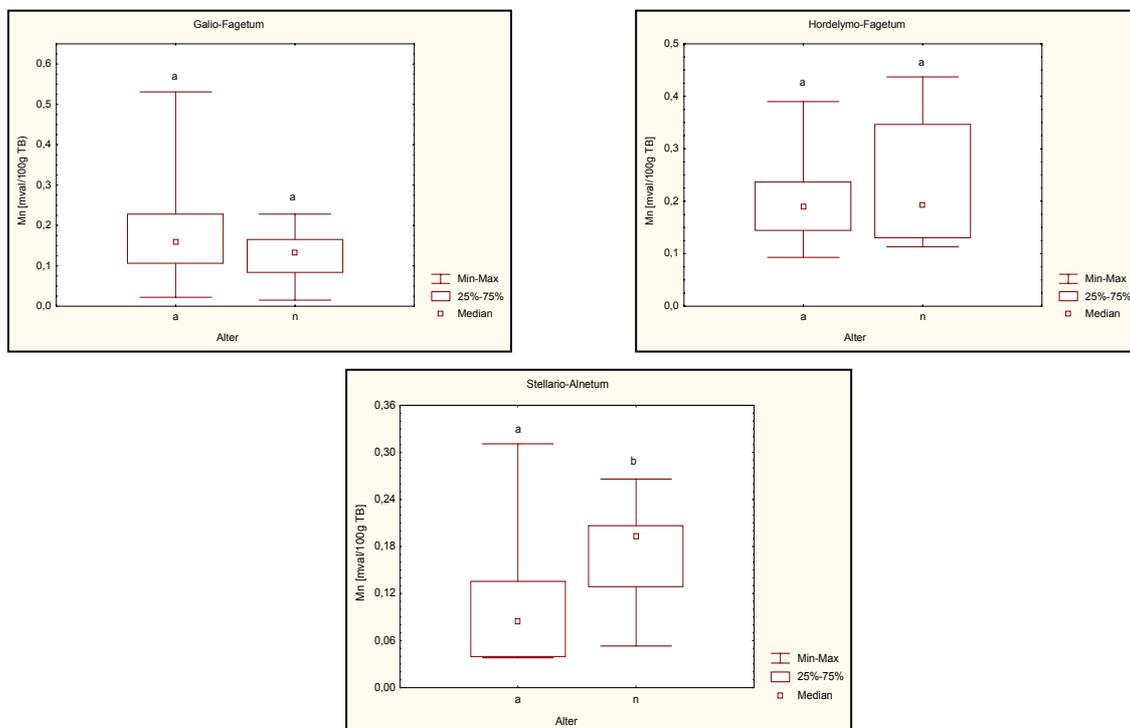


Abb. 22: Unterschiede der Mangangehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

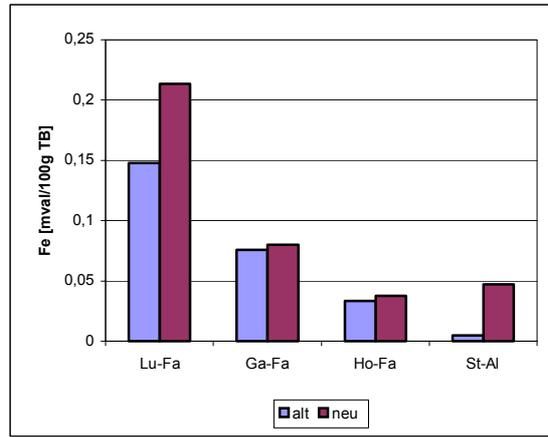


Abb. 23: Mittlere Eisengehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Galio-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum)

Eisen

Die Eisengehalte nehmen von den basenarmen hin zu den basenreichen Böden ab (Abb. 23). In den Altwäldern sind die Gehalte in allen Waldgesellschaften im Vergleich zu den Neuwäldern geringer. Ein signifikanter Unterschied in den Eisenkonzentrationen der Böden innerhalb einer Waldgesellschaft besteht zwischen den alten und jungen Standorten der Erlen-Eschenwälder (Abb. 24).

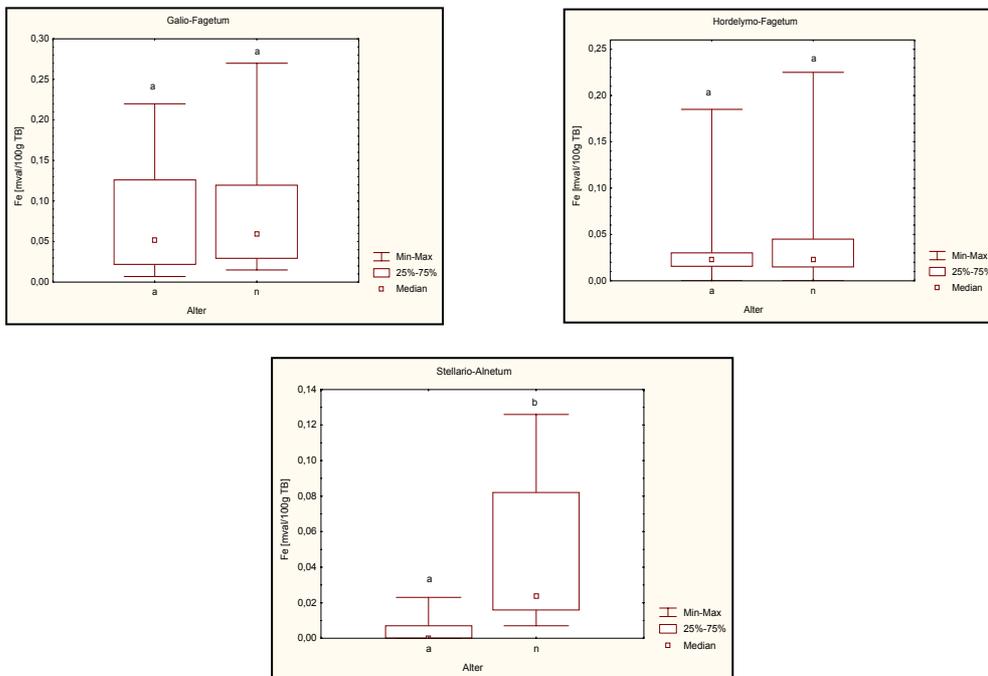


Abb. 24: Unterschiede der Eisengehalte in Abhängigkeit vom Standortalter (U-Test).

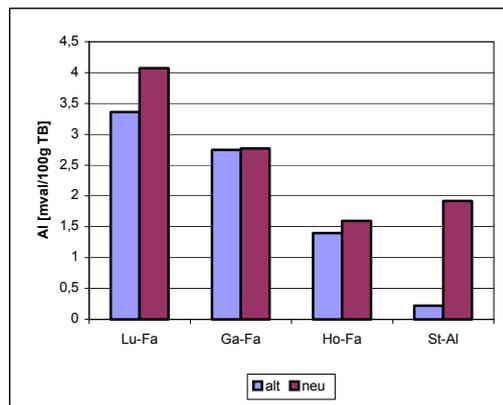


Abb. 25: Mittlere Aluminiumgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften (Lu-Fa: Luzulo-Fagetum; Ga-Fa: Galio-Fagetum; Ho-Fa: Hordelymo-Fagetum; St-Al: Stellario-Alnetum)

Aluminium

Bei den Aluminiumgehalten zeichnen sich gleiche Tendenzen wie bei den Eisengehalten ab (Abb. 25). In den Neuwäldern sind die Konzentrationen etwas höher. Die höchsten Aluminiumgehalte wurden in den Böden der jungen Standorte des *Luzulo-Fagetum* (4,07 mval/ 100 g TB) gemessen. Auch bezüglich des Aluminiumgehaltes weisen die Böden unterschiedlichen Standortalters im *Stellario-Alnetum* signifikante Unterschiede auf (Abb. 26).

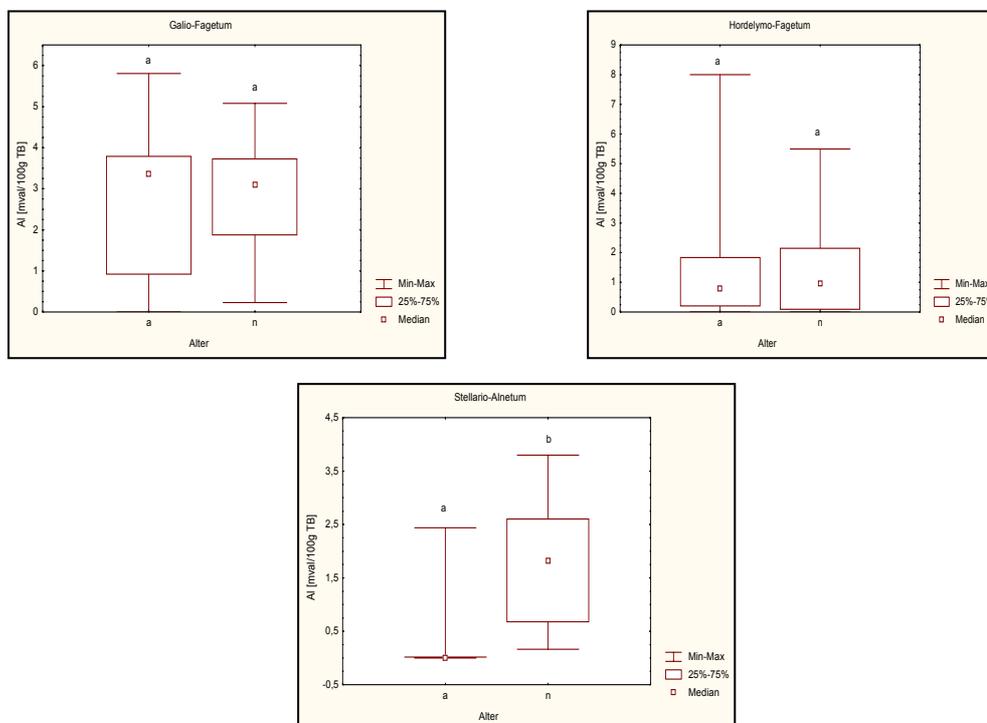


Abb. 26: Unterschiede der Aluminiumgehalte in Abhängigkeit von dem Standortalter (U-Test).

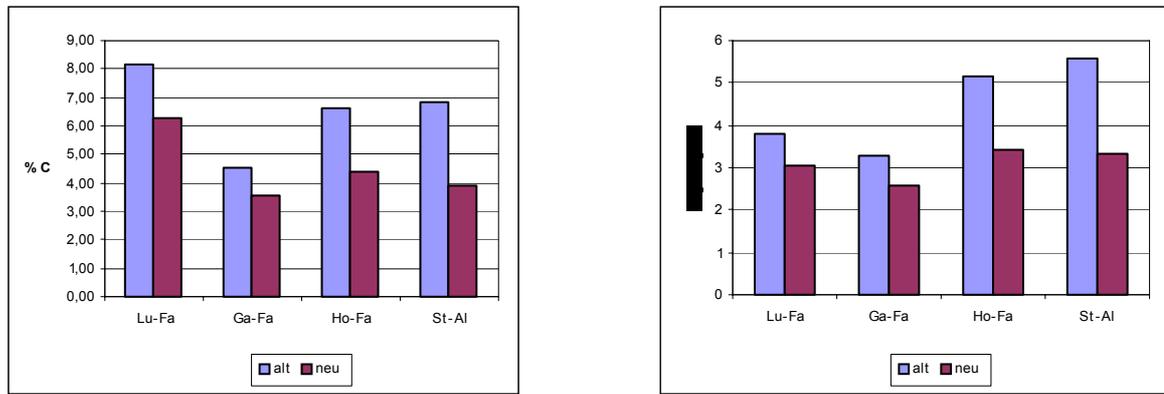


Abb. 27: Mittlere effektive Kationenaustauschkapazität (eAK) und mittlere Basensättigung (%) in den Böden der vier Waldgesellschaften.

3.4.5.3 Effektive Kationenaustauschkapazität (eAK) und Basensättigung (BS)

Die Spanne der mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität in den obersten Mineralhorizonten reicht von rund 5 mval/ 100 g TB des Hainsimsen-Buchenwaldes bis rund 27 mval/ 100 g TB in den Altwäldern der Hainsternmieren-Erlenwald (Abb. 27). Die bei den pH-Werten beobachteten Tendenzen spiegeln sich auch in den Werten der Basensättigung wider (Abb. 27). Die Böden der alten Standorte des *Stellario-Alnetum* weisen eine fast 100%ige Basensättigung auf. In dieser Waldgesellschaft liegen auch die größten Differenzen zwischen alten und jungen Standorten.

3.4.5.4 Organischer Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt

Die Gehalte organischen Kohlenstoffes erreichen im obersten Mineralhorizont des alten Waldstandortes im *Luzulo-Fagetum* mit 8,2 % ihre höchsten Werte (Abb. 28). Die niedrigsten Werte wurden in den Böden der jungen Waldmeister-Buchenwald-Bestände gemessen (3,5 %). In allen Waldgesellschaften liegen die Gehalte an organischem Kohlenstoff in den Böden junger Waldstandorte unter denen der Altwaldbestände. Bei den Stickstoffkonzentrationen (Abb. 28) sind im *Galio-* und *Hordelymo-Fagetum* sowie im *Stellario-Alnetum* Parallelen zum Kohlenstoffgehalt erkenntlich. Die Stickstoffkonzentrationen bewegen sich zwischen 2,6 und 5,6 mg/ 100g TB. Das C/N-Verhältnis nimmt Werte zwischen 12 und 20 ein (Abb. 29). Das weiteste C/N-Verhältnis liegt für den obersten Mineralbodenhorizont des *Luzulo-Fagetum* vor. Zwischen den anderen Waldgesellschaften sind nur geringe Differenzen vorhanden. Unterschiede zwischen alten und jungen Standorten einer Gesellschaft sind nicht zu erkennen.

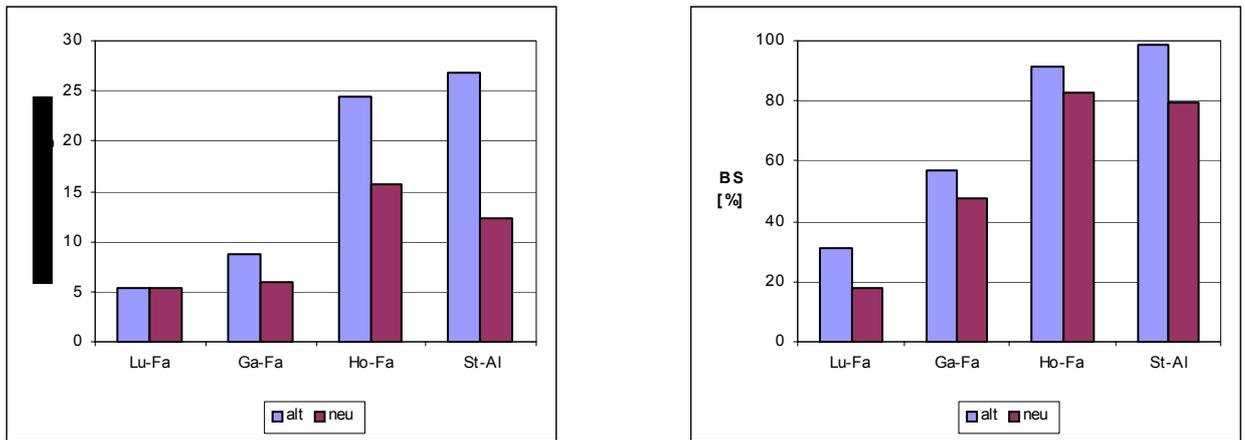


Abb. 28: Mittlere Gehalte organ. Kohlenstoffs und mittlere Stickstoffgehalte in den Böden der vier Waldgesellschaften.

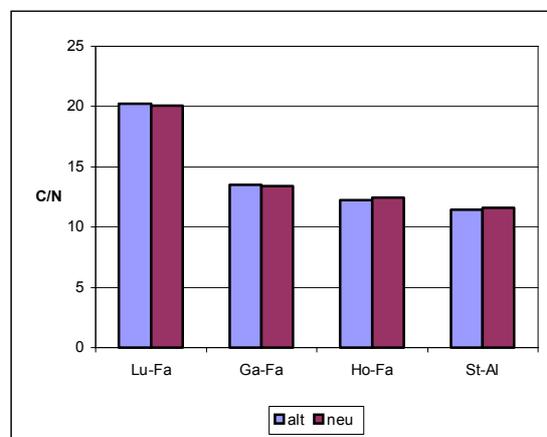


Abb. 29: Mittlere C/N-Verhältnisse in den Böden der vier Waldgesellschaften.

3.4.5.5 Korrelation zwischen bodenchemischen Parametern und dem Standortalter

Lediglich im Stellario-Alnetum steigt der pH-Wert signifikant mit der Bewaldungsdauer an ($p=0,0001$) (Tab. 18). Calcium, Magnesium und Natrium sind in den Waldmeister-, den Waldhaargersten-Buchenwäldern und den Hainsternmieren-Erlenwäldern mit dem Zeitraum der Bewaldung positiv korreliert. Die Konzentration aller drei Elemente nimmt mit der Bewaldungsdauer zu. Kalium hat die gleiche Tendenz in älteren Waldböden in höherer Konzentration vorzukommen, aber nur in der reichen Ausprägung des Galio-Fagetum ist die Korrelation signifikant ($p=0,000$). Der Mangangehalt ist im Hainsimsen- und im Waldmeister-Buchenwald an den alten Standorten signifikant erhöht ($p=0,03$), in den Hainsternmieren-Erlenwäldern übersteigen dagegen die Konzentrationen in den Böden junger Waldstandorte die Werte der alten Standorte ($p=0,01$). Die Eisen- und Aluminiumgehalte sind stets in den Böden

der jungen Wälder besonders hoch, signifikant im Hainsimsen-Buchenwald (Fe, $p=0,008$) und im Erlen-Eschenwald (Fe, Al, $p=0,00$).

Tab. 18: Kendall-Rangkorrelationen zwischen den pH-Werten (KCl) bzw. den austauschbaren Kationen und dem Standortalter. (*: signifikant, **: sehr signifikant, ***: hoch signifikant)

		Lu-Fa	Ga-Fa	Ho-Fa	St-Al	Alle Waldgesellschaften
pH-Wert	Tau	-0,0563	0,0745	0,1868	0,6009	0,0997
	p	0,7791	0,3584	0,1145	***0,0001	0,0793
Ca	Tau	-0,4927	-0,2134	-0,3456	-0,6711	-0,2121
	p	*0,0141	**0,0085	**0,0035	***0,0000	***0,0002
Mg	Tau	0,3102	-0,2046	-0,5113	-0,6843	-0,2060
	p	0,1222	*0,0116	***0,0000	***0,0000	***0,0003
K	Tau	0,0367	-0,0209	-0,6817	-0,0209	-0,1431
	p	0,8549	0,7969	***0,0000	0,7969	**0,0118
Na	Tau	0,3670	-0,2548	-0,2668	-0,4528	-0,2360
	p	0,0675	**0,0017	*0,0242	**0,0041	***0,0000
Mn	Tau	-0,4433	-0,1801	0,0237	0,3957	0,0159
	p	*0,0272	*0,0263	0,8411	**0,0121	0,7795
Fe	Tau	0,5321	0,0497	0,0344	0,6781	0,0992
	p	**0,0080	0,5399	0,7711	***0,0000	0,0809
Al	Tau	0,2737	-0,0138	0,0863	0,7126	0,1390
	p	0,1727	0,8648	0,4658	***0,0000	*0,0144

PETERSEN (1994), BOSSUYT et al. (1999), HONNAY et al. (1999) stellten erhöhte pH-Werte in Laubwäldern junger Standorte fest. KOERNER et al. (1997) untersuchten Koniferenbestände unterschiedlichen Standortalters in den Vogesen. Die Neuwälder waren zwischen 61 und 117 Jahre alt. Der pH-Wert, der Stickstoffgehalt sowie die K- und Mg-Konzentrationen waren in den Böden der jungen Wälder erhöht. KÜHN (2000) untersuchte Stieleichen-Hainbuchenwälder in einer armen und reichen Variante im Münsterland, die überwiegend auf Pseudogleyen wachsen. Die Alt- und Jungwälder der reichen Variante unterschieden sich bezüglich des pH-Wertes signifikant dahingehend, dass die Altwälder niedrigere pH-Werte aufwiesen. Bei der armen Variante war dies umgekehrt, wenn auch nicht signifikant. Zu keinen eindeutigen Ergebnissen

bei den pH-Werten zwischen historisch alten und jungen Waldstandorten kommen WILSON et al. (1997). DZWONKO (2001) wies in den von ihm untersuchten Braunerden geringere pH-Werte in den Böden alter Waldstandorte nach.

Wie bei DZWONKO (2001) wurden in dieser Untersuchung niedrigere pH-Werte in den Böden junger Waldstandorte gemessen. Eine Ursache könnte in einem Nährstoffentzug während der Phase landwirtschaftlicher Nutzung liegen. Die Aufforstung der Flächen fand in einem Zeitraum (18. und 19. Jh.) statt, in dem der Einsatz von Düngemitteln noch unbedeutend war. Zwar wurden auch dem Stoffkreislauf der Wälder durch Streunutzung und Beweidung Nährstoffe entzogen, aber noch nachhaltiger dürfte sich der Ackerbau auf den Nährstoffverlust in den Böden ausgewirkt haben.

Die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit ergaben die größten pH-Unterschiede innerhalb einer Waldgesellschaft zwischen jungen und alten Standorten in den Böden des *Stellario-Alnetum*. Diese liegen ausschließlich im Waldgebiet Kannenbruch. Aus historischen Karten geht hervor, dass diese Waldflächen auf altem Ackerland stocken. 1927 wird dieser Wald wie folgt beschrieben: „Der in der jetzigen Gestalt und Größe [...] geschaffene Forst bedeckt eine ebene Fläche sandigen Tones, die bei mangelnden Gefällsverhältnissen vielfach einen sumpfigen Charakter trägt“ (ANONYM 1927). Auch die Tatsache, dass sich in unmittelbarer Nähe dieser Flächen im 18. Jh. noch Moore befunden haben, lässt vermuten, dass es sich hier ehemals um zumindest anmoorige Standorte gehandelt haben muss. Eine Bodenbearbeitung könnte eine Mineralisation des akkumulierten Humus durch verbesserte Luftzufuhr bewirkt haben. Die damit einhergehende Versauerung macht sich somit an den Standorten dieser Waldgesellschaft besonders bemerkbar. DÖRING-MEDERAKE (1991) und WIEBE (1998) stellten eine Versauerung der Böden in Feuchtwäldern fest, die aus einer zunehmenden Nitrifikation infolge absinkender Grundwasserstände und somit aus einer erhöhten Luftzufuhr resultierte. Die niedrigeren Kaliumgehalte in den Böden junger Wälder bekräftigen die Vermutung des Nährstoffentzuges. WELLBROCK (2001) belegt für Kalium in Buchenwäldern eine starke interne Zirkulation. Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung, im Bestandsalter und in der Zusammensetzung der Krautvegetation sind auf den hier untersuchten Vergleichsflächen innerhalb einer Waldgesellschaft gering. Die Nährstoffaufnahme durch die aktuelle Vegetation müsste somit sowohl an den alten wie auch an den jungen Standorten annähernd gleich sein. Die Differenzen in den Kationengehalten lassen sich folglich nicht über die aktuelle Vegetation

erklären. Bei WILSON et al. (1997) und KÜHN (2000) weisen Kalium, Calcium und Magnesium je nach Bodentyp unterschiedliche Tendenzen auf.

Die Menge austauschbarer Kationen ist von der Art und dem Gehalt der Tonminerale und des Humus sowie dem pH-Wert abhängig (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff zeigt im Waldmeister-, Waldhaargersten-Buchenwald und im Hainsternmieren-Erlenwald Parallelen zur effektiven Kationenaustauschkapazität. Die ehemalige Nutzung der Wälder scheint sich auch im Gehalt an organischem Kohlenstoff bemerkbar zu machen. Bedingt durch die niedrigeren pH-Werte in den Neuwäldern wäre auch eine verstärkte Verlagerung der Tonminerale denkbar. Dies würde ebenfalls zu einem Absinken der Konzentration austauschbarer Kationen führen.

Die Stickstoffgehalte im obersten Mineralhorizont der jungen Standorte sind in allen Waldgesellschaften im Vergleich zu den alten Standorten niedriger. Ein Vergleich mit anderen Literaturdaten ist schwierig, da die bodenchemischen Parameter beim Vergleich zwischen Alt- und Neuwäldern meist nicht untersucht wurden. KOERNER et al. (1997) erhalten in ihren Untersuchungen höhere Stickstoffgehalte in den Böden junger Wälder. Da es sich jedoch um Nadelwaldbestände handelt, sind die Ergebnisse auf diese Arbeit nicht übertragbar. Höhere Stickstoffgehalte in den Böden junger Waldstandorte lassen sich bei einem Vergleich der Zeigerwerte, wie ihn WULF (1994) durchführte, vermuten. Die in dieser Arbeit vorliegenden Differenzen des Stickstoffgehaltes in Abhängigkeit vom Standortalter werden als ein Indiz für einen erhöhten Nährstoffaustrag sowie eine erhöhte Nährstoffauswaschung in Zeiten extensiver landwirtschaftlicher Nutzung gesehen.

3.4.6 Pflanzenverteilung in Abhängigkeit von Umweltfaktoren

Eine Ordination wurde für die Arten in der Krautschicht des *Galio-, Hordelymo-Fagetum* sowie des *Stellario-Alnetum* durchgeführt. Über den Monte-Carlo-Permutationstest wurden die Signifikanzen der Umweltfaktoren auf die Pflanzenfaktoren berechnet (Tab. 19).

Die Nähe zum nächstgelegenen Altwald spielt in keiner Waldgesellschaft eine signifikante Rolle und wurde aus diesem Grund bei der Ordination nicht berücksichtigt. Für die anderen Umweltfaktoren ergeben sich je nach Waldgesellschaft sehr unterschiedliche Ergebnisse. Aus Gründen der Vergleichbarkeit werden allerdings in alle drei Ordinationen gleich viele Variablen

mit einbezogen. Der Monte-Carlo-Permutationstest ergibt in allen drei Untersuchungen für alle kanonischen Achsen ein signifikantes Ergebnis ($p=0,005$).

Der Anteil erklärbarer Varianzen der Artenverteilung (Tab. 20) ist sowohl für die 1. Achse wie für die ersten vier Achsen im *Galio-Fagetum* am geringsten (7,6 % und 21,5 %) und erreicht im *Stellario-Alnetum* die höchsten Werte (19,6 % und 49,7 %).

In allen drei Ordinationsdiagrammen ist eine Ansammlung der Arten um den Ursprung erkennbar. Für diese Arten liegt keine Abweichung von der Durchschnittsverteilung vor. Diese Anhäufung zieht Probleme in der graphischen Darstellung mit sich, so dass die Arten als Nummern dargestellt werden. Eine Übersicht der Arten und ihrer Nummerierung ist in Tab. 21 dargestellt. Die Arten, denen eine starke Bindung an historisch alte Wälder zugesprochen wird, sind durch rote Zahlen hervorgehoben.

Tab. 19: F-Werte und Signifikanzen für die Pflanzenverteilung.

	Galio-Fagetum		Hordelymo-Fagetum		Stellario-Alnetum	
	p	F	p	F	p	F
Ca	0,005	4,513	0,1150	1,371	0,005	2,179
Na	0,005	4,405	0,3200	1,097	0,005	3,976
pH	0,005	4,084	0,3800	1,067	0,005	3,380
Mg	0,005	3,787	0,11	1,457	0,005	1,578
Al	0,005	3,404	0,6750	0,718	0,030	1,759
Fe	0,01	2,5544	0,2950	1,052	0,085	1,545
Alter	0,005	2,520	0,0150	2,134	0,01	1,805
Deckung	0,005	2,512	0,8250	0,677	0,065	1,558
A_Zeit	0,005	2,480	0,1050	1,454	0,02	1,651
K	0,0950	1,569	0,03	1,968	0,005	3,157
N_WR	0,15	1,377	0,015	2,366	0,505	0,711
Mn	0,565	0,917	0,4	1,024	0,005	3,237
N_AW	0,6	0,689	0,11	1,439	0,45	0,942
C/N	0,250	2,362	0,845	0,699	0,635	0,813

Tab. 20: Zusammenfassung der CCA der Krautschicht der drei untersuchten Waldgesellschaften.

Galio-Fagetum					
Achsen	1	2	3	4	Total inertia
Eigenwerte	0,277	0,239	0,146	0,123	3,648
Art-Umwelt-Korrelation	0,844	0,850	0,722	0,769	
Kumulierte prozentuale Varianz der Arten	7,6	14,1	18,1	21,5	
der Art-Umwelt-Beziehung	24,1	44,9	57,7	68,4	
Summe aller nicht eingeschränkten Eigenwerte					3,648
Summe aller kanonischen Eigenwerte					1,147
Hordelymo-Fagetum					
Achsen	1	2	3	4	Total inertia
Eigenwert	0,177	0,123	0,105	0,99	1,601
Art-Umwelt-Korrelation	0,836	0,848	0,838	0,853	
Kumulierte prozentuale Varianz der Arten	11,1	18,7	25,3	31,4	
der Art-Umwelt-Beziehung	23,9	40,4	54,5	67,8	
Summe aller nicht eingeschränkten Eigenwerte					1,601
Summe aller kanonischen Eigenwerte					0,742
Stellario-Alnetum					
Achsen	1	2	3	4	Total inertia
Eigenwerte	0,486	0,322	0,256	0,167	2,477
Art-Umwelt-Korrelation	0,983	0,901	0,975	0,951	
Kumulierte prozentuale Varianz der Arten	19,6	32,6	42,9	49,7	
der Art-Umwelt-Beziehung	25,5	42,3	55,7	64,5	
Summe aller nicht eingeschränkten Eigenwerte					2,477
Summe aller kanonischen Eigenwerte					1,908

In allen drei Ordinationsdiagrammen sind die gegenläufigen Tendenzen des pH-Wertes sowie der Konzentration der basischen Kationen Calcium, Magnesium und Natrium zur Aluminiumkonzentration und dem Aufforstungszeitpunkt zu erkennen (Abb. 30, Abb. 31, Abb. 33). Demzufolge sind auf der negativen Seite der 1. CCA-Achse vor allem die älteren Wälder an basenreicheren Standorten zu finden (beim *Stellario-Alnetum* verhält es sich genau andersherum). Die stärksten Gradienten werden im *Galio-Fagetum* sowie dem *Stellario-Alnetum* von den basischen Kationen Calcium, Magnesium und dem pH-Wert gebildet. Im *Hordelymo-Fagetum* ist es kein edaphischer Faktor, sondern das Alter, welches den stärksten Gradienten hervorruft. Eine Abweichung von der mittleren Verteilung der Arten zeigen im *Galio-Fagetum* *Tilia platyphyllos*, *Holcus mollis*, *Geum urbanum*, *Sambucus nigra*, *Urtica dioica*, *Poa nemoralis* und *Atrichum undulatum*, die an Standorten jüngeren Aufforstungszeitpunktes zu finden sind. *Ranunculus ficaria* und *Anemone ranunculoides* zeigen eine Bevorzugung von

Standorten mit erhöhten Calciumgehalten und *Corydalis cava* von solchen mit erhöhten Magnesiumgehalten. Diese Arten zeigen somit gleichzeitig eine Anordnung in entgegengesetzter Richtung zum Vektor des Alters. *Rubus fruticosus* agg. bevorzugt Standorte mit erhöhten Aluminium- und Eisenkonzentrationen sowie erhöhten C/N-Verhältnissen. Von den Arten, denen im Kap. 3.4.2 eine starke Bindung an historisch alte Wälder zugesprochen wurde, zeigen im Ordinationsdiagramm dies nur *Corydalis cava* und *Anemone ranunculoides*.

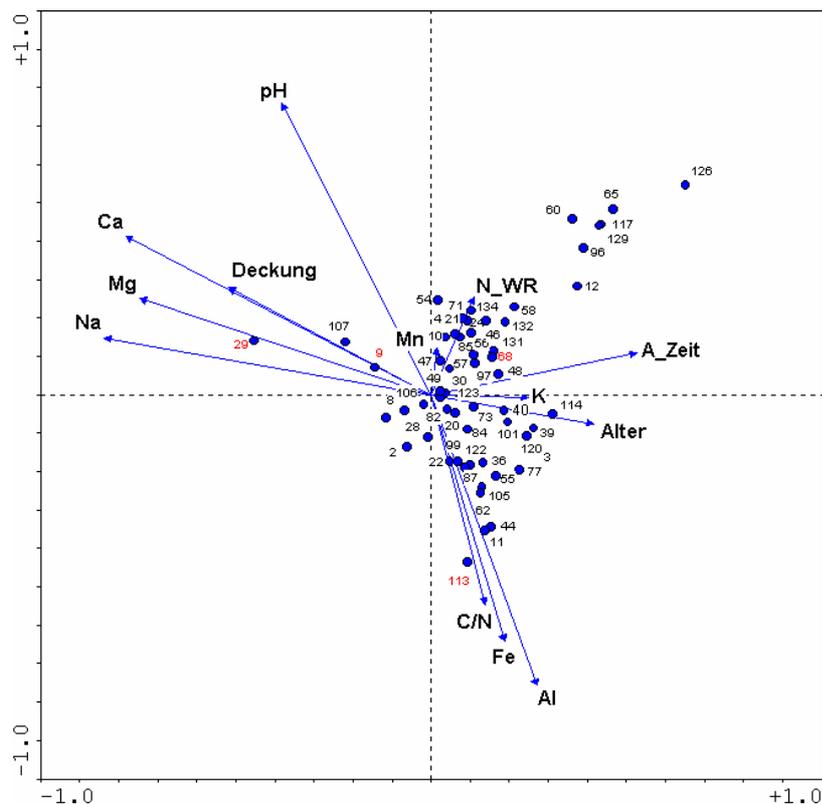


Abb. 30: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des *Galio-Fagetum*.

Im Ordinationsdiagramm des *Hordelymo-Fagetum* weisen *Dryopteris carthusiana*, *Galium odoratum* und *Pulmonaria obscura* die höchsten Abweichungen von der Durchschnittsverteilung der Arten auf und kommen vor allem in Wäldern mit jüngeren Aufforstungszeitpunkten vor.

Bei den Arten des *Stellario-Alnetum* lassen sich drei Gruppen unterscheiden, die sich von der durchschnittlichen Pflanzenverteilung absetzen. So ist das Vorkommen von *Oxalis acetosella* vor allem von der Kaliumkonzentration im Boden abhängig. Eine Bevorzugung von Standorten

mit erhöhten pH-Werten und einer erhöhten Konzentration basischer Kationen zeigen *Rumex sanguineus*, *Festuca gigantea*, *Geum rivale*, *Equisetum sylvaticum*, *Urtica dioica*, *Dactylorhiza fuchsii* ssp. *fuchsii*, *Geranium robertianum* und *Circaea lutetiana*. Da die Vektoren der edaphischen Faktoren pH sowie der basischen Kationen sich gegenläufig zum Alter verhalten, sind unter den o. g. Arten auch etliche Arten, denen in Kap. 3.4.2 eine feste Bindung an historisch alte Wälder zugesprochen wurde.

Die Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) sowie ihre graphische Darstellung im Ordinationsdiagramm zeigen die Bedeutung der edaphischen Faktoren auf die Pflanzenverteilung. HONNAY et al. (1999b) untersuchten die Verbreitung von 203 Waldpflanzenarten. Sie kamen zu dem Schluß, dass die Habitatdiversität einen großen Einfluss auf das Vorkommen schützenswerter Artengruppen hat, jedoch das Standortalter als ein Indikator für die Qualität des Habitates ebenfalls eine große Rolle spielt. In allen drei Ordinationsdiagrammen zeigen der Vektor des Alters und die Vektoren der basischen Kationen in entgegengesetzte Richtungen. Dies bedeutet, dass mit abnehmendem Standortalter, die Konzentration basischer Kationen abnimmt.

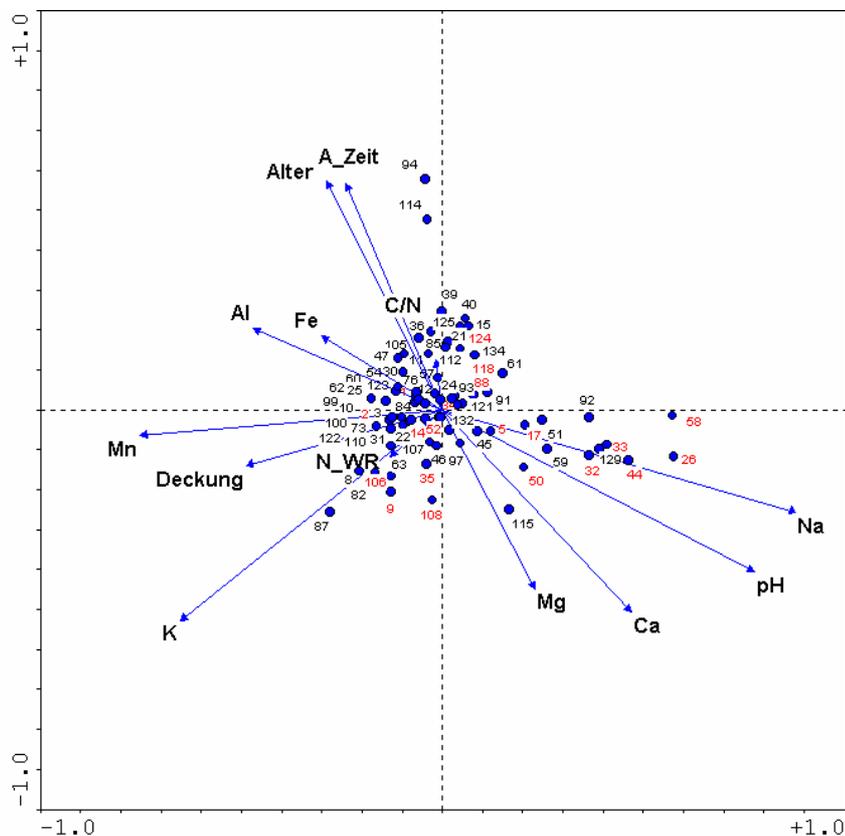


Abb. 31: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des *Hordelymo-Fagetum*.

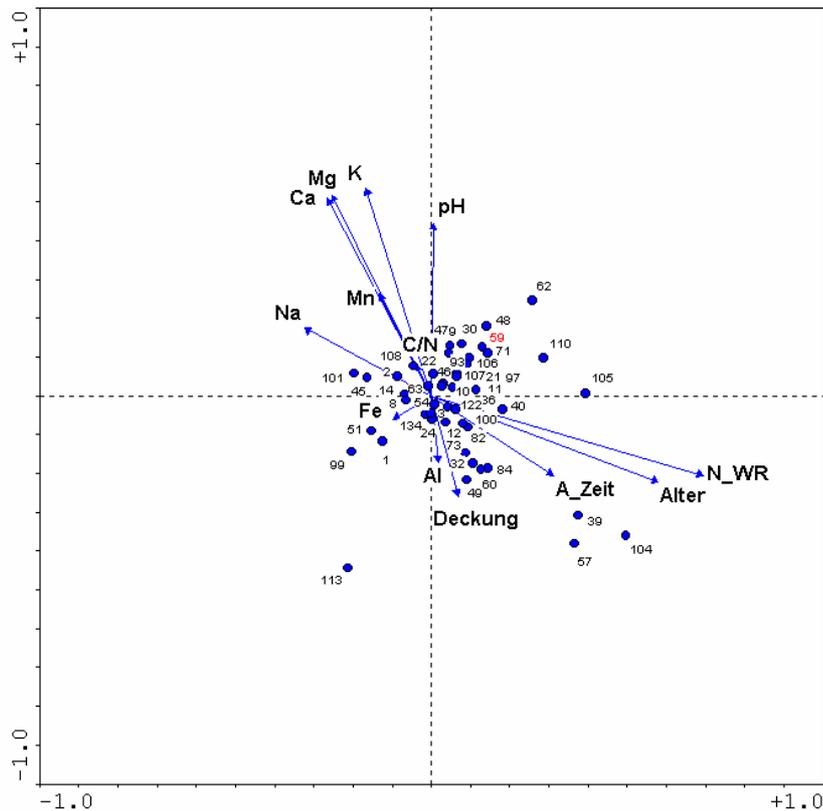


Abb. 32: Ordinationsdiagramm einer CCA der Krautschicht des *Stellario-Alnetum*.

Einige Arten, die anhand der Auswertung dieser Arbeit eine starke Bindung an historisch alte Wälder aufweisen, zeigen eine Gruppierung entlang der Vektoren der basischen Kationen. KÜHN (2000) ermittelte anhand einer Variations-Aufteilung den gemeinsamen Anteil der erklärbaren Variation durch Boden- und Altersparameter an der Pflanzenverteilung. Dieser gemeinsame Anteil fällt in seiner Untersuchung sehr gering aus. In dieser Arbeit zeigt ein Großteil der untersuchten bodenchemischen Parameter einen einheitlichen Trend zwischen historisch alten und neuen Waldstandorten. Die floristischen Unterschiede sind in der artenreichsten Waldgesellschaft, dem *Stellario-Alnetum*, besonders deutlich. Dort zeigen auch die untersuchten Bodenparameter die größten Differenzen zwischen Alt- und Neuwäldern. Die durch die landwirtschaftliche Nutzung hervorgerufenen Veränderungen des Bodens, wie niedrigere pH-Werte und geringere Konzentrationen basischer Kationen, könnten einen negativen Einfluss auf die Etablierung der Altwaldarten haben. Selbst wenn eine Ausbreitung der Diasporen bis an die jungen Waldstandorte erfolgreich ist, so könnte die Keimung säure-sensitiver Arten durch die niedrigeren pH-Werte gehemmt sein. Von daher ist zu vermuten, dass die veränderten edaphischen Bedingungen als der entscheidende Faktor für die floristischen Unterschiede anzusehen ist. Der pH-Wert und die Konzentration basischer Kationen spielen im *Galio-*

Fagetum und im *Stellario-Alnetum* die größte Rolle. Im *Hordelymo-Fagetum* ist das Standortalter im Vergleich zu den edaphischen Bedingungen von größerer Relevanz. Dort zeigen jedoch nur zwei Arten eine schwache Bindung und eine Art eine starke Bindung an historisch alte Wälder. Unter den Umweltfaktoren die bei BRUNET (1993) in die CCA eingegangen sind, ist der Säure-Basen-Gradient des Bodens der wichtigste für die floristische Zusammensetzung. Dieses Ergebnis steht somit im Einklang mit den in dieser Arbeit gemachten Beobachtungen.

Tab. 21: Nummerierung der Arten in den Ordinationsdiagrammen.

Nr.	Art	Nr.	Art	Nr.	Art
1	<i>Acer campestre</i>	47	<i>Eurhynchium striatum</i>	93	<i>Plagiomnium rostratum</i>
2	<i>Acer platanoides</i>	48	<i>Eurhynchium swartzii</i>	94	<i>Platanthera chlorantha</i>
3	<i>Acer pseudoplatanus</i>	49	<i>Fagus sylvatica</i>	95	<i>Plagiothecium denticulatum</i>
4	<i>Adoxa moschatellina</i>	50	<i>Festuca gigantea</i>	96	<i>Poa nemoralis</i>
5	<i>Aegopodium podagraria</i>	51	<i>Filipendula ulmaria</i>	97	<i>Poa trivialis</i>
8	<i>Anemone nemorosa</i>	52	<i>Fissidens taxifolius</i>	98	<i>Polytrichum formosum</i>
9	<i>Anemone ranunculoides</i>	54	<i>Fraxinus excelsior</i>	99	<i>Polygonatum multiflorum</i>
10	<i>Arum maculatum</i> agg.	55	<i>Galeopsis tetrahit</i>	100	<i>Primula elatior</i>
11	<i>Athyrium filix-femina</i>	56	<i>Galium aparine</i> agg.	101	<i>Prunus avium</i>
12	<i>Atrichum undulatum</i>	57	<i>Galium odoratum</i>	102	<i>Prunus padus</i>
14	<i>Brachythecium rutabulum</i>	58	<i>Geranium robertianum</i>	104	<i>Pulmonaria obscura</i>
15	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	59	<i>Geum rivale</i>	105	<i>Quercus robur</i>
17	<i>Cardamine flexuosa</i>	60	<i>Geum urbanum</i>	106	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.
20	<i>Carex remota</i>	61	<i>Glechoma hederacea</i>	107	<i>Ranunculus ficaria</i>
21	<i>Carex sylvatica</i>	62	<i>Hedera helix</i>	108	<i>Ranunculus lanuginosus</i>
22	<i>Carpinus betulus</i>	63	<i>Heracleum sphondylium</i>	110	<i>Ribes rubrum</i> agg.
24	<i>Circaea lutetiana</i>	65	<i>Holcus mollis</i>	111	<i>Ribes uva-crispa</i>
25	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	67	<i>Hypnum cupressiforme</i>	112	<i>Rubus caesius</i>
26	<i>Cirsium oleraceum</i>	68	<i>Impatiens noli-tangere</i>	113	<i>Rubus fruticosus</i> agg.
28	<i>Corylus avellana</i>	69	<i>Impatiens parviflora</i>	114	<i>Rubus idaeus</i>
29	<i>Corydalis cava</i>	71	<i>Isopterygium elegans</i>	115	<i>Rumex sanguineus</i>
30	<i>Crataegus laevigata</i> agg.	72	<i>Juncus effusus</i>	117	<i>Sambucus nigra</i>
32	<i>Crepis paludosa</i>	73	<i>Lamium galeobdolon</i>	118	<i>Sanicula europaea</i>
33	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> ssp. fuchsii	74	<i>Larix decidua</i>	120	<i>Sorbus aucuparia</i>
34	<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	76	<i>Listera ovata</i>	121	<i>Stachys sylvatica</i>
35	<i>Dactylis polygama</i>	77	<i>Lonicera periclymenum</i>	122	<i>Stellaria holostea</i>
36	<i>Deschampsia cespitosa</i> agg.	80	<i>Maianthemum bifolium</i>	123	<i>Stellaria nemorum</i>
37	<i>Deschampsia flexuosa</i>	82	<i>Melica uniflora</i>	124	<i>Taraxacum officinale</i> agg.
38	<i>Dicranella heteromalla</i>	83	<i>Mentha aquatica</i>	125	<i>Thuidium tamariscinum</i>
39	<i>Dryopteris carthusiana</i>	84	<i>Milium effusum</i>	126	<i>Tilia platyphyllos</i>
40	<i>Dryopteris filix-mas</i>	85	<i>Mnium hornum</i>	129	<i>Urtica dioica</i>
41	<i>Epilobium montanum</i>	87	<i>Oxalis acetosella</i>	131	<i>Veronica hederifolia</i>
44	<i>Equisetum sylvaticum</i>	88	<i>Paris quadrifolia</i>	132	<i>Veronica montana</i>
45	<i>Euonymus europaea</i>	91	<i>Plagiomnium asplenioides</i>	134	<i>Viola reichenbachiana</i>
46	<i>Eurhynchium praelongum</i>	92	<i>Plagiomnium rostratum</i>		

3.5 Untersuchungen zur Diversität epiphytischer Flechten in Eichen- und Buchen-Mischwäldern Südost-Schleswig-Holsteins

3.5.1 Wuchsformen

In den untersuchten Waldgebieten wurden insgesamt 51 epiphytisch lebende Flechtenarten registriert. Den größten Anteil unter den Wuchsformen der Flechtenarten nehmen dabei mit 26 Arten (51 %) die Krustenflechten ein (Abb. 33). Neun nachgewiesene Arten (18 %) besitzen ein strauch- oder bandförmiges Lager und 16 Arten (31 %) konnten der Gruppe der Laubflechten zugeschrieben werden.

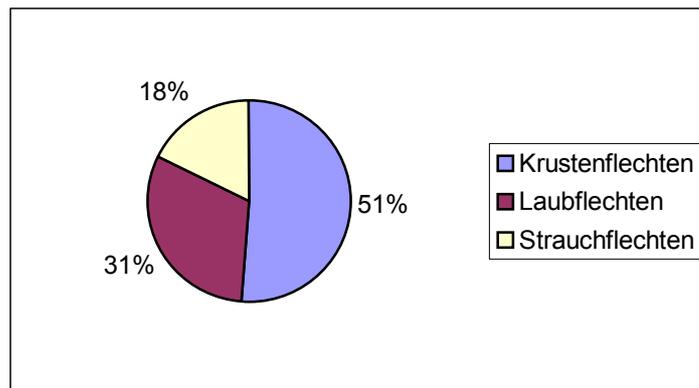


Abb. 33: Verteilung der im untersuchten Teil des Stadtwaldes beobachteten Wuchsformen.

Im Lübecker Stadtwald ließen sich außer in Schleswig-Holstein weit verbreiteten Arten auch seltene Flechtenarten nachweisen, die für das Bundesland als ausgestorben gelten. Der größte Teil der vorkommenden Arten hat den Verbreitungsschwerpunkt in der gemäßigten, mitteleuropäischen Zone (ermittelte Werte von WIRTH 1980). Sie sind von der borealen Nadelwaldzone bis zum Mittelmeer verbreitet.

Es konnten in den Untersuchungsgebieten des Stadtförstes unterschiedliche Krusten-, Laub- und Strauchflechten, darunter zahlreiche seltene Arten, auf verschiedenen Substraten notiert werden. Den größten Anteil der nachgewiesenen Arten im Untersuchungsraum nehmen mit über 50 % Artenanteil die Krustenflechten ein. Diese Tatsache könnte u. a. darin begründet liegen, dass sich Krustenflechten auf glatter Borke gegenüber Laubflechten in bemerkenswertem Maße behaupten können. Glatte Rindensubstrate bieten eine schlechte Haftungsgrundlage (MASUCH 1993), die einen Bewuchs epiphytischer Flechtenarten erschwert. Auf den Lagerflächen von Krustenflechten siedeln sich gewöhnlich keine juvenilen Laubflechten an und auch vom Rand her werden sie nur zögerlich überwachsen (WIRTH et al. 1999). Unter den Krustenflechten nehmen die Außenkrusten im Vergleich zu den Innenkrusten den größeren Anteil ein. Die

Krustenflechten siedeln in den untersuchten Gebieten meist in der Stammregion. In feuchteren Standorten, wie z. B. Senken im „Schattiner Zuschlag“ oder staunassen Bereichen des „Kannenbruches“, ist eine quantitative Zunahme von unterschiedlichen, meist krustenförmigen Arten zu beobachten.

Bei den untersuchten Flechtengesellschaften innerhalb der Waldgebiete handelt es sich größtenteils um die typischen Krustenflechtengesellschaften auf glattrindigen Borken (WIRTH in SCHÖLLER 1997), die sich im Stammbereich bis in einer Höhe von etwa 1,80 m beobachten ließen. Im schattigen Waldesinneren kann die Dominanz gerade dieser Wuchsformen oft beobachtet werden, während lichtreichere Kronenbereiche und Stämme freistehender Bäume eher Gesellschaften erwarten lassen, in denen der Anteil an Laub- und Strauchflechten hoch ist. Schriftflechtengesellschaften des *Pyrenuletum nitidae* mit der Krustenflechte *Graphis scripta* konnten ausschließlich auf Hainbuchenstämmen beobachtet werden. Sehr oft ist diese Art mit *Pertusaria leioplaca* in dem Untersuchungsgebiet „Schattiner Zuschlag“ vergesellschaftet gewesen. In diesem Waldgebiet ist der Anteil an Hainbuchen teilweise sehr hoch. Die glatten Rinden von gerade dieser Baumart sind ein bevorzugtes Substrat für Krustenflechtengesellschaften. *Pertusaria leioplaca* kann in der Assoziation des *Pyrenuletum nitidae* in anderen Gebieten hohe Deckungsgrade erreichen. Untersuchungen aus dem österreichischen Vorarlberg zeigen diese Art mit Deckungsgraden bis zu 50 % einer Aufnahmefläche (PFEFFERKORN 1996). Das *Pyrenuletum nitidae* konnte im „Schattiner Zuschlag“ häufig in oder in der Nähe von feuchten Senken beobachtet werden.

3.5.2 Gesamtartenliste der Flechten im Lübecker Stadtwald

In der Tab. 22 sind die auf den untersuchten Substraten nachgewiesenen Flechtenarten aufgeführt. Sie verdeutlicht deren Toxizität gegenüber Schadstoffen, Wuchsform, Substratvorkommen und Veränderung der Abundanz. Die Arealtypen geben Aufschluss über das Vorkommen der jeweiligen Art innerhalb der europäischen Zone. Die Angaben stammen von WIRTH (1992).

Tab. 22: Gesamtartenliste der Flechten.

	To * 1	Ä * 1	Su * 1	Wu * 1	Arealtyp * 2
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheidegger	5	7	R	Ak	bor-med
<i>Calicium viride</i> Pers. (=C. hyperellum (Ach.) Ach.)	4	3	RH	cAk	bor-mieur.mo-smed.mo
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau	6	4	R	Ak	bor-med
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th. Fr.	4	+5	RH	cAk	bor-med.h'mo
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner & Borrer) Migula	8	7	RH	cAk	bor-med.mo
<i>Chaenotheca trichialis</i> (Ach.) Th. Fr.	3	3	R	Ak	bor-med.mo
<i>Cladonia coniocraea</i> Auct.	--	5	ER H	sBe	bor-smed(-med)
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.	8	6	HE	sBe	bor-med
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr. (<i>C. major</i> (Hagen) Sandst.)	--	5	E	sBe	bor-smed(-med)
<i>Cladonia macilenta</i> s. l. Hoffm.	--	4	EH	sBe	s'bor-smed(-med)
<i>Cladonia pyxidata</i> s. l. (L.) Hoffm.	--	5	E	sBe	arkt-med
<i>Cladonia ramulosa</i> (With.) Laundon	--	--	--	--	-----
<i>Dimerella pineti</i> (Schrader ex Ach.)	6	5	RH	Ak	bor.atl-med
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	6	3	R	sBa	bor-med
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	5	3	R	A/lk	mieur.atl-med.subatl
<i>Hypocomyce scalaris</i> (Ach. ex Lilj.) Choisy	8	7	RH	sS	bor-smed.mo
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	8	5	RG	sL	arkt-med
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas	6	+5	R	sSt	(s')bor-med.mo
<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Koerber	--	3	R	Ak	s'bor-smed
<i>Lecanora expallens</i> Ach. (=L. conizaea (Ach.) Nyl. ex Crombie)	9	7	R	sAk	mieur-subatl-smed
<i>Lecanora sambuci</i> (Pers.) Nyl.	2	3	R	A/lk	s'bor-med
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach. (=L. <i>aeruginosa</i> auct., non (Weiss) Sm.)	9	6	RE	l Ak	(bor-)mieur-med
<i>Micarea prasina</i> Fr.	4	4	RH	Ak	bor-med(.mo)
<i>Opegrapha atra</i> Pers.	6	3	R	Ak	s'bor-med
<i>Opegrapha varia</i> Pers.	--	3	R	Ak	s'bor-smed
<i>Parmelia caperata</i> (L.) Ach. (=Pseudoparmelia c. (L.) Hale)	3	2	RG	sL	s'bor(subatl)-med
<i>Parmelia elegantula</i> (Zahlbr.) Szat.	4	5	R	iL	mieur-med
<i>Parmelia glabrata</i> (Lamy) Nyl. (<i>Melanelia glabrata</i> (Lamy) Essl.)	6	3	RG	iL	bor-med
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	7	+5	RG	iL	arkt-mieur-med.mo
<i>Parmelia sulcata</i> Tayler	8	5	R	sL	arkt-med

	To * 1	Ä * 1	Su * 1	Wu * 1	Arealtyp * 2
<i>Parmelia tiliacea</i> (Hoffm.) Ach.	5	3	R	iL	mieur-med
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	7	6	R	sL	bor-smed.h'mo(- med.mo)
<i>Pertusaria albescens</i> (Hudson) Choisy & Werner	4	4	R	sAk	s'bor-med
<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.	5	3	R	sAk	bor-med
<i>Pertusaria leioplaca</i> (Ach.) DC.	5	2	R	A/lk	s'bor-med(mo)
<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.	4	3	RG	Ak	mieur-med
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Necker) Poetsch (= <i>Phaeophysica n.</i> (Flörke) M.	7	+6	GR	sL	bor-med
<i>Phlyctis argena</i> (Ach.) Flotow	6	4	R	sAk	s`bor-med
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H. Olivier	8	4	R	sL	bor-med
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	8	5	R	sL	bor-med
<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James	8	+5	EH M	Ak	----
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb.	5	5	RG	iL	bor-mieur-med.mo
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf (= <i>Parmelia f.</i> (L.) Ach.)	(7)	+5	RG	iBa	bor-med
<i>Pyrenula nitida</i> (Weigel) Ach.	5	3	R	Ak	mieur-med.mo
<i>Pyrenula nitidella</i> (Flörke ex Schaerer) Müll. Arg.	5	3	R	Ak	mieur-smed(-med)
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	6	3	R	sBa	bor-med
<i>Thelotrema lepadinum</i> (Ach.) Ach.	2	2	R	Ak	mieur.subatl-med.mo
<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins & James	--	--	--	(sAk)	bor-med
<i>Xanthoria candelaria</i> (L.) Th. Fr.	(5)	4	RG	sSt	arkt-med
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	7	+4	RG	L	bor-med
<i>Xanthoria polycarpa</i> (Hoffm.) Rieber	7	3	R	L	mieur

* 1 nach WIRTH (1992)

To Toxitoleranz 1 = sehr gering, 9 = sehr hoch
Ä Änderungstendenz 1 = bis auf wenige Populationen oder ganz verschwunden bis
9 = sich stark ausbreitend
+ oft auf anthropogenem Substrat siedelnd
Su Substrat E Erdboden, Rohhumus; G Gestein; H Holz; M Moose; R Rinde
Wu Wuchsform Ak Außenkruste; Ba Bandflechte; Be Strauchflechte vom
Cladonia- Typ; Ik Innenkruste; L Laubflechte; S schuppiges Lager;
St Strauchflechte; c stecknadelartige Fruchtkörper; i isidiös;
l leprös; s sorediös

* 2 Arealtyp nach WIRTH (1995)

Unter den Krustenflechten ist der größte Teil an Arten der Wuchsform der Außenkrusten zuzuordnen. Zu dieser Form zählen beispielsweise *Amandinea punctata*, *Candelariella xanthostigma*, *Opegrapha atra* und *Pertusaria pertusa*. Innenkrusten, wie z. B. *Graphis scripta* sind, gemessen an der Artenzahl, weitaus seltener. Die Änderungstendenz vermittelt einen Eindruck von der Abundanz sowie der Zahl der Wuchsorte in den letzten Jahrzehnten. Zahlreiche Flechten sind gegen Veränderungen ihrer Umwelt empfindlich und sind so einem deutlichen Rückgang unterworfen. Die Ziffern der Änderungstendenzen wurden von WIRTH (1992) aufgrund einer sehr hohen Datenmenge und Beobachtungen eines größeren Zeitraumes ermittelt. Da aus dem Lübecker Stadtwald keine Daten vergangener Jahrzehnte vorliegen, kann eine Tendenz schwer bis gar nicht abgeschätzt werden. Es können jedoch aufgrund der Häufigkeitsnachweise Aussagen getroffen werden, wie häufig oder wie selten manche Arten im Stadtwald nachgewiesen wurden, um sie mit den von WIRTH (1992) beschriebenen Änderungstendenzen zu vergleichen. Für die Krustenflechten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana*, die zudem eine hohe Toxizität besitzen, ist eine zunehmende Ausbreitung zu erwarten, die sich mit den Angaben von WIRTH (1992) decken. *Chaenotheca chrysocephala*, *Hypogymnia tubulosa*, *Hypocenomyce scalaris* und *Phaeophyscia orbicularis* weisen im Vergleich zu den Literaturangaben geringes Ausbreitungspotential auf, während Arten wie *Graphis scripta*, *Lecanora sambuci*, *Pertusaria leioplaca*, *Pyrenula nitida* und *Pyrenula nitidella* zu einer größeren Ausbreitung im untersuchten Teil des Stadtwaldes tendieren, als dies in der Literatur angegeben wird.

Die Inventarisierung des Flechtenbewuchses an Laubbäumen der Untersuchungsgebiete können u. U. Rückschlüsse auf den gegenwärtigen Zustand der Waldstandorte zulassen. Da im Untersuchungsgebiet u. a. westliche Winde vorherrschend sind, könnten sich Luftschadstoffemissionen größerer, westlich gelegener Ballungsgebiete, wie z. B. Hamburg, negativ auf die Flechtenflora auswirken. Die Untersuchungen epiphytischer Flechten ergab, dass die Flechtengesellschaften des Lübecker Stadtwaldes als artenarm einzustufen sind. Bei Betrachtung der Toxizitäten gegenüber Luftverunreinigungen wird deutlich, dass ein breit gefächertes Spektrum aller nachgewiesenen Arten vorhanden ist. Darunter befinden sich Arten, die eine hohe und andere, die eine geringe Toxizität gegenüber Luftverunreinigungen aufweisen. Arten, die in allen Waldgebieten nachgewiesen wurden und gleichzeitig eine hohe Toxizität aufweisen, sind *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana*. *Hypogymnia physodes*, eine Art mit ebenfalls hoher Toleranz gegenüber Verunreinigungen, konnte in 15

Gebieten notiert werden, *Lecanora expallens* in 7 Waldstücken. *Graphis scripta*, mit mittlerer Toleranz, siedelt in 15 der 18 Untersuchungsgebiete.

Um eindeutige Aussagen über den Zustand der Luft anhand von Toxitolanzwerten machen zu können, bedarf es einer größeren Menge an Datenmaterial als in der vorliegenden Untersuchung zur Verfügung steht. Epiphytische Flechtenarten, die eine mäßig bis schlechte Luftgüte anzeigen wie z. B. die acidophytische Krustenflechte *Lecanora conizaeoides*, konnte im Lübecker Stadtwald nicht nachgewiesen werden. Diese Flechte ist eine Art, die durch Ansäuerung der Standorte, durch Immissionen oder durch starke forstwirtschaftliche Förderung von Bäumen mit stark sauer reagierender Borke, z. B. Fichte und Kiefer, direkt oder indirekt begünstigt wird. Sie besaß in anderen Teilen Deutschlands mit einer mäßigen Luftgüte eine starke Tendenz sich auszubreiten, scheint in den letzten Jahren, bei Verbesserung der Luftgüte, allerdings wieder etwas zurückzugehen (WIRTH 1993). Es konnte jedoch im gesamten Lübecker Stadtwald ein recht hoher Bewuchs der Baumstämme mit den Krustenflechten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana* beobachtet werden, die ebenfalls hohe Toxitolanzen besitzen. Diese Arten konnten an den meisten untersuchten Bäumen nachgewiesen werden. Zwar korreliert ihr Vorhandensein nicht so deutlich, wie bei *Lecanora conizaeoides*, mit einer mäßig bis schlechten Güte der Luft, jedoch könnten sie sich dort großflächig behaupten, wo eine Zunahme der Konzentration von Luftschadstoffen zu erwarten ist.

Obwohl die untersuchten Waldgebiete des Stadtwaldes Lübeck eine hohe Diversität an Flechtenarten besitzen, sind die Flechtengesellschaften als artenarm einzustufen. Da für die Untersuchungsgebiete keine entsprechende Vergleichsliteratur herangezogen werden konnte, lässt sich eine Entwicklungstendenz nur abschätzen. Weit verbreitete Arten hoher Toxitolanz wie die Krustenflechten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana* sowie deren in den Waldgebieten häufige Vergesellschaftung, lassen, wie oben bereits erwähnt, eine nur mäßige Luftgüte erahnen. *Lepraria incana* wird aus anderen Gebieten Deutschlands ebenfalls mit häufigen Nachweisen aufgeführt. So konnte WINDISCH (1999) diese Flechtenart im Rahmen eines Bioindikationsverfahren zur Luftgütebestimmung an 198 von insgesamt 268 Meßstationen in den Bundesländern Bayern und Hessen beobachten.

Die Ausbreitung der relativ toxtoleranten Vertreter des *Chaenothecetum melanophaeae* könnte also auf die Veränderung der Rinden durch SO₂ zurückzuführen sein (LITTERSKI 1992). Luftschadstoffe wirken sich hauptsächlich dezimierend auf das Artvorkommen von Flechten aus,

was sich letztendlich auch in Gesellschaften geringer Artenzahl oder Deckung äußern kann. Der Stadtwald bietet mit seinen Trägersubstraten für Flechtengesellschaften, meist Eichen und Hainbuchen, sowie maritim geprägtem Klima, günstige Voraussetzungen für deren Ansiedlungen. Obwohl eine hohe Anzahl Eichen vorhanden sind und auch viele untersucht wurden, ließen sich im Vergleich zu der Anzahl untersuchter Eichen nur wenige Gesellschaften mit höheren Artenzahlen auf ihnen finden. Das *Chaenothecetum melanophaeae* besteht in den Untersuchungsgebieten meist nur aus den dominanten Arten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana*. Begleitarten, wie z. B. *Parmelia sulcata*, *Lecanora expallens* oder *Hypogymnia physodes* (DREHWALD 1993) fehlen der Gesellschaft in den Untersuchungsgebieten ganz. Jedoch kommt im „Riepenholz“ mehrfach eine Ausbildung dieser Assoziation mit der seltenen Art *Lecanactis abietina* vor. Zudem konnte ein floristisch interessanter Bestand an der sog. „Hindenburgeiche“ im „Riepenholz“ beobachtet werden. Die Aufnahme 26 der soziologischen Tabelle enthält die im Lübecker Stadtwald sehr seltene Flechtenart *Chaenotheca chrysocephala*, Aufnahme 23 weist die ebenfalls für den Lübecker Stadtwald sehr seltenen Arten *Chaenotheca trichialis* und *Calicium viride* auf. Ob nun ein Verarmen der Gesellschaften, das hieße, dass die Gesellschaften vergangener Jahrzehnte artenreicher gewesen sein müssten, zu verzeichnen ist, lässt sich schwer sagen. Eine Zunahme der Artenzahlen und Gesellschaften hingegen kann sich nur über zukünftige Beobachtungen herausstellen. Als Ursachen der Artdezimierung kommt neben der Luftverunreinigung auch die Waldbewirtschaftung in Frage. Ob sich eine extensivere Waldbewirtschaftung positiv auf Flechtengesellschaften auswirken kann, lässt sich evtl. in Zukunft auf den Referenzflächen vergleichend zu anderen intensiver bewirtschafteten Gebieten erkennen.

Für die Armut der örtlichen Flechtenvegetation im Süden Schleswig-Holsteins machen SØCHTING & RAMKAER (1982 in JACOBSEN 1992) den Einfluss der Großstadt Hamburg verantwortlich, die direkt im Süd-Westen an den Kreis Herzogtum Lauenburg grenzt. Neben den immissionsbedingten Beeinträchtigungen der Flechtenflora können land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen als Ursachen des Artenrückganges genannt werden. FISCHER-BENZON (1901) leitet das im Vergleich zu früheren Jahren geringere Artvorkommen Lauenburgs aus der ziemlich späten, strengeren forstlichen Bewirtschaftung ab. ERICHSEN (1926) beklagt allgemein den Rückgang epiphytischer Flechtenarten mit ozeanischer Tendenz. Aufforstungen mit Fichten und Kiefern an Laub- und Mischwaldstandorten haben vor allem als Monokulturen verheerende Folgen. Die starke Veränderung des Stammraumklimas und das im Vergleich zu einem naturnahen Mischwald gebotene abwechslungsarme und saure Rindensubstrat ist für sehr viele

Arten abträglich und bringt nur für ganz wenige Sippen positive Aspekte mit sich (WIRTH 1978). Intensive forstliche Maßnahmen, wie das Entfernen von stehendem Totholz und vermorschenden Baumstubben führen zu einer Dezimierung von Arten, die auf eine hohe Kontinuität ihres Substrates angewiesen sind und sich erst nach vielen Jahren dort ansiedeln. Rindenlose Fichten- und Eichenstämme können unter den hiesigen Klimaverhältnissen jahrzehnte stehen bleiben und den Flechten ein dauerhaftes Substrat zur Ansiedlung und Ausbreitung der Thalli bieten (ERNST & HANSTEIN 2001).

Ein weiterer Punkt der Flechtendezimierung könnten Reparationskahlhiebe als Folge des zweiten Weltkrieges sein. Diese führten zu einer Veränderung des heutigen Waldbildes und nehmen daher großen Einfluss auf die epiphytische Flechtenvegetation. Die Wälder des Kreises Herzogtum Lauenburgs und Lübecks unterlagen nicht nur den Reparationskahlhieben als Folgen des Krieges, sondern auch der Schiff- und Häuserbau seit dem Mittelalter beeinflusste die Artzusammensetzung der Wälder. Viele Flechtenarten sind nicht nur an Substrat-, sondern auch an Standortkontinuität gebunden. Diese Kontinuität wurde durch landwirtschaftliche Nutzungsformen und Reparationskahlhiebe teilweise unterbrochen. Vergleichende Untersuchungen in wenig luftbelasteten Gebieten zwischen historisch alten und jüngeren Wälder in England führten zu dem Ergebnis einer drastisch artenärmeren Flechtenflora in den jüngeren Abschnitten (ROSE 1976). Diese Tatsache könnte auch ein Grund für die gebietsweise artenarme Flechtenflora des Lübecker Stadtwaldes sein. Ein Beispiel für teilweise Diskontinuität eines Waldgebietes und einer evtl. daraus resultierenden artenarmen Flechtenflora könnte die „Westerauer Stiftung“ sein. In diesem Waldgebiet konnten auch keine Vegetationsaufnahmen erstellt werden, da keine geeigneten Bestände vorhanden waren.

3.5.3 Rote Liste-Arten

Von den in den 18 Untersuchungsgebieten nachgewiesenen Flechtenarten sind 19 Arten auf der Roten Liste Schleswig-Holsteins verzeichnet (Tab. 23). Drei Arten davon gelten als ausgestorben oder verschollen; 2 Arten sind vom Aussterben bedroht.

Tab. 23: Angaben zur Gefährdung der einzelnen Flechten (nach WIRTH et al. 1996):

Flechtenart	MV	SH	NI	D
Amandinea punctata	*	*	.	*
Calicium viride	3	3	3	3
Candelariella xanthostigma	*	3	.	*
Chaenotheca chrysocephala	2	0	3	3
Chaenotheca ferruginea	*	*	.	*
Chaenotheca trichialis	2	1	1	2
Cladonia coniocraea	*~	*	.	*
Cladonia digitata	*	v	.	*
Cladonia fimbriata	*	*	.	*
Cladonia macilenta s. l.	.	.	.	*
Cladonia pyxidata s. l.	--	.	.	*
Cladonia ramulosa	v	2	3	3
Dimerella pineti	*	*	3	*
Evernia prunastri	*	*	3	*
Graphis scripta	3	3	3	3
Hypocenomyce scalaris	*	*	.	*
Hypogymnia physodes	*	*	.	*
Hypogymnia tubulosa	3	*	3	*
Lecanactis abietina	1	2	2	2
Lecanora expallens	*	*	.	*
Lecanora sambuci	2	0	1	2
Lepraria incana	*	*	.	*
Micarea prasina	*	*	.	*
Opegrapha atra	3	3	2	3
Opegrapha varia	.	.	2	2
Parmelia caperata	2	1	1	2
Parmelia elegantula	*	G	3	*
Parmelia glabratula	*	*	.	*
Parmelia saxatilis	*	v	.	*
Parmelia sulcata	*	*	.	*
Parmelia tiliacea	3	3	1	3
Parmeliopsis ambigua	*	v	.	*
Pertusaria albescens	3	.	2	3
Pertusaria amara	v	3	3	3
Pertusaria leioplaca	v	3	1	3
Pertusaria pertusa	3	.	3	3
Phaeophyscia orbicularis	*	*	.	*
Phlyctis argena	*	*	3	*
Physcia adscendens	v	*	.	*
Physcia tenella	*	.	.	*
Placynthiella icmalea	*	*	.	*
Platismatia glauca	3	3	.	*
Pseudevernia furfuracea	*	3	.	*
Pyrenula nitida	2	2	2	2
Pyrenula nitidella	2	0	1	2
Ramalina farinacea	3	3	2	3
Thelotrema lepadinum	1	2	1	2
Trapeliopsis flexuosa	*	*	.	*
Xanthoria candelaria	*	*	.	*
Xanthoria parietina	*	*	.	*
Xanthoria polycarpa	*	*	3	*

Anm. zu Tab. 23:

NI	Niedersachsen
MV	Mecklenburg-Vorpommern
SH	Schleswig-Holstein
D	gesamtes Bundesgebiet
v	zurückgehende Art (Warnliste)
*	keine Gefährdung
.	keine Angaben
~	Zusammenziehung
--	im Gebiet nicht nachgewiesen
0	ausgestorben oder verschollen
1	vom Aussterben bedroht
2	stark gefährdet
3	gefährdet
G	Gefährdung anzunehmen

In der Abb. 34 sind die prozentualen Anteile der Gefährdungskategorien der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Flechtenarten, die in Schleswig-Holstein, bzw. in der Bundesrepublik Deutschland auf der Gefährdungsliste stehen, graphisch dargestellt.

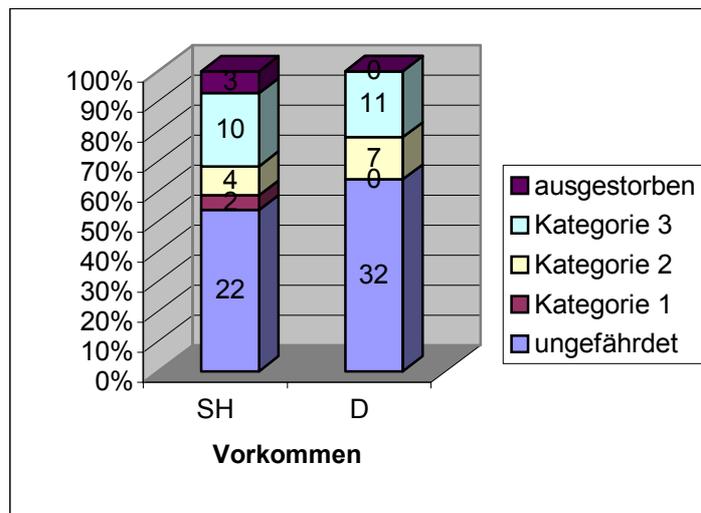


Abb. 34: Prozentualer Anteil der Flechtenarten der Gefährdungskategorien in Schleswig-Holstein, bzw. der Bundesrepublik. In den Säulen ist die Artenanzahl als absolute Größe dargestellt.

Die meisten im Stadtwald nachgewiesenen Flechtenarten sind laut Roter Liste, sowohl in Schleswig-Holstein als auch in der Bundesrepublik, der Kategorie „Ungefährdet“ zuzuordnen. Der Anteil an Arten, die in der Roten Liste als ausgestorben bewertet werden, kann hier positiv

wie negativ bewertet werden. Eine Tendenz der Wiederansiedelung bereits ausgestorbener Arten kann nur über eine lange Zeitspanne beobachtet werden. Die verschollenen Arten können jedoch auch auf dem Weg der vollständigen Dezimierung sein, da sich unter ihnen Arten, wie z. B. *Chaenotheca chrysocephala* befinden, die nur einmal im Lübecker Stadtwald nachgewiesen werden konnten. Die Proben der Arten *Chaenotheca trichialis* und *Calicium viride* zeigen durch Luftbelastungen morphologisch veränderte Thalli (FEUERER schriftl.). Sie konnten ebenfalls jeweils nur einmal im Lübecker Stadtwald im Gebiet „Riepenholz“ nachgewiesen werden. Andere Arten wie *Pyrenula nitidella* und *Lecanora sambuci* konnten relativ häufig beobachtet werden, obwohl sie als verschollen gelten.

3.5.4 Zeigerwerte der Flechtenarten (nach WIRTH 1992)

Die folgenden Zeigerwerte der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flechtenarten sind nach WIRTH (1992) nur mit großem Bedenken zu betrachten, da Kenntnisstand ihrer Standortsökologie und Verbreitung gegenwärtig noch unbefriedigend sind. Die Interpretation dieser Werte sollte aus diesem Grunde mit Vorsicht geschehen.

Bezüglich der **Lichtzahl** lässt sich ein breiter Bereich erkennen (Tab. 24, Abb. 35). Er wird von Schattenpflanzen (2) bis Lichtpflanzen (8) abgedeckt. Den Schwerpunkt bilden photophile Arten mit Lichtzahl 7. Die **Temperatur**-Werte schwanken um den Bereich der Kühle- wie auch der Wärmezeiger. Der Bereich wird abgedeckt von Arten, die hauptsächlich ihren Verbreitungsschwerpunkt in montan-submontanen Lagen haben (T-Wert von 5). Die **Kontinentalitätszahl** K bewertet das Kontinentalitätsgefälle von der Atlantikküste bis in das Innere Eurasiens im Hinblick auf Temperaturschwankungen. Herausragender Wert der gefundenen Arten ist ein K-Wert von 6, dem eine von Ost nach West innereuropäische, weite Verbreitung zuzuordnen ist. Bei Angabe der **Feuchtezahl** F bilden die Niederschlagsverhältnisse das wichtigste Kriterium. Den meisten Arten kann ein F-Wert von 3 zugeordnet werden; sie tolerieren niederschlagsarme Standorte, sind aber laut Definition auch in feuchten Lagen anzutreffen.

Die meisten epiphytischen Flechtenarten im Untersuchungsraum sind auf der mäßig mineralreichen Borke von Eiche und Buche zu finden. Damit einhergehend ist den meisten Flechtenarten eine **Nährstoffzahl** N von 3 zuzuordnen (Tab. 24, Abb. 35). Die Spanne reicht von Flechten, die auf mineralarmen Substraten zu wachsen vermögen (1), bis hin zu Arten, die nährstoffreiche Habitats (7) durch Staubimprägnierung oder mäßige Düngung von Tieren bevorzugen. Die Spanne der **Reaktionszahl** R wird abgedeckt von einem sehr sauren (2) mit

einem pH-Wert von 3,4 bis 4,0 bis zu einem subneutralen Bereich (7) mit einem pH-Wert von 5,7 bis 6,5.

Tab. 24: Zeigerwerte der Flechtenarten (nach WIRTH 1992): L: Lichtzahl; T: Temperaturzahl; K: Kontinentalitätszahl; F: Feuchtezahl; R: Reaktionszahl; N: Nährstoffzahl.

Flechtenart	L	T	K	F	R	N
Amandinea punctata	7	6	5	3	5	5
Calicium viride	3	3	6	7	2	1
Candelariella xanthostigma	7	5	6	3	5	4
Chaenotheca chrysocephala	3	4	6	6	2	1
Chaenotheca ferruginea	5	4	6	3	2	3
Chaenotheca trichialis	3	5	5	4	4	3
Cladonia coniocraea	5	x	6	x	4	2
Cladonia digitata	5	4	6	x	2	2
Cladonia fimbriata	7	5	6	x	4	1
Cladonia macilenta s. l.	7	5	6	x	2	1
Cladonia pyxidata s. l.	7	x	6	x	x	2
Cladonia ramulosa	---	---	---	---	---	---
Dimerella pineti	3	5	3	4	4	3
Evernia prunastri	7	5	6	3	3	3
Graphis scripta	3	5	4	4	5	3
Hypocenomyce scalaris	6	5	6	3	2	2
Hypogymnia tubulosa	7	4	5	3	3	3
Hypogymnia physodes	7	x	6	3	3	2
Lecanactis abietina	2	4	2	7	2	1
Lecanora expallens	5	6	3	3	4	4
Lecanora sambuci	7	6	4	3	7	5
Lepraria incana	4	5	6	3	3	3
Micarea prasina	3	5	4	4	4	3
Opegrapha atra	4	6	3	4	5	3
Opegrapha varia	4	6	4	5	6	3
Parmelia elegantula	7	7	3	5	4	3
Parmelia caperata	6	6	3	4	4	3
Parmelia glabrata	5	5	6	4	3	3
Parmelia saxatilis	6	4	6	5	3	2
Parmelia sulcata	7	x	6	3	5	4
Parmelia tiliacea	7	6	3	3	5	4
Parmeliopsis ambigua	6	4	6	5	2	2
Pertusaria albescens	6	5	6	3	6	4
Pertusaria amara	6	5	6	4	3	2
Pertusaria leioplaca	4	5	3	4	5	3
Pertusaria pertusa	4	6	3	5	5	3
Phaeophyscia orbicularis	7	x	6	x	7	7
Phlyctis argena	5	5	4	3	5	3
Physcia adscendens	7	5	6	3	7	6
Physcia tenella	7	x	6	3	6	6
Placynthiella icmalea	7	x	6	3	2	1
Platismatia glauca	7	4	6	5	2	2
Pseudevernia furfuracea	8	4	6	3	2	1
Pyrenula nitida	3	6	3	4	5	3
Pyrenula nitidella	3	7	3	4	5	3
Ramalina farinacea	6	5	6	4	5	3
Thelotrema lepadinum	4	4	3	7	4	2
Trapeliopsis flexuosa	--	--	--	--	--	--
Xanthoria candelaria	7	x	x	3	6	7
Xanthoria parietina	7	5	6	3	7	6
Xanthoria polycarpa	7	5	4	3	6	6

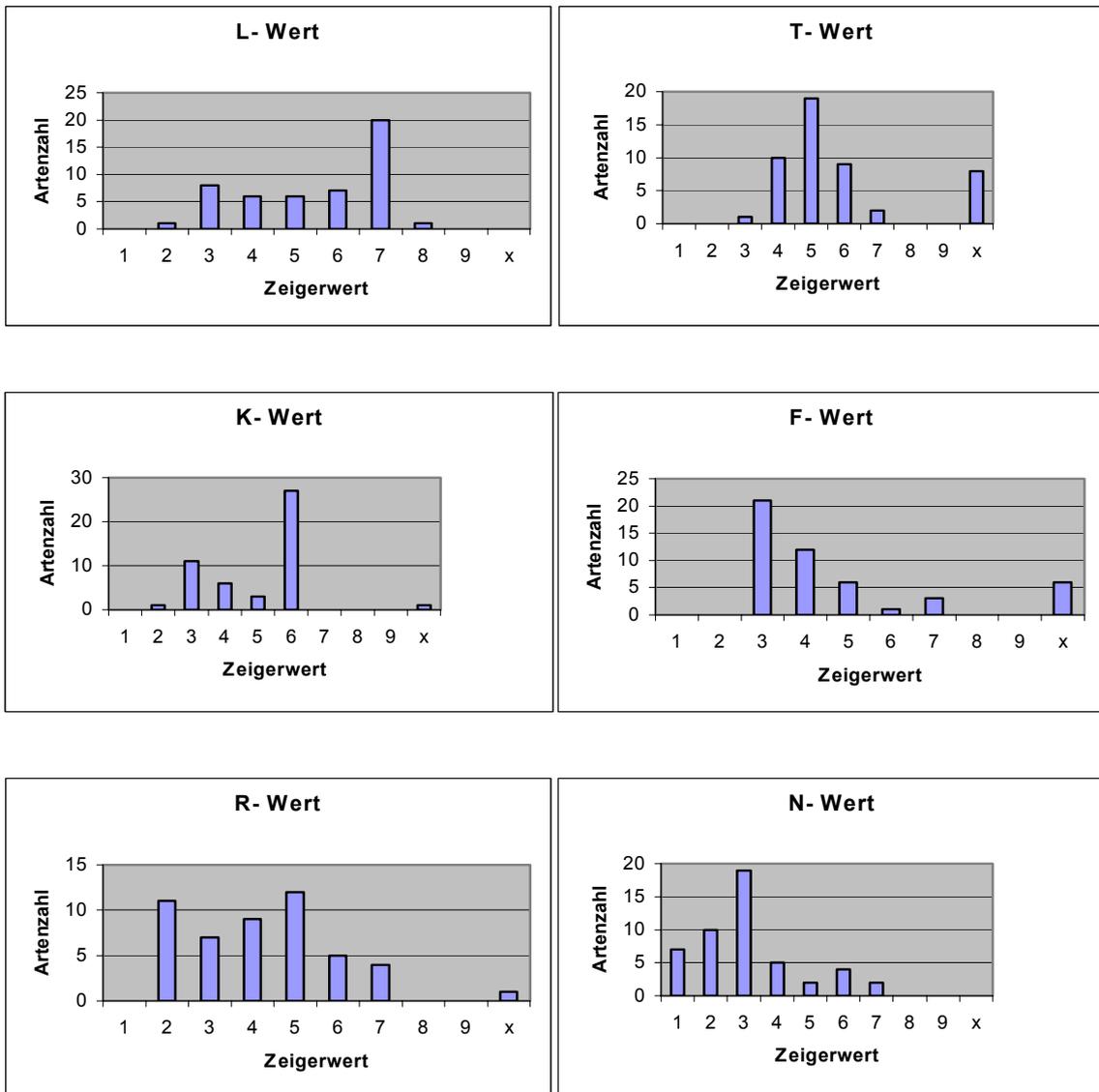


Abb. 35: Graphische Darstellung der Zeigerwerte nach WIRTH (1992) der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Flechtenarten.

3.5.5 Die Artverteilung auf den verschiedenen Baumarten

Das nach WIRTH (1995) als ziemlich sauer einzustufende Rindensubstrat der Eiche bietet verschiedene mikroklimatische Gegebenheiten in oder auf den Borkenspalten. Der Stammablauf eines grobrindigen Baumes verläuft anders als bei einem glattrindigen, wie etwa der Buche. Zu den im Stadtwald Lübeck untersuchten Hauptbaumarten zählen Eiche, Rotbuche, Hainbuche und Esche. Altholz und Totholz wurden unter der Kategorie Totholz zusammengefasst. Funde in der Laubstreu wurden unter Streufunden aufgeführt. Weitere Baumarten wurden bei entsprechendem Flechtenbewuchs mit in die Auswertung einbezogen. Insgesamt liegen Daten zu 13 verschiedenen Laubbaumarten vor. Abb. 36 gibt Auskunft darüber, wie viele unterschiedliche

Flechtenarten die Trägerbaumarten aufweisen. Der Tab. 25 ist zu entnehmen, welche Flechtenart welchen Trägerbaum besiedelt.

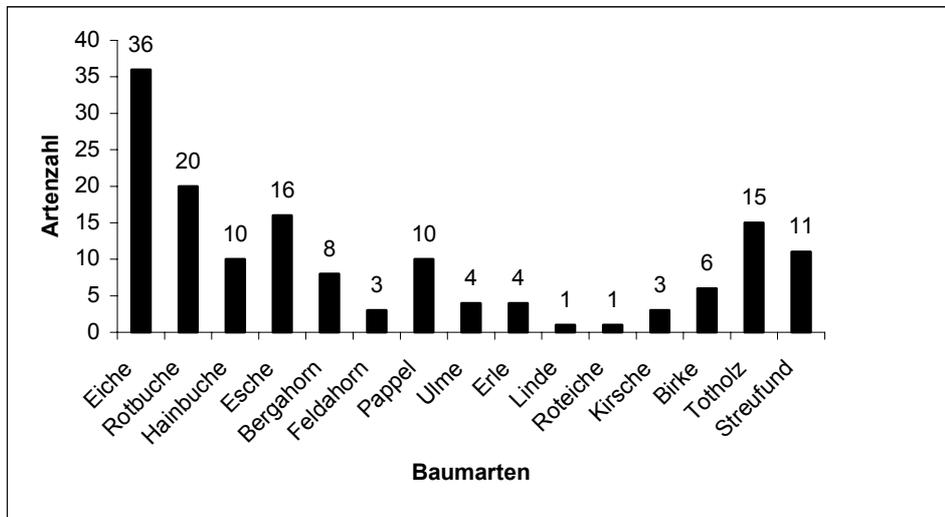


Abb. 36: Artverteilung auf den Trägerbäumen im Stadtwald Lübeck.

Von den 51 nachgewiesenen Arten konnten 36 der Eiche als Substrattyp zugeordnet werden (Tab. 25). Die Rotbuche bietet für 20, meist krustenförmiger Arten Habitat; auf Hainbuchen siedeln 10 und auf den Eschen konnten 16 Arten notiert werden. Totholz als Substrat wird von 15 verschiedenen Arten als Trägersubstrat genutzt. Die Eiche zählt zu den Hauptbaumarten des Stadtwaldes Lübeck, somit konnten an ihr die meisten Untersuchungen durchgeführt werden. Rot- und Hainbuchen weisen zusammengefasst, obwohl sie etwa gleiche prozentuale Anteile im Stadtwald Lübeck wie die Eiche aufweisen, eine geringere Flechtenartenzahl auf.

Die Esche besitzt, verglichen mit ihrem prozentualen Anteil am Gesamtbaumartenbestand, mit 16 unterschiedlichen Arten eine relativ hohe Artendiversität an epiphytischen Flechten. Seltener Baumarten im Lübecker Stadtwald wie z. B. Bergahorn, Feldahorn, Ulme oder Birke, wurden, sofern epiphytischer Flechtenbewuchs nachzuweisen war, mit in die Auswertung einbezogen, da diese Trägerbäume teilweise wachstumsbegünstigende Substrate in physikalischer wie auch chemischer Hinsicht darstellen.

Tab. 25: Tabellarische Auflistung der Flechtenarten auf den unterschiedlichen Substraten aller Untersuchungsgebiete.

Flechtenart	Quercus spec.	Fagus sylvatica	Carpinus betulus	Fraxinus excelsior	Acer pseudopl.	Acer campestre	Populus spec.	Ulmus spec.	Alnus spec.	Tilia Spec.	Quercus rubra	Prunus avium	Betula spec.	Totholz	Streu- fund
Amandinea punctata	+														+
Calicium viridis	+														
Candelariella xanthostigma		+													+
Chaenotheca chrysocephala	+														
Chaenotheca ferruginea	+			+	+		+	+					+		
Chaenotheca trichialis	+														
Cladonia coniocraea	+	+		+	+		+		+			+	+	+	
Cladonia digitata	+													+	
Cladonia fimbriata		+					+							+	
Cladonia macilenta s. l.		+												+	
Cladonia pyxidata s. l.	+			+					+					+	
Cladonia ramulosa									+						
Dimerella pineti	+	+					+					+			
Evernia prunastri	+			+											+
Graphis scripta		+	+	+	+			+						+	
Hypocenomyce scalaris	+												+	+	+
Hypogymnia cf. tubulosa	+														
Hypogymnia physodes	+	+		+			+							+	+
Lecanactis abietina	+			+											
Lecanora expallens	+	+		+	+		+								
Lecanora sambuci	+	+	+	+											
Lepraria incana	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+
Micarea prasina	+	+												+	
Opegrapha atra			+												
Opegrapha varia								+							
Parmelia elegantula	+														
Parmelia caperata	+														
Parmelia glabratula	+	+	+		+										

Flechtenart	Quercus spec.	Fagus sylvatica	Carpinus betulus	Fraxinus excelsior	Acer pseudopl.	Acer campestre	Populus spec.	Ulmus spec.	Alnus spec.	Tilia Spec.	Quercus rubra	Prunus avium	Betula spec.	Totholz	Streu- fund
Parmelia saxatilis	+	+													+
Parmelia sulcata	+												+	+	+
Parmelia tiliacea	+														
Parmeliopsis ambigua	+														
Pertusaria albescens						+									
Pertusaria amara	+			+											
Pertusaria leioplaca			+												
Pertusaria pertusa	+	+	+	+		+					+				
Phaeophyscia orbicularis															+
Phlyctis argena	+	+		+											
Physcia adscendens		+					+								
Physcia tenella	+	+		+											
Placynthiella icmalea														+	
Platismatia glauca	+													+	
Pseudevernia furfuracea	+														
Pyrenula nitida			+												
Pyrenula nitidella	+	+	+	+	+										
Ramalina farinacea		+													
Thelotrema lepadinum	+		+		+										
Trapeliopsis flexuosa	+													+	
Xanthoria candelaria				+											
Xanthoria parietina	+	+					+							+	+
Xanthoria polycarpa	+						+								+
Gesamtartenzahl	36	20	10	16	8	3	10	4	4	1	1	3	6	15	11

3.5.6 Vergleich der Baumarten Buche, Eiche und Esche

Buchen und Eichen haben im Stadtwald Lübeck ungefähr ähnliche prozentuale Anteile im Wirtschaftswald. Die Eiche hat im Stadtwald Lübeck einen Anteil von 26 % am Gesamtbaumartenbestand. Die Buchen, Hainbuchen und Rotbuchen sind in den forstlichen Arealarten zusammengefasst, haben einen prozentualen Anteil von 23 %.

Auf der Borke von Eichen herrscht die größte Artendiversität. 36 von insgesamt 51 nachgewiesenen Flechtenarten konnten auf ihr beobachtet werden. Die Rotbuche wird von 20, meist krustenförmigen Arten besiedelt. Fasst man die verschiedenen Flechtenarten der Rot- und Hainbuchen zusammen, weisen die Buchen insgesamt 24 verschiedene Flechtenarten auf. Auf der Borke von Hainbuchen ließen sich 10 Arten nachweisen. Bei etwa gleichen Baumartenanteilen der Buchen und Eichen tragen die Eichen qualitativ ein Drittel mehr Arten als die Buchen.

Die Borke der Eschen bietet ebenfalls ein bedeutendes Substrat für Flechten. In den untersuchten Waldgebieten konnten insgesamt 16 verschiedene, epiphytische Arten auf dieser Baumart nachgewiesen werden. Am Gesamtbaumartenanteil spielt die Esche mit 8 % (zusammengefasst mit Ahorn) eine untergeordnete Rolle. Die Esche kann sich, im Gegensatz zur Rotbuche, noch auf sehr staunassen Bereichen behaupten. Im Untersuchungsgebiet „Kannenbruch“ ist der hohe Anteil an Eschen zum Teil auf diese Tatsache zurückzuführen; sie dominieren in den Feuchtarealen. Juvenile Eschen des Kannenbruches entstammen der Naturverjüngung. *Fraxinus excelsior* ist mit ihrer mineralreichen, lange Zeit glatten Borke (JACOBSEN 1992) ein bevorzugtes Substrat vieler, meist krustenförmiger, Flechtenarten wie z. B. *Pertusaria amara* und *Pertusaria leioplaca*.

Im Vergleich zu den anderen Baumarten ist die Eiche der Phorophyt mit der größten Diversität an Flechtenarten. Die Rotbuche bietet das Substrat mit der zweitgrößten Artenvielfalt. Die Gründe sind neben Lichtverhältnissen und pH-Werten der Substrate in den Strukturen der Borke zu suchen. Bereiche des untersuchten Stadtwaldes mit hallenartigen Buchen-Reinbeständen weisen die geringste Diversität an Flechtenarten auf. Dabei scheint die Borkenstruktur die größte Rolle zu spielen. Während der Untersuchungen fiel auf, dass Eichen-Reinbestände im Vergleich zu Buchen-Beständen trotz des teilweise sehr dichten Kronendaches eine qualitativ wie quantitativ höhere Artenvielfalt aufwiesen. Relativ flechtenarme Bestände von eichendominierten Gebieten wiesen zumindest Besiedlung der Borken mit *Chaenotheca ferruginea* auf, die auf Rotbuchen nicht nachzuweisen war.

Die Abb. 37, Abb. 38 und Abb. 39 zeigen die prozentualen Anteile der unterschiedlichen Wuchsformen auf den drei häufigsten Phorophyten Eiche, Buche und Esche der Untersuchungsgebiete. Jedes Kreisdiagramm zeigt die Flechtenarten, die im gesamten Lübecker Stadtwald auf den jeweiligen Trägersubstraten notiert wurden.

Das Artvorkommen auf der jeweiligen Baumart entspricht in einem Diagramm 100 %.

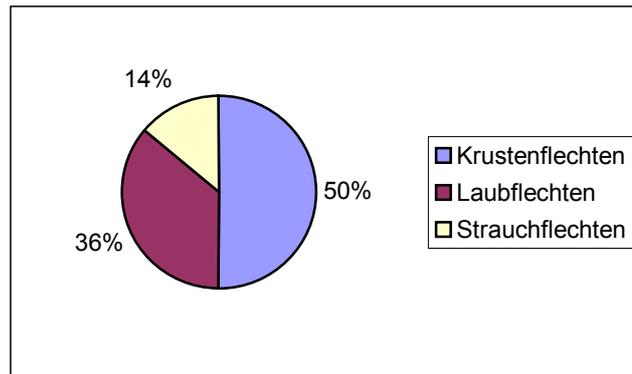


Abb. 37: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wuchsformen auf Eichen.

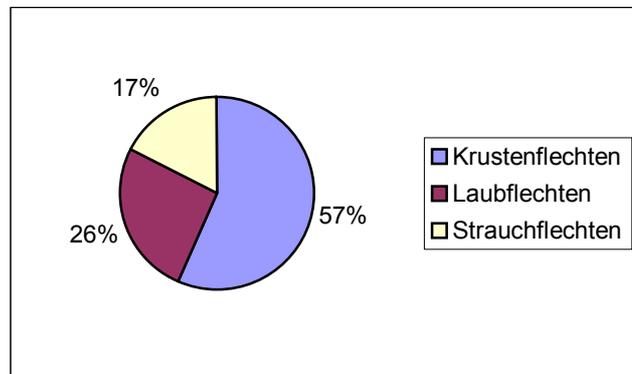


Abb. 38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wuchsformen auf Buchen (Rot- und Hainbuchen zusammengefasst).

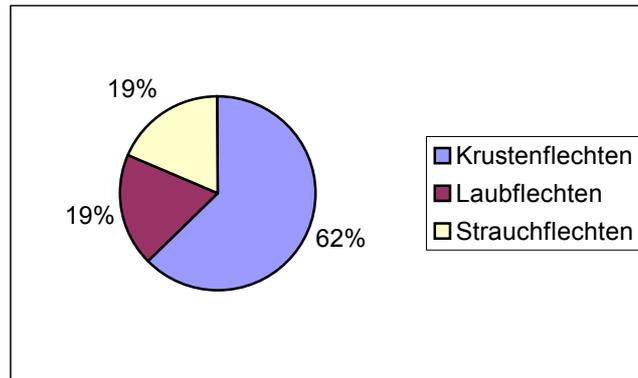


Abb. 39: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wachstumsformen auf Eschen.

Ein Vergleich der untersuchten Hauptbaumarten macht deutlich, dass Krustenflechten die Hauptwuchsform auf den Substraten ist. Bei den Buchen ist der prozentuale Anteil der Krustenflechten höher als bei den Eichen. Hauptursache könnte das glatte Rindensubstrat sein. Die Eichen bilden bevorzugtes Trägersubstrat für diverse Laubflechten. Etwa zwei Drittel der auf den Eschen nachgewiesenen Flechtenarten sind zu den Krustenflechten zu zählen. Die Grafiken geben lediglich Auskunft über das Verteilungsspektrum der Arten, informieren aber nicht über deren Häufigkeiten. Dies erscheint unzulässig, da nicht mit Arealen gleicher Größe oder vergleichbaren Transekten gearbeitet wurde. Rot- und Hainbuchen sind in den Diagrammen zusammengefasst, da sich deren glatte Borkenstruktur und die auf ihnen nachgewiesenen Wuchsformen der Flechtenarten sehr ähnlich sind.

Die im Stadtwald Lübeck untersuchten Eichen tragen etwa ein Drittel mehr Arten als Buchen; bei etwa gleichen prozentualen Anteilen beider Baumarten. Bei den Ursachen dürften u. a. die Lichtverhältnisse eine Rolle spielen (ERNST & HANSTEIN 2001). Die dunklen Buchenbestände der Optimalphase sind sehr flechtenarm (die Krustenflechte *Lepraria incana* ausgenommen), während Eichen-Reinbestände der Optimalphase quantitativ wie qualitative höhere Artenzahlen der Flechten aufweisen und die Eichen in den Untersuchungsgebieten oft licht stehen. Die rauhe Eichenborke erleichtert zusätzlich eine Ansiedlung von Flechten, da sich auf rauhen Oberflächen leichter Diasporen ansiedeln können. Die Merkmale der Borkentextur könnte u. a. dafür verantwortlich sein, dass sich die meisten nachgewiesenen Flechtenarten des Stadtwaldes auf den Eichen befinden. Die Rotbuchen und Hainbuchen weisen zahlenmäßig im Vergleich zu den Eichen einen weitaus geringeren Flechtenbewuchs auf.

Die Eschen des Stadtwaldes sind Phorophyten für 16 verschiedene Flechtenarten. Auf sehr feuchten bis nassen Böden kann sich diese Baumart sehr gut gegenüber der Eiche und

Rotbuche behaupten. Sie ist aufgrund ihrer basenreichen, glatten Borke Substrat für viele, meist krustenförmige Arten.

Während der Untersuchungen wurden außer den Hauptbaumarten Eiche, Rotbuche sowie Hainbuche und Esche auch andere Baumarten mit in die Untersuchungen einbezogen, sofern sie epiphytischen Flechtenbewuchs aufwiesen.. Baumarten wie Bergahorn, Feldahorn, Ulme und Pappel haben am Gesamtbaumartenbestand einen geringeren Anteil, stellen jedoch u. U. für epiphytische Flechtenarten geeignete Substrate mit subneutraler bis mäßig saurer Borke (KIRSCHBAUM & WIRTH 1997) dar. Auf ihnen ließen sich teilweise seltene Arten (WIRTH et al. 1996) nachweisen.

pH-Werte der Borken von Eiche und Rotbuche

Neben der optischen Verschiedenheit der Substrate (glatte, lebende Rinde bei Buchen, rauhe, abgestorbene Borke bei den Eichen) unterscheiden sich die Substrate, wenn auch nur gering, im natürlichen pH-Wert (ERNST & HANSTEIN 2001). Nach WIRTH (1995) ist die Borke von Eichenrinde einem sauren pH-Bereich von 4,1-4,8 zuzuordnen. Die Buchenrinde wird als „mäßig sauer“ mit einem pH-Bereich von 4,9-5,6 angegeben. Bezüglich der Kronenbereiche ließen sich 17 verschiedene Arten auf Eichen und 9 Arten auf Rotbuchen nachweisen. In den untersuchten Kronen der Rotbuchen ließen sich Arten nachweisen, die im Mittel Reaktionswerte von 5-6 aufweisen, die höher sind als die der Flechten der Eichenkronen (mittlerer R-Wert von 3-4).

Es lässt sich die Aussage bestätigen, dass tendenziell die Flechten niedriger Reaktionszahl die Kronen der Eichen bevorzugen. Flechten höherer R-Werte bevorzugen hingegen die Borke der Rotbuchen. Über den Kausalzusammenhang zwischen dem pH-Wert der Borke und den R-Werten der flechtenbewohnenden Arten kann keine Aussage über die höhere Artendiversität der eichenbewohnenden Flechten getroffen werden. Die verschiedenartige Borkenstruktur der Trägerbäume und die oben erläuterten unterschiedlichen mikroklimatischen Verhältnisse wie z. B. Licht, können Grund für die höhere Artenzahl auf den Eichen sein.

3.5.7 Flechten der Baumkronen

Einige photophile Flechtenarten bevorzugen aufgrund erhöhten Lichtgenusses den Kronenbereich der Bäume. An durch Sturmeinwirkung oder forstliche Maßnahmen gefällten Bäumen konnte das Flechtenwachstum in den Baumkronen untersucht werden, da sich zur Zeit der Untersuchungen einige Baumkronen auf dem Erdboden befanden. Die

Gesamtauswertung der L-Werte zeigt, dass sich in den untersuchten Gebieten viele lichtliebende Arten nachweisen ließen (L-Wert von 7).

Es konnten in den 18 Untersuchungsgebieten insgesamt 23 Arten notiert werden, die im Kronenbereich wuchsen (Tab. 26). Die genaue Anzahl untersuchter Baumkronen lässt sich nicht genau ermitteln, da Baumkronen, die keinen epiphytischen Flechtenbewuchs aufwiesen, nicht in die Auswertung mit aufgenommen wurden. Dies gilt besonders für die Beobachtungen der Rotbuchenkronen.

Tab. 26: Flechtenarten der Eichen- und Rotbuchenkronen

Flechtenart	Quercus spec.	Fagus sylvatica
<i>Candelariella xanthostigma</i>		+
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	+	
<i>Cladonia coniocraea</i>	+	
<i>Cladonia pyxidata</i>	+	
<i>Evernia prunastri</i>	+	
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	+	
<i>Hypogymnia physodes</i>	+	+
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	+	
<i>Lepraria incana</i>	+	
<i>Parmelia caperata</i>	+	
<i>Parmelia elegantula</i>	+	
<i>Parmelia glabratula</i>	+	+
<i>Parmelia saxatilis</i>		+
<i>Parmelia sulcata</i>	+	
<i>Parmelia tilicea</i>	+	
<i>Phlyctis argena</i>		+
<i>Physcia adscendens</i>		+
<i>Physcia tenella</i>	+	+
<i>Platismatia glauca</i>	+	
<i>Ramalina farinacea</i>		+
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	+	
<i>Xanthoria parietina</i>		+
<i>Xanthoria polycarpa</i>	+	
Gesamtartenzahl	17	9

Von diesen 23 Arten konnten 17 Arten im Kronenbereich von Eichen und 9 im Kronenbereich der Rotbuchen nachgewiesen werden. Diese 9 Arten konnten jedoch schon separat in einer Rotbuchenkrone im Gebiet „Schwinkenrade“ mit in die Auswertung aufgenommen werden. Mit den Untersuchungen an dieser Rotbuchenkrone konnte somit bereits die Gesamtartendiversität auf Rotbuchen abgedeckt werden, die in der Abb. 40 dargestellt ist. Abb. 41 zeigt die Licht-Werte der einzelnen Arten.

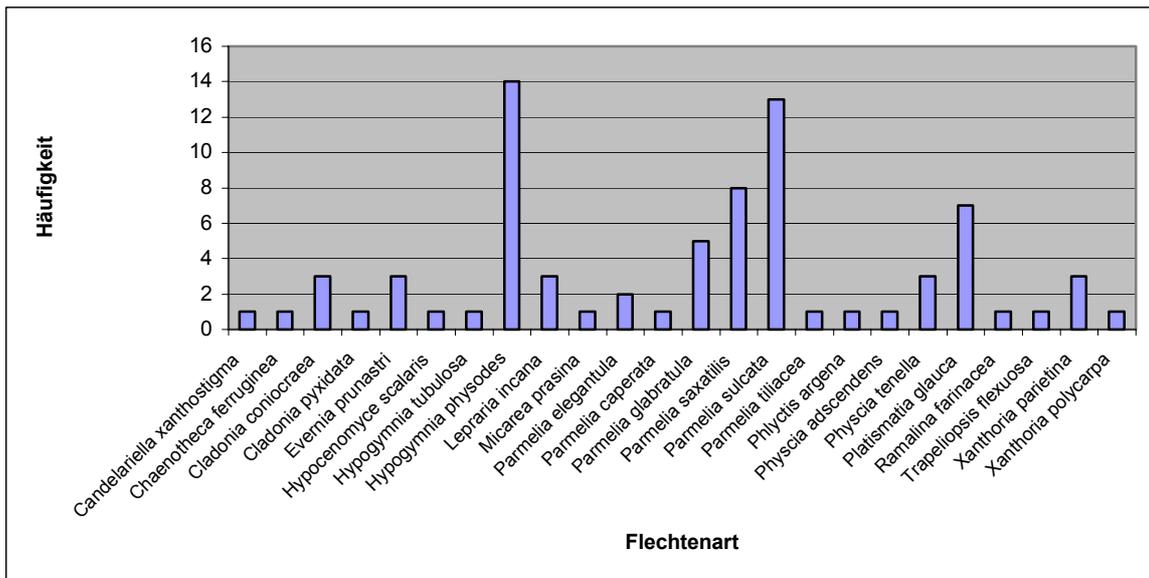


Abb. 40: Häufigkeit der Flechtenarten in den Baumkronen.

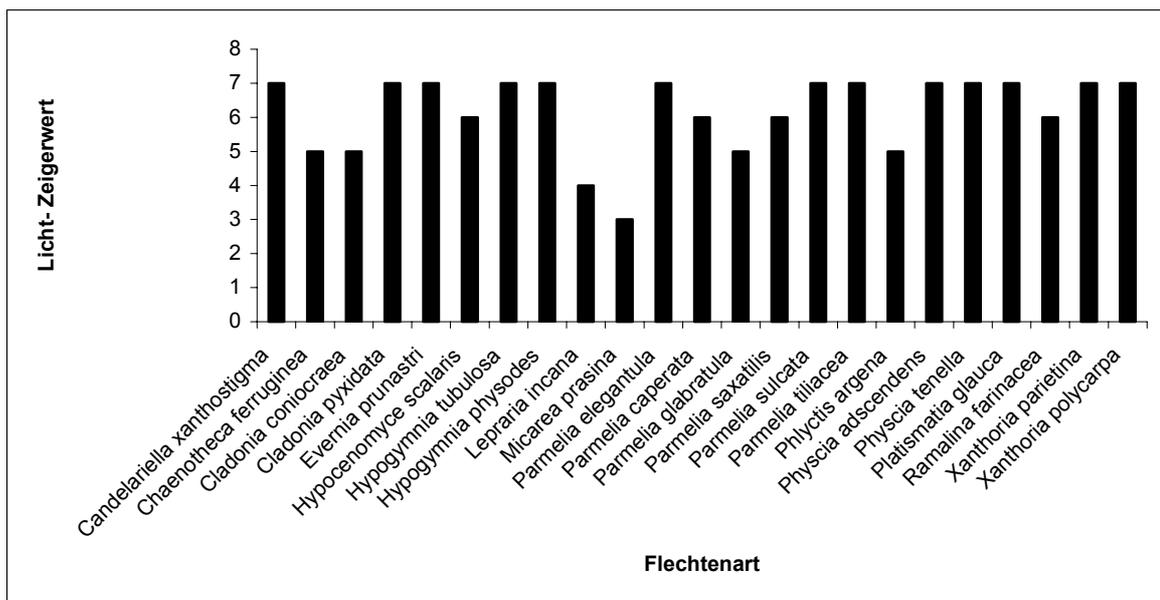


Abb. 41: L-Werte der in den Baumkronen nachgewiesenen Flechtenarten

Die größte Anzahl dieser Flechten sind photophile Arten und bevorzugen daher den Kronenbereich als Habitat. *Micarea prasina* bewohnt Totholz. Sie konnte auf einer sich im Zersetzungsprozess befindlichen Krone nachgewiesen werden. Fraglich ist, ob das Kronenstück bereits vor dem Abbruch der Kategorie Totholz zuzuordnen war. Sie wurde, obwohl der Fundort für diese Art untypisch ist, mit in die Auswertung einbezogen. Für *Trapeliopsis flexuosa* existieren keine L-Werte; sie wird daher nicht im Diagramm aufgeführt.

Die graue Blattflechte *Hypogymnia physodes*, die ein typischer Vertreter photophiler Arten ist, konnte neben *Parmelia sulcata* am häufigsten im Kronenbereich nachgewiesen werden. *Parmelia saxatilis* zählt ebenfalls zu den Vertretern lichtliebender Arten.

Laub- und Strauchflechtengesellschaften sind meist in der Kronenregion der untersuchten Bäume zu finden. Die meisten im Untersuchungsgebiet beobachteten kronenbewohnenden Flechtenarten gelten als photophil. Die Kronen von Eichen sind im Vergleich zu Rotbuchenkronen etwas lichtdurchlässiger, so dass der Faktor Licht das Ansiedeln von lichtliebenden Arten im Kronenbereich von Eichen, im Gegensatz zu Rotbuchenkronen, erleichtern könnte. Diese Tatsache könnte für die höhere Artenzahl der Flechten in den Kronen der Eichen im Vergleich zur Artenzahl in den Rotbuchenkronen sprechen.

Wuchsformen auf Eiche und Buche

In den Eichenkronen konnten alle drei Wuchsformen der 17 verschiedenen Arten nachgewiesen werden. 10 dieser Arten, dies entspricht 58 % Anteil an der Gesamtartenzahl, gehören den Laubflechten an (Abb. 42). 67 % (6 verschiedene Arten) der nachgewiesenen Flechtenarten in den Kronen der Rotbuche gehören den Laubflechten an (Abb. 43). Insgesamt konnten jedoch, im Vergleich zur Eiche, nur 9 verschiedene Arten notiert werden. Die Laubflechten sind auch bei der Rotbuche die größte Gruppe von Wuchsformen.

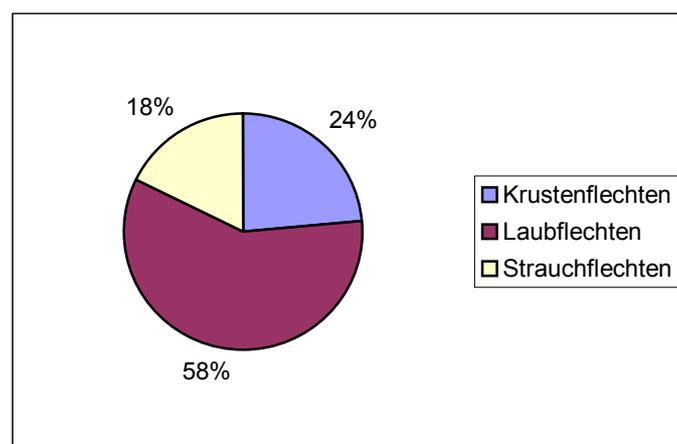


Abb. 42: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wuchsformen in den Eichenkronen.

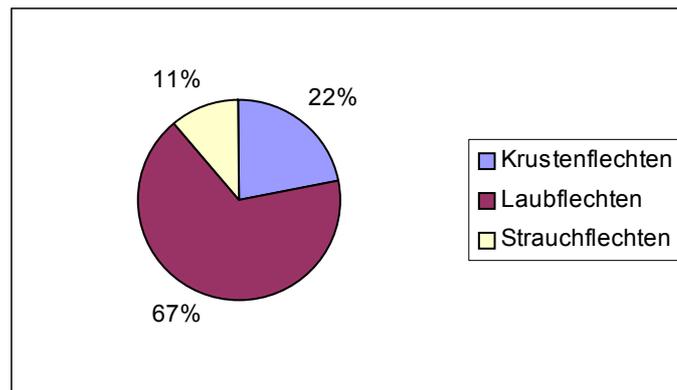


Abb. 43: Prozentualer Anteil der verschiedenen Wuchsformen in den Kronen der Rotbuchen

Die Kronen der Baumarten Rotbuche und Eiche weisen alle Wuchsformen auf, von denen jeweils die Gruppe der Laubflechten den größten Anteil hat. Die untersuchten Eichenkronen ließen eine größere qualitative wie quantitative Flechtenartendiversität erkennen. Beobachtungen in den untersuchten Gebieten des Lübecker Stadtwaldes sprechen für eine weitaus geringere Diversität dieser Kryptogamen in den Rotbuchenkronen. In die obigen Grafiken wurden die auf den jeweiligen Phorophyten nachgewiesenen Flechtenarten einbezogen. Sie geben keinen Aufschluss über die Häufigkeit ihres Vorkommens. Die Grafik der Artnachweise in den Rotbuchenkronen wäre sehr viel geringer ausgefallen, da die wenigsten Kronen Flechtenbewuchs aufwiesen. Die umgestürzte Rotbuche des „Schwinkenrader Forstes“ verzerrt die Grafik in einen Bereich ungewöhnlich hoher Artenvielfalt. Die Grafik kann daher als wenig- repräsentativ gewertet werden. Die Grafik der Eichenkronen hingegen repräsentiert ein nahezu realistisches Bild des Flechtenbewuchses. Häufigkeit und Artendiversität innerhalb der Flechtengruppen entsprechen hier annähernd den Beobachtungen.

3.5.8. Flechten auf Totholz und Streufunde

Totholz

Stehendes, liegendes Alt- oder Totholz, welches einigen Flechtenarten als Substrat dient, fällt dieser Kategorie zu. Viele Flechtenarten sind auf Altbäume in der Zerfallsphase und dickstämmiges Totholz angewiesen, da diese Bäume im Vergleich zu Jungbäumen für viele Arten andere physikalische und chemische Verhältnisse bieten, z. B. eine erhöhte Wasserkapazität (BARKMAN 1966). Die untersuchten Flechten wurden gegen ihre Nachweishäufigkeit in Abb. 44 graphisch aufgetragen.

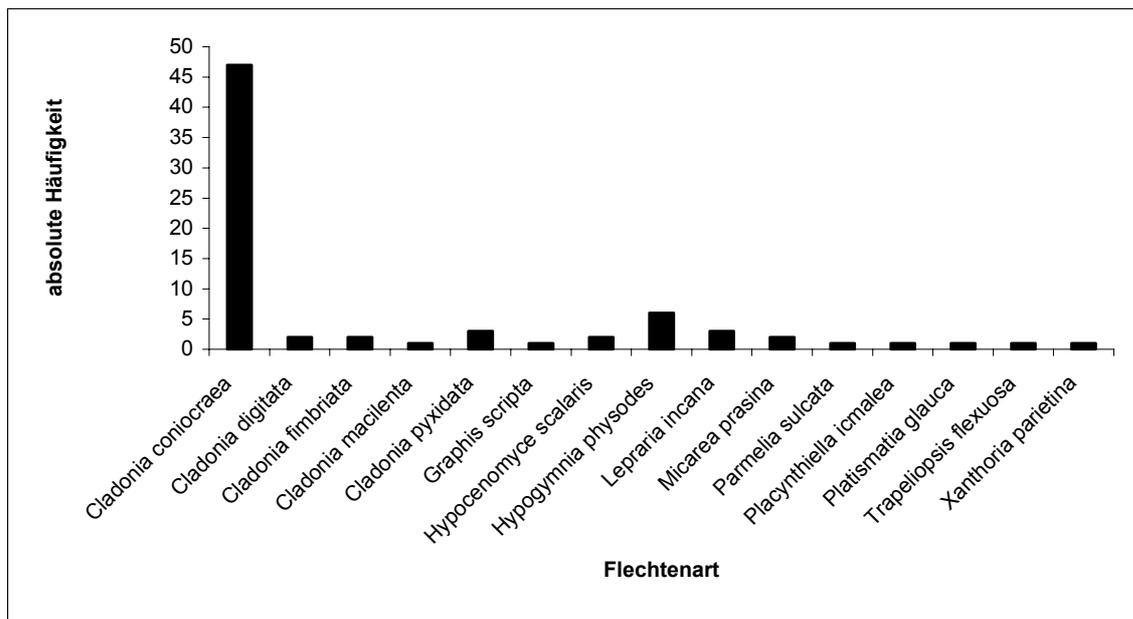


Abb. 44: Nachweishäufigkeit der Flechtenarten auf Totholz

Insgesamt wurden 74 Totholzfunde notiert. 55 unter ihnen konnten der Gattung *Cladonia* zugeordnet werden, 47 von diesen sind der Art *Cladonia coniocraea* zuzuschreiben. Auf Totholz ließen sich 15 verschiedene Arten nachweisen. Die Flechte *Placynthiella icmalea* wurde zweimal notiert. Beide Funde von *Placynthiella icmalea*, zum einen im südlichen Gebiet der „Trammer Stubben“ auf einem Baumstubben, zum anderen im „Kannenbruch“, befanden sich auf Totholz. Die als photophil zu bezeichnende Art *Xanthoria parietina* wuchs auf einem Aststück im Gebiet „Kannenbruch“. Es ist aufgrund der Borkenmorphologie anzunehmen, dass dieser Ast aus dem Kronenbereich einer Eiche stammt. *Micarea prasina* kann ebenso wie *Trapeliopsis flexuosa* als typischer Bewohner von Totholz angesehen werden.

Alt-, bzw. Totholz wird in den einzelnen Untersuchungsgebieten von einer Vielzahl verschiedener Flechtenarten besiedelt. Totholz kann sich auf lange Sicht als u. U. wertvoller Substrattyp für epiphytische Flechten herausstellen, da viele Flechtenarten, die momentan noch nicht anzutreffen sind, sich aufgrund einer Standortkontinuität über einen längeren Zeitraum hinweg ansiedeln. Stehendes Totholz könnte sich besonders als Substrat eignen, da z. B. rindenlose Eichenstämme Jahrzehnte stehen bleiben können, um den Flechten ein dauerhaftes Substrat zu sein (ERNST & HANSTEIN 2001). Eichen eignen sich im Gegensatz zu Rotbuchen in diesem Aspekt besser, da abgestorbene Buchen unter den hiesigen

Klimaverhältnissen innerhalb weniger Jahre vermorschen und umstürzen. Nur sehr kurze Buchenhochstümpfe halten sich länger (ERNST & HANSTEIN 2001). Die von der Stadt Lübeck als Totholzanzwarter ausgezeichneten Bäume können eine gute Grundlage für die Besiedlung stehenden Totholzes sein. Die Entwicklung der Artenvielfalt der Flechten könnte über die nächsten Jahrzehnte an diesen Bäumen verfolgt werden.

Streufunde

Streufunde umfassen epiphytische Flechtenarten, deren Vorkommen in der Streuschicht der Waldgebiete nachgewiesen wurden. Epilithische und epigäische Nachweise wurden nicht berücksichtigt. Datengrundlage dieser Kategorie sind Arten, die meist den Kronenbereichen der umliegenden Phanerogamen zuzuordnen waren.

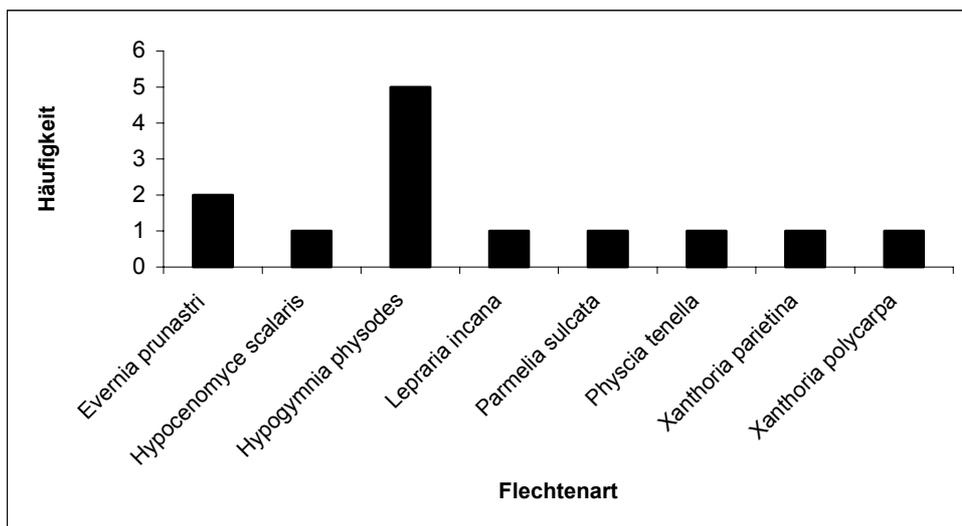


Abb. 45: Auftragung der Flechtenarten der Streuschicht gegen deren Nachweishäufigkeit.

Es wurden 13 Flechtennachweise der Streuschicht notiert. Bei diesen Arten handelt es sich um lichtliebende Arten; die allseits vertretene Flechte *Lepraria incana* ausgenommen. Diesen Flechten kann man aufgrund ihrer Lichtansprüche den Kronenbereich als Habitat zuordnen. Häufigster Streufund ist die Blasenflechte *Hypogymnia physodes*, die ihre Wachstumspräferenz im lichtreichen Kronenbereich meist älterer Eichen besitzt (Abb. 45). Für diese Blatflechte wurde ein Licht-Wert von 7 ermittelt; sie gilt dementsprechend als photophile Art.

3.5.9 Zusammenfassende Diskussion

Wuchsformen

Es konnten in den Untersuchungsgebieten des Stadtforstes unterschiedliche Krusten-, Laub- und Strauchflechten, darunter zahlreiche seltene Arten, auf verschiedenen Substraten notiert werden. Den größten Anteil der nachgewiesenen Arten im Untersuchungsraum nehmen mit über 50 % Artenanteil die Krustenflechten ein. Diese Tatsache könnte u. a. darin begründet liegen, dass sich Krustenflechten auf glatter Borke gegenüber Laubflechten in bemerkenswertem Maße behaupten können. Glatte Rindensubstrate bieten eine schlechte Haftungsgrundlage (MASUCH 1993), die einen Bewuchs epiphytischer Flechtenarten erschwert. Auf den Lagerflächen von Krustenflechten siedeln sich gewöhnlich keine juvenilen Laubflechten an und auch vom Rand her werden sie nur zögerlich überwachsen (WIRTH et al. 1999). Unter den Krustenflechten nehmen die Außenkrusten im Vergleich zu den Innenkrusten den größeren Anteil ein. Die Krustenflechten siedeln in den untersuchten Gebieten meist in der Stammregion. In feuchteren Standorten, wie z. B. Senken im „Schattiner Zuschlag“ oder staunassen Bereichen des „Kannenbruches“, ist eine quantitative Zunahme von unterschiedlichen, meist krustenförmigen Arten zu beobachten.

Bei den untersuchten Flechtengesellschaften innerhalb der Waldgebiete handelt es sich größtenteils um die typischen Krustenflechtengesellschaften auf glattrindigen Borken (WIRTH in SCHÖLLER 1997), die sich im Stammbereich bis in einer Höhe von etwa 1,80 m beobachten ließen. Im schattigen Waldesinneren kann die Dominanz gerade dieser Wuchsformen oft beobachtet werden, während lichtreichere Kronenbereiche und Stämme freistehender Bäume eher Gesellschaften erwarten lassen, in denen der Anteil an Laub- und Strauchflechten hoch ist. Schriftflechtengesellschaften des *Pyrenuletum nitidae* mit der Krustenflechte *Graphis scripta* konnten ausschließlich auf Hainbuchenstämmen beobachtet werden. Sehr oft ist diese Art mit *Pertusaria leioplaca* in dem Untersuchungsgebiet „Schattiner Zuschlag“ vergesellschaftet gewesen. In diesem Waldgebiet ist der Anteil an Hainbuchen teilweise sehr hoch. Die glatten Rinden von gerade dieser Baumart sind ein bevorzugtes Substrat für Krustenflechtengesellschaften. *Pertusaria leioplaca* kann in der Assoziation des *Pyrenuletum nitidae* in anderen Gebieten hohe Deckungsgrade erreichen. Untersuchungen aus dem österreichischen Vorarlberg zeigen diese Art mit Deckungsgraden bis zu 50 % einer Aufnahmefläche (PFEFFERKORN 1996). Das *Pyrenuletum nitidae* konnte im „Schattiner Zuschlag“ häufig in oder in der Nähe von feuchten Senken beobachtet werden.

Flechtenarten und -gesellschaften in den Baumkronen

Laub- und Strauchflechtengesellschaften sind meist in der Kronenregion der untersuchten Bäume zu finden. Die meisten im Untersuchungsgebiet beobachteten kronenbewohnenden Flechtenarten gelten als photophil. Die Kronen von Eichen sind im Vergleich zu Rotbuchenkronen etwas lichtdurchlässiger, so dass der Faktor Licht das Ansiedeln von lichtliebenden Arten im Kronenbereich von Eichen, im Gegensatz zu Rotbuchenkronen, erleichtern könnte. Diese Tatsache könnte für die höhere Artenzahl der Flechten in den Kronen der Eichen im Vergleich zur Artenzahl in den Rotbuchenkronen sprechen.

Die Laub- und Strauchflechtengesellschaften sind in den untersuchten Kronen mäßig entwickelt gewesen. *Hypogymnia physodes* oder *Parmelia sulcata* konnten häufig nur als alleinige Arten nachgewiesen werden. Die Assoziation *Parmelietum sulcatae* tritt in den Kronen von Eichen in dem Gebiet „Berkenstrücken“ auf.

Buchen, Eichen und Eschen als Substrate

Die im Stadtwald Lübeck untersuchten Eichen tragen etwa ein Drittel mehr Arten als Buchen; bei etwa gleichen prozentualen Anteilen beider Baumarten. Bei den Ursachen dürften u. a. die Lichtverhältnisse eine Rolle spielen (ERNST & HANSTEIN 2001). Die dunklen Buchenbestände der Optimalphase sind sehr flechtenarm (die Krustenflechte *Lepraria incana* ausgenommen), während Eichen-Reinbestände der Optimalphase quantitativ wie qualitative höhere Artenzahlen der Flechten aufweisen und die Eichen in den Untersuchungsgebieten oft licht stehen. Die rauhe Eichenborke erleichtert zusätzlich eine Ansiedlung von Flechten, da sich auf rauhen Oberflächen leichter Diasporen ansiedeln können. Die Merkmale der Borkentextur könnten u. a. dafür verantwortlich sein, dass sich die meisten nachgewiesenen Flechtenarten des Stadtwaldes auf den Eichen befinden. Die Rotbuchen und Hainbuchen weisen zahlenmäßig im Vergleich zu den Eichen einen weitaus geringeren Flechtenbewuchs auf.

Die Eschen des Stadtwaldes sind Phorophyten für 16 verschiedene Flechtenarten. Auf sehr feuchten bis nassen Böden kann sich diese Baumart sehr gut gegenüber der Eiche und Rotbuche behaupten. Sie ist aufgrund ihrer basenreichen, glatten Borke Substrat für viele, meist krustenförmige Arten.

pH-Werte der Borke von Eiche und Rotbuche

Neben der optischen Verschiedenheit der Substrate (glatte, lebende Rinde bei Buchen, rauhe, abgestorbene Borke bei den Eichen) unterscheiden sich die Substrate, wenn auch nur gering, im natürlichen pH-Wert (ERNST & HANSTEIN 2001). Nach WIRTH (1995) ist die Borke von Eichenrinde einem sauren pH-Bereich von 4,1-4,8 zuzuordnen. Die Buchenrinde wird als „mäßig sauer“ mit einem pH-Bereich von 4,9-5,6 angegeben. Bezüglich der Kronenbereiche ließen sich 17 verschiedene Arten auf Eichen und 9 Arten auf Rotbuchen nachweisen. In den untersuchten Kronen der Rotbuchen ließen sich Arten nachweisen, die im Mittel Reaktionswerte von 5-6 aufweisen, die höher sind als die der Flechten der Eichenkronen (Mittlerer R-Wert von 3-4).

Es lässt sich die Aussage bestätigen, dass tendenziell die Flechten niedriger Reaktionszahl die Kronen der Eichen bevorzugen. Flechten höherer R-Werte bevorzugen hingegen die Borke der Rotbuchen. Über den Kausalzusammenhang zwischen dem pH-Wert der Borke und den R-Werten der flechtenbewohnenden Arten kann keine Aussage über die höhere Artendiversität der eichenbewohnenden Flechten getroffen werden. Die verschiedenartige Borkestruktur der Trägerbäume und die oben erläuterten unterschiedlichen mikroklimatischen Verhältnisse wie z. B. Licht, können Grund für die höhere Artenzahl auf den Eichen sein.

Andere Baumarten

Während der Untersuchungen wurden außer den Hauptbaumarten Eiche, Rotbuche sowie Hainbuche und Esche auch andere Baumarten mit in die Untersuchungen einbezogen, sofern sie epiphytischen Flechtenbewuchs aufwiesen. Baumarten wie Bergahorn, Feldahorn, Ulme und Pappel haben am Gesamtbaumartenbestand einen geringeren Anteil, stellen jedoch u. U. für epiphytische Flechtenarten geeignete Substrate mit subneutraler bis mäßig saurer Borke (KIRSCHBAUM & WIRTH 1997) dar. Auf ihnen ließen sich teilweise seltene Arten (WIRTH et al. 1996) nachweisen.

Totholz

Alt-, bzw. Totholz wird in den einzelnen Untersuchungsgebieten von einer Vielzahl verschiedener Flechtenarten besiedelt. Totholz kann sich auf lange Sicht als u. U. wertvoller Substrattyp für epiphytische Flechten herausstellen, da viele Flechtenarten, die momentan noch nicht anzutreffen sind, sich aufgrund einer Standortkontinuität über einen längeren

Zeitraum hinweg ansiedeln. Stehendes Totholz könnte sich besonders als Substrat eignen, da z. B. rindenlose Eichenstämme Jahrzehnte stehen bleiben können, um den Flechten ein dauerhaftes Substrat zu sein (ERNST & HANSTEIN 2001). Eichen eignen sich im Gegensatz zu Rotbuchen in diesem Aspekt besser, da abgestorbene Buchen unter den hiesigen Klimaverhältnissen innerhalb weniger Jahre vermorschen und umstürzen. Nur sehr kurze Buchenhochstümpfe halten sich länger (ERNST & HANSTEIN 2001). Die von der Stadt Lübeck als Totholzanwärter ausgezeichneten Bäume können eine gute Grundlage für die Besiedlung stehenden Totholzes sein. Die Entwicklung der Artenvielfalt der Flechten könnte über die nächsten Jahrzehnte an diesen Bäumen verfolgt werden.

Flechten hoher Toxizitätstoleranz

Die Inventarisierung des Flechtenbewuchses an Laubbäumen der Untersuchungsgebiete können u. U. Rückschlüsse auf den gegenwärtigen Zustand der Waldstandorte zulassen. Da im Untersuchungsgebiet u. a. westliche Winde vorherrschend sind, könnten sich Luftschadstoffemissionen größerer, westlich gelegener Ballungsgebiete, wie z. B. Hamburg, negativ auf die Flechtenflora auswirken. Die Untersuchungen epiphytischer Flechten ergab, dass die Flechtengesellschaften des Lübecker Stadtwaldes als artenarm einzustufen sind. Bei Betrachtung der Toxizitätstoleranzen gegenüber Luftverunreinigungen wird deutlich, dass ein breit gefächertes Spektrum aller nachgewiesenen Arten vorhanden ist. Darunter befinden sich Arten, die eine hohe und andere, die eine geringe Toxizitätstoleranz gegenüber Luftverunreinigungen aufweisen. Arten, die in allen Waldgebieten nachgewiesen wurden und gleichzeitig eine hohe Toxizitätstoleranz aufweisen, sind *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana*. *Hypogymnia physodes*, eine Art mit ebenfalls hoher Toleranz gegenüber Verunreinigungen, konnte in 15 Gebieten notiert werden, *Lecanora expallens* in 7 Waldstücken. *Graphis scripta*, mit mittlerer Toleranz, siedelt in 15 der 18 Untersuchungsgebiete.

Um eindeutige Aussagen über den Zustand der Luft anhand von Toxizitätstoleranzwerten zu machen, bedarf es einer größeren Menge an Datenmaterial als in der vorliegenden Untersuchung zur Verfügung steht. Epiphytische Flechtenarten, die eine mäßig bis schlechte Luftgüte anzeigen wie z. B. die acidophytische Krustenflechte *Lecanora conizaeoides*, konnte im Lübecker Stadtwald nicht nachgewiesen werden. Diese Flechte ist eine Art, die durch Ansäuerung der Standorte, durch Immissionen oder durch starke forstwirtschaftliche Förderung von Bäumen mit stark sauer reagierender Borke, z. B. Fichte und Kiefer, direkt

oder indirekt begünstigt wird. Sie besaß in anderen Teilen Deutschlands mit einer mäßigen Luftgüte eine starke Tendenz sich auszubreiten, scheint in den letzten Jahren, bei Verbesserung der Luftgüte, allerdings wieder etwas zurückzugehen (WIRTH 1993). Es konnte jedoch im gesamten Lübecker Stadtwald ein recht hoher Bewuchs der Baumstämme mit den Krustenflechten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana* beobachtet werden, die ebenfalls hohe Toxitoleranzen besitzen. Diese Arten konnten an den meisten untersuchten Bäumen nachgewiesen werden. Zwar korreliert ihr Vorhandensein nicht so deutlich, wie bei *Lecanora conizaeoides*, mit einer mäßig bis schlechten Güte der Luft, jedoch könnten sie sich dort großflächig behaupten, wo eine Zunahme der Konzentration von Luftschadstoffen zu erwarten ist.

Obwohl die untersuchten Waldgebiete des Stadtwaldes Lübeck eine hohe Diversität an Flechtenarten besitzen, sind die Flechtengesellschaften als artenarm einzustufen. Da für die Untersuchungsgebiete keine entsprechende Vergleichsliteratur herangezogen werden konnte, lässt sich eine Entwicklungstendenz nur abschätzen. Weit verbreitete Arten hoher Toxitoleranz wie die Krustenflechten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana* sowie deren in den Waldgebieten häufige Vergesellschaftung, lassen, wie oben bereits erwähnt, eine nur mäßige Luftgüte erahnen. *Lepraria incana* wird aus anderen Gebieten Deutschlands ebenfalls mit häufigen Nachweisen aufgeführt. So konnte WINDISCH (1999) diese Flechtenart im Rahmen eines Bioindikationsverfahren zur Luftgütebestimmung an 198 von insgesamt 268 Meßstationen in den Bundesländern Bayern und Hessen beobachten.

Die Ausbreitung der relativ toxitoleranten Vertreter des *Chaenothecetum melanophaeae* könnte also auf die Veränderung der Rinden durch SO₂ zurückzuführen sein (LITTERSKI 1992). Luftschadstoffe wirken sich hauptsächlich dezimierend auf das Artvorkommen von Flechten aus, was sich letztendlich auch in Gesellschaften geringer Artenzahl oder Deckung äußern kann. Der Stadtwald bietet mit seinen Trägersubstraten für Flechtengesellschaften, meist Eichen und Hainbuchen, sowie maritim geprägtem Klima, günstige Voraussetzungen für deren Ansiedlungen. Obwohl eine hohe Anzahl Eichen vorhanden sind und auch viele untersucht wurden, ließen sich im Vergleich zu der Anzahl untersuchter Eichen nur wenige Gesellschaften mit höheren Artenzahlen auf ihnen finden. Das *Chaenothecetum melanophaeae* besteht in den Untersuchungsgebieten meist nur aus den dominanten Arten *Chaenotheca ferruginea* und *Lepraria incana*. Begleitarten, wie z. B. *Parmelia sulcata*, *Lecanora expallens* oder *Hypogymnia physodes* (DREHWALD 1993) fehlen der Gesellschaft in

den Untersuchungsgebieten ganz. Jedoch kommt im „Riepenholz“ mehrfach eine Ausbildung dieser Assoziation mit der seltenen Art *Lecanactis abietina* vor. Zudem konnte ein floristisch interessanter Bestand an der sog. „Hindenburgeiche“ im „Riepenholz“ beobachtet werden. Die Aufnahme 26 der soziologischen Tabelle enthält die im Lübecker Stadtwald sehr seltene Flechtenart *Chaenotheca chrysocephala*, Aufnahme 23 weist die ebenfalls für den Lübecker Stadtwald sehr seltenen Arten *Chaenotheca trichialis* und *Calicium viride* auf. Ob nun ein Verarmen der Gesellschaften, das hieße, dass die Gesellschaften vergangener Jahrzehnte artenreicher gewesen sein müssten, zu verzeichnen ist, lässt sich schwer sagen. Eine Zunahme der Artenzahlen und Gesellschaften hingegen kann sich nur über zukünftige Beobachtungen herausstellen. Als Ursachen der Artdezimierung kommt neben der Luftverunreinigung auch die Waldbewirtschaftung in Frage. Ob sich eine extensivere Waldbewirtschaftung positiv auf Flechtengesellschaften auswirken kann, lässt sich evtl. in Zukunft auf den Referenzflächen vergleichend zu anderen intensiver bewirtschafteten Gebieten erkennen.

Wie sich das Lübecker Waldkonzept auf die Kryptogamengesellschaften auswirken könnte, wird in Kap. 3.5.11 diskutiert. Im Folgenden sollen zunächst einige mögliche Ursachen für die Artenarmut der Flechtenbestände angesprochen werden.

Der Rückgang der Flechtenvegetation im Lübecker Stadtwald

Für die Armut der örtlichen Flechtenvegetation im Süden Schleswig-Holsteins machen SØCHTING & RAMKAER (1982 in JACOBSEN 1992) den Einfluss der Großstadt Hamburg verantwortlich, die direkt im Süd-Westen an den Kreis Herzogtum Lauenburg grenzt. Neben den immissionsbedingten Beeinträchtigungen der Flechtenflora können land- und forstwirtschaftliche Maßnahmen als Ursachen des Artenrückganges genannt werden. FISCHER-BENZON (1901) leitet das im Vergleich zu früheren Jahren geringere Artvorkommen Lauenburgs aus der ziemlich späten, strengeren forstlichen Bewirtschaftung ab. ERICHSEN (1926) beklagt allgemein den Rückgang epiphytischer Flechtenarten mit ozeanischer Tendenz. Aufforstungen mit Fichten und Kiefern an Laub- und Mischwaldstandorten haben vor allem als Monokulturen verheerende Folgen. Die starke Veränderung des Stammraumklimas und das im Vergleich zu einem naturnahen Mischwald gebotene abwechslungsarme und saure Rindensubstrat ist für sehr viele Arten abträglich und bringt nur für ganz wenige Sippen positive Aspekte mit sich (WIRTH 1978). Intensive forstliche Maßnahmen, wie das Entfernen von stehendem Totholz und vermorschenden Baumstubben

führen zu einer Dezimierung von Arten, die auf eine hohe Kontinuität ihres Substrates angewiesen sind und sich erst nach vielen Jahren dort ansiedeln. Rindenlose Fichten- und Eichenstämme können unter den hiesigen Klimaverhältnissen jahrzehnte stehen bleiben und den Flechten ein dauerhaftes Substrat zur Ansiedlung und Ausbreitung der Thalli bieten (ERNST & HANSTEIN 2001).

Ein weiterer Punkt der Flechtendezimierung könnten Reparationskahlhiebe als Folge des zweiten Weltkrieges sein. Diese führten zu einer Veränderung des heutigen Waldbildes und nehmen daher großen Einfluss auf die epiphytische Flechtenvegetation. Die Wälder des Kreises Herzogtum Lauenburgs und Lübecks unterlagen nicht nur den Reparationskahlhieben als Folgen des Krieges, sondern auch der Schiff- und Häuserbau seit dem Mittelalter beeinflusste die Artzusammensetzung der Wälder. Viele Flechtenarten sind nicht nur an Substrat-, sondern auch an Standortkontinuität gebunden. Diese Kontinuität wurde durch landwirtschaftliche Nutzungsformen und Reparationskahlhiebe teilweise unterbrochen. Vergleichende Untersuchungen in wenig luftbelasteten Gebieten zwischen historisch alten und jüngeren Wäldern in England führten zu dem Ergebnis einer drastisch artenärmeren Flechtenflora in den jüngeren Abschnitten (ROSE 1976). Diese Tatsache könnte auch ein Grund für die gebietsweise artenarme Flechtenflora des Lübecker Stadtwaldes sein. Ein Beispiel für teilweise Diskontinuität eines Waldgebietes und einer evtl. daraus resultierenden artenarmen Flechtenflora könnte die „Westerauer Stiftung“ sein. In diesem Waldgebiet konnten auch keine Vegetationsaufnahmen erstellt werden, da keine geeigneten Bestände vorhanden waren.

3.5.10 Bewertung der Ergebnisse

Mit 51 verschiedenen epiphytischen Flechtenarten sind die untersuchten Waldgebiete des Stadtwaldes Lübeck relativ artenreich. Zum Vergleich: Das seit Beginn des 20. Jahrhunderts naturnah belassene Naturschutzgebiet „Urwald Sababurg“ (Nord-Hessen), ein Eichen-reicher ehemaliger Hutewald, weist 68 verschiedene Lichenophyten unterschiedlichster Substrate auf (FOLLMANN 1986). Die Flechtenflora der Gemeinde Amt Neuhaus (Nordost-Niedersachsen) wird mit 148 Arten angegeben (HAUCK 1998). Bei Untersuchungen von nord- und südexponierten Hängen des Arenbachtals im Schönbuch (Baden-Württemberg) konnten 31 verschiedenen Flechtenarten im Stammbereich der Bäume nachgewiesen werden (NOTTELMANN 1984). In einem ehemaligen Hutewald im Naturschutzgebiet „Hasbruch“ (Niedersachsen) wurden 75 epiphytische Flechtenarten 1996 notiert (HOMM & DE BRUYN 2000).

Von den im Lübecker Stadtwald nachgewiesenen epiphytischen Flechtenarten sind 19 bundesweit und 19 landesweit auf der Roten Liste (WIRTH et al. 1996) der gefährdeten Flechtenarten zu finden. Viele dieser Arten galten für Schleswig-Holstein als ausgestorben, sind aber im Lübecker Stadtwald häufig anzutreffen. Es konnten zudem an Laubbäumen der untersuchten Waldgebiete Flechtengesellschaften aus 5 Assoziationen beobachtet werden, die sich 4 Klassen zuordnen lassen. Die hohe Artendiversität der Flechten und die große Zahl von Rote Liste-Arten lässt sich auf eine hohe Lebensraum-Diversität innerhalb der Waldgebiete zurückführen. Sonderstandorte, z. B. feuchte Senken im Untersuchungsgebiet „Schattiner Zuschlag“ und staunasse Bereiche im „Kannenbruch“ sowie das Nebeneinander vieler unterschiedlicher Substrate wie Eichen, Rotbuchen, Hainbuchen und Eschen sind günstige Voraussetzungen für die Flechtenarten-Diversität. Unter den Substraten muss der Eiche eine herausragende Rolle zugesprochen werden, da sich auf dieser Baumart die meisten Flechtenarten nachweisen ließen. Besonders alte Eichen, die in den meisten Waldgebieten zahlreich vorhanden sind, bieten aufgrund ihrer rissigen Borkenstruktur und ihres pH-Wertes einen Untergrund, auf dem viele Flechtenarten bevorzugt siedeln. Die Kronen der Eichen werden darüber hinaus von vielen photophilen Arten besiedelt, die zwar teilweise auch in Rotbuchenkronen zu beobachten sind, dort jedoch bei weitem nicht so günstige Bedingungen vorfinden. Auf den Stämmen von Rotbuchen konnten nicht so viele Flechtenarten nachgewiesen werden wie auf Eichenstämmen. Hainbuchen und Eschen sind Phorophyten für meist krustenförmige Arten, die am Stamm siedeln. Eschen dienen den Epiphyten bevorzugt in feuchteren Gebieten als Habitat.

Die untersuchten Flechtengesellschaften können als relativ artenarm eingestuft werden. Wachstumsbegünstigende Substrate, abwechslungsreiche Standorte und eine relativ hohe Individuenzahl verschiedener einzelner Flechtenarten sind jedoch im Lübecker Stadtwald zahlreich vorhanden, so dass die Artenarmut der Gesellschaften wohl vor allem mit der Luftverschmutzung zusammenhängen dürfte. Der Nachweis einer großen Zahl von epiphytischen Flechtenarten in den Waldgebieten lässt jedoch vermuten, dass weiterhin Entwicklungspotenzial für Flechtengesellschaften besteht.

3.5.11 Das Lübecker Waldkonzept und seine potenziellen Folgen für die epiphytische Flechtenflora und -vegetation

Das Lübecker Waldkonzept soll eine naturnahe Waldbewirtschaftung praktisch umsetzen. Dieses kann sich zukünftig auch auf die epiphytische Flechtenvegetation auswirken. In der folgenden Bewertung des Waldkonzeptes werden die flechtenrelevanten Komponenten herausgegriffen und diskutiert.

Steigerung des Anteils von Stark- und Totholz auf 10 % der oberirdischen Baummasse

Alt- und Totholz ist mit seinen physikalischen und chemischen Eigenschaften ein besonderes Substrat für Flechtenarten. Die Erhaltung von Starkbäumen und Totholz lässt daher auf längere Sicht eine positive Entwicklungstendenz der Flechten-Artenvielfalt erwarten. So können rindenlose Eichenstämme über Jahrzehnte stehen bleiben und Flechtenarten ein kontinuierlich bestehendes Substrat bieten. Totholz ist insbesondere eine attraktive Grundlage für viele *Cladonia*- Arten oder einige coniocarpe Flechten der Gattung *Chaenotheca* (ERNST & HANSTEIN 2001) oder *Calicium*.

Förderung von Baumarten der „natürlichen Waldgesellschaft“

In den untersuchten Waldgebieten des Lübecker Stadtwaldes konnte die größte Anzahl an Untersuchungen an Eichen, Rot-, Hainbuchen und Eschen durchgeführt werden. Weitere einheimische Baumarten der natürlichen Waldvegetation wie beispielsweise Ahorne, Ulmen und Erlen bieten mit ihren substrattypischen Eigenschaften zusätzliche Grundlagen für eine Vielzahl von Flechten. So konnte beispielsweise Spitz-Ahorn im „Riepenholz“ als Substrat der Flechte *Thelotrema lepadinum* notiert werden. Bei geeigneten Standorten ist daher ebenso wie auf Eichen und Buchen eine quantitative und qualitative Diversität von Flechtenarten auf den oben genannten Baumarten zu erwarten.

Naturnahe Waldbewirtschaftung

Die Durchführung von Pflegemaßnahmen nach dem Minimum-Prinzip, der Einsatz waldverträglicher Maschinen und der Einsatz von Pferden bei der Holzernte schont die Borke der Bäume und somit deren Flechtenbewuchs.

Reduzierung der Wilddichte

Die Reduzierung der Populationsdichte von Rot- und Rehwild kann sich u. a. auf die Flechtenflora positiv auswirken, da Wildverbiss nicht nur die Rinde von Bäumen, sondern auch oft deren epiphytische Flechtenflora schädigt, die sich bereits oft an Jungwuchs befindet.

Pyrenula nitida konnte während der Untersuchungen mehrfach an juvenilen Eschen beobachtet werden.

Vermeidung von Kahlschlägen

Eine Waldnutzung, die über das sukzessive Herausschlagen von Einzelbäumen hinausgeht, führt letztendlich zu einer Reduktion der Flechtenvegetation (MUHLE 1977), da nicht nur teilweise geeignete Substrate entfernt werden, sondern auch der sensible kleinklimatische Bereich, auf den viele Flechtenarten angewiesen sind, in diesem Gebiet verändert wird. Weiterhin werden durch eine kahlschlagartige Nutzung viele Diasporen, die sich auf den Borken befinden, mit entfernt. Die Vermeidung von Kahlschlägen verhindert daher eine großflächige Dezimierung epiphytischer Flechtenarten.

Vermeidung von Monokulturen und der Ansiedlung nicht-heimischer Baumarten

Eine Förderung einheimischer Baumarten bzw. Vermeidung der Ansiedlung von nicht-heimischen Baumarten könnte sich zukünftig positiv auf die Flechtenflora auswirken. Die Vermeidung von Monokulturen bewirkt, dass sich Arten mit unterschiedlichen Standortansprüchen in einem naturnahen Laub-Mischwald auf unterschiedlichen Borken ansiedeln können. Abwechslungsarmes und saures Rindensubstrat von z. B. Fichten- und Kiefernforsten hingegen bringt nur für ganz wenige Sippen positive Aspekte mit sich (HAUCK 1995). Abwechslungsreiche Substrate, die sich in pH-Werten und Borkenstrukturen unterscheiden, fördern letztendlich auch die Artenvielfalt epiphytischer Flechten. Unter diesem Aspekt wären nicht nur die im Stadtwald Lübeck überwiegenden Baumarten Eiche, Rotbuche und Hainbuche sowie Esche zu nennen. Spitzahorn und Bergulme mit jeweils subneutraler, Bergahorn mit mäßig saurer und Birke mit saurer Borke (KIRSCHBAUM & WIRTH 1997) bieten vielen Flechtenarten Substrate verschiedenartiger Struktur. Dieses kann eine große Artenvielfalt im Gegensatz zu Monokulturen fördern. Über eine Ansiedlung nicht-heimischer Baumarten und deren Auswirkungen auf die epiphytische Flechtenflora lässt sich nur schwer ein Für oder Wider generalisieren, da sich auch auf diesen Substraten bei geeigneter Struktur und pH-Werten ebenfalls Flechtenarten ansiedeln würden.

Vermeidung der Entwässerung von Feuchtgebieten

Der Erhalt von Feuchtgebieten trägt zum Erhalt von Flechtenarten bei, die ein feuchteres Klima beanspruchen. Als Beispiel wäre der „Kannenbruch“ zu nennen, der solche staunassen Bereiche mit entsprechender Flechtenflora enthält. Die dort u. a. vorkommenden Eschen

stellen mit ihrer subneutralen Borke (KIRSCHBAUM & WIRTH 1997) einen bevorzugten Phorophyten für meist krustenförmige Flechtenartenarten wie z. B. *Pertusaria amara*, aber auch Strauchflechten wie beispielsweise *Evernia prunastri*, die dort am Stamm siedelt, dar.

Vermeidung von Nährstoffzufuhr in Form von Gülle, Mineraldünger und Klärschlamm

Die Nährstoffzufuhr in Form von Mineraldünger oder Klärschlamm kann eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse durch die Ansiedlung einiger nitrophiler Flechtenarten, wie z. B. *Xanthoria parietina* oder *Xanthoria candelaria* bewirken. Flechtenarten, die auf nährstoffarme Substrate angewiesen sind, würden bei zu hohem Nährstoffangebot verdrängt.

Die Vermeidung der Anwendung von Giftstoffen

Die Verwendung von Giften beeinträchtigt letztendlich auch das Wachstum von Flechtenarten, die auf Änderungen ihrer Umgebung äußerst sensibel reagieren. Bei Einhaltung dieses Verbotes kann einer Dezimierung von Arten, besonders am Stamm und dessen Basis, unter diesem Aspekt entgegengewirkt werden.

Insgesamt wird sich also die Umsetzung des Lübecker Waldkonzeptes überwiegend positiv auf die Entwicklung der Flechtenflora und -vegetation auswirken. Die mittel- und langfristige Entwicklung der epiphytischen Flechten-Diversität im Stadtwald Lübeck kann jedoch nur durch ein geeignetes Monitoring erfasst werden. Die Daten und Auswertungen der vorliegenden Diplomarbeit können dafür als Vergleichsgrundlage genutzt werden.

3.6 Bedeutung von Schalenwild für die Ausbreitung von Gefäßpflanzen in Wäldern Norddeutschlands

Reh- und Schwarzwild

In den Fell- und Losungsproben der beiden Tierarten wurden insgesamt 2473 Individuen von 77 Pflanzenarten gezählt (Tab. 27). Ein großer Teil davon (94 %) gehört zu nur 21 Pflanzenarten mit jeweils mehr als 10 Individuen. In besonders hoher Anzahl wurden *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Sagina procumbens* und *Urtica dioica* festgestellt (Tab. 28).

3.6.1 Epizoochorie

Proben aus Fell und Hufen von insgesamt 41 Rehen und 25 Wildschweinen bilden die Datengrundlage. Von den untersuchten Rehen wurden 28 im Sommerhalbjahr und 13 im

Winterhalbjahr erlegt, beim Wildschwein stammt die Mehrzahl der Proben (20) aus dem Winterhalbjahr (Ende Oktober bis Mitte Dezember).

Tab. 27: Übersicht zu den gekeimten Pflanzenarten und Diasporen

Tierart	Bezug (Pflanzenarten)	Ausbreitungsart	gekeimte Arten	gekeimte Diasporen
Reh- und Schwarzwild	alle Arten	epi- und endozoochor	77	2473
		epizoochor	43	843
		endozoochor	60	1630
Rehwild		epi- und endozoochor	41	1045
		epizoochor	17	96
		endozoochor	36	949
Schwarzwild		epi- und endozoochor	71	1428
		epizoochor	39	747
		endozoochor	51	681
Reh- und Schwarzwild	gemeinsam	epizoochor	13	760
		endozoochor	27	1457
Rehwild	spezifisch	epizoochor	4	12
		endozoochor	9	14
Schwarzwild	spezifisch	epizoochor	26	71
		endozoochor	24	159

Beim Reh wurden im Durchschnitt 1,3 Arten und 2,3 Diasporen pro Tier nachgewiesen. Dabei lagen die Mittelwerte pro Fell im Sommer (1,6 Arten, 2,9 Diasporen) etwas höher als im Winter (0,7 Arten, 1,2 Diasporen). Die Maximalwerte von 5 Arten bzw. 14 Diasporen in einer Probe (Fell und Huf) wurden im Sommerhalbjahr gefunden. Aus 13 Proben keimten keine Diasporen (Sommerhalbjahr 7, Winterhalbjahr 6).

Im Mittel wurden beim Schwarzwild (Überläufer und älter) 5 Arten und 29,9 Diasporen pro Tier festgestellt. Auch hier waren die Zahlen im Sommer (5,6 Arten, 43,6 Diasporen) höher als im Winter (4,9 Arten, 26,5 Diasporen). Das Maximum von 14 Arten bzw. 175 Diasporen pro Tier trat im Sommer auf. Nur bei zwei Proben waren keine Diasporen gekeimt, davon stammte eine aus dem Sommer- und eine aus dem Winterhalbjahr. Die Anzahl der pro Fell gekeimten Diasporen und Arten lag damit beim Wildschwein signifikant höher als beim Reh (Mann-Whitney U-Test; $df=1$, $n_1=41$, $n_2=25$, jeweils $p<0,001$).

Von den insgesamt 43 gefundenen Pflanzenarten wurden 4 ausschließlich vom Reh, 26 nur vom Wildschwein und 13 von beiden Tierarten epizoochor ausgebreitet (Tab. 27). Nur wenige Pflanzenarten waren in den Fellproben in größerer Menge vertreten. *Poa pratensis*

(26 %), *Urtica dioica* (14,6 %), *Juncus effusus* (13,5 %), *Galium aparine* (13,5 %), *Sagina procumbens* (9,4 %), *Trifolium pratense* (5,2 %) und *Cardamine flexuosa* (4,2 %) erreichten beim Reh die höchsten Mengenanteile. *Urtica dioica* (44 %) war beim Wildschwein mengenmäßig die mit Abstand bedeutendste Art, die in 92 % der Proben keimte. Weitere Arten mit nennenswerten Individuenzahlen sind beim Wildschwein *Brassica napus* (19,1 %), *Juncus effusus* (7,9 %), *Poa pratensis* (7,8 %), *Rumex sanguineus* (5,1 %), *Apera spica-venti* (2,9 %) und *Deschampsia flexuosa* (2,8 %).

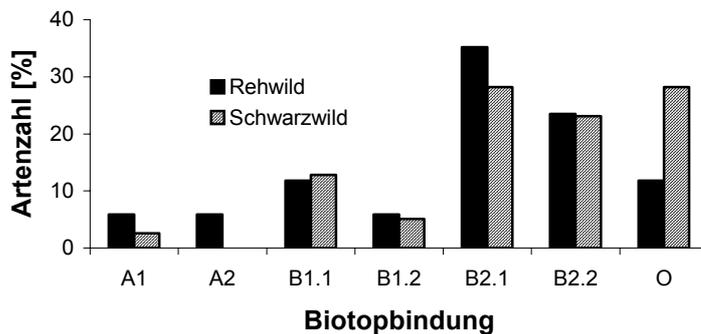


Abb. 46: prozentuale Anteile von epizoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der von Reh- und Schwarzwild ausgebreiteten Arten

Die epizoochor ausgebreiteten Arten haben einen hohen prozentuale Anteil an Arten des Offenlandes und an walddtypischen Arten, die auch im Offenland vorkommen (Waldartengruppe B2; Abb.46). Diese Gruppen machen zusammen beim Rehwild 70,5 %, beim Schwarzwild sogar 79,5 % des Artenspektrums aus und sind auch an der Gesamtzahl der ausgebreiteten Diasporen (Abb. 47) mit dem größten prozentualen Anteil (Reh 90,6 %, Wildschwein 93,6 %) beteiligt. Die Gruppe der im Wald wie im Offenland auftretenden Waldgefäßpflanzen (Waldartengruppe B2.1) hat bei beiden Tierarten den mit Abstand höchsten Anteil (Reh 69,8 %, Wildschwein 65,2 %) an der Anzahl ausgebreiteter Diasporen. Bedeutende Arten sind hier vor allem *Deschampsia flexuosa*, *Galium aparine*, *Juncus effusus*, *Poa pratensis* und *Urtica dioica* (Tab. 28). Der Anteil von Arten des Offenlandes (v. a. *Brassica napus* und *Apera spica-venti*) ist mit fast einem Viertel (24,5 %) beim Schwarzwild erheblich.

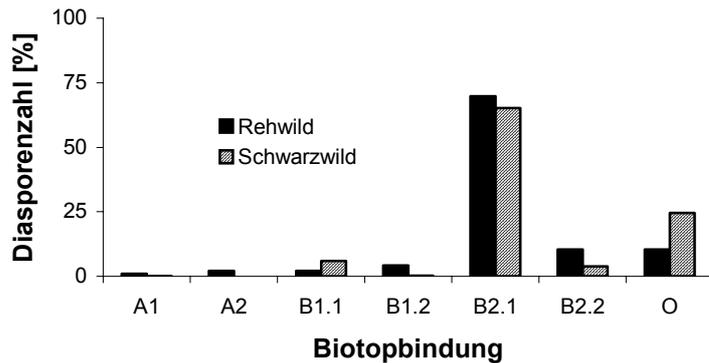


Abb. 47: prozentuale Anteile der Diasporen von epizoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der von Reh- und Schwarzwild ausgebreiteten Diasporen

3.6.2 Endozoochorie

Reh- und Schwarzwild

Insgesamt 949 Diasporen von 36 Pflanzenarten keimten in der Rehwild-Losung, beim Schwarzwild wurden 681 Diasporen von 51 Pflanzenarten gezählt (Tab. 27). Von den insgesamt 60 gefundenen Arten wurden 9 ausschließlich vom Reh, 24 nur vom Wildschwein und 27 von beiden Tierarten endozoochor ausgebreitet (Tab. 27). Nur wenige Pflanzenarten waren ausschließlich bei einer Tierart mit größerer Diasporenmenge vertreten, und damit wohl nicht nur zufällig spezifisch. Nennenswert sind beim Schwarzwild *Chenopodium polyspermum* und *Vaccinium myrtillus* (Tab. 28). Höhere Zahlen gekeimter Diasporen traten insbesondere bei den von beiden Tierarten endozoochor ausgebreiteten Pflanzenarten auf. Dies sind vor allem *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Sagina procumbens*, *Stellaria media* und *Urtica dioica*.

Da die gesammelten Losungsmengen beim Reh mit im Mittel 3,1 g mehr als die Hälfte niedriger waren als beim Wildschwein (7,8 g), verschieben sich bei Bezug auf die Losungsmenge die anhand der Gesamtzahlen skizzierten Relationen der Arten- und bei der Diasporenzahl zwischen den beiden Schalenwildarten (Abb. 48). Aus der Rehwildlosung keimten im Mittel 111 Diasporen von 9,2 Pflanzenarten pro 100 g TS Losung, aus der Schwarzwildlosung dagegen nur knapp 34 Diasporen von 5,4 Pflanzenarten pro 100 g TS Losung. Diese Relation bleibt auch bei Bezug auf die durchschnittliche tägliche Losungsmenge bestehen. Die gekeimte Diasporenzahl reduziert sich beim Reh so auf durchschnittlich 38 Diasporen pro Tag, beim Wildschwein auf 12 Diasporen pro Tag, die Artenzahl auf 3 Pflanzenarten pro Tag für Rehwild bzw. 2 Pflanzenarten pro Tag für Schwarzwild (Abb. 49).

Tab. 28: Gekeimte Pflanzenarten: Diasporenzahlen und ihre Biotopbindung nach SCHMIDT et al. (2002b)

Arten	endozoochor		epizoochor		Biotopbindung
	Rehwild	Schwarzwild	Rehwild	Schwarzwild	
Agrostis stolonifera			1	2	B2.2
Allium cepa		1			O
Alnus glutinosa	1	4	1		A1
Apera spica-venti				22	O
Arabidopsis thaliana	1				O
Arrhenatherum elatius	1			1	B2.2
Artemisia vulgaris				2	O
Betula pendula/pubescens	4	13		1	A1
Brassica napus			1	143	O
Callitriche palustris agg.				2	B2.2
Calluna vulgaris	1	1			B2.1
Capsella bursa-pastoris	2				O
Cardamine amara		1		2	B1.1
Cardamine flexuosa		3	4		B1.2
Carex remota	1	9		1	B1.1
Carex sylvatica		2		1	B1.1
Cerastium arvense		1			O
Chenopodium album	1	44		1	O
Chenopodium polyspermum		99			O
Cirsium arvense				1	B2.2
Cirsium vulgare				1	B2.2
Clematis vitalba		1			A2
Cytisus scoparius	1	2			A2
Dactylis glomerata	2	5	3	9	B2.2
Deschampsia cespitosa			1	8	B2.1
Deschampsia flexuosa	1	1	1	21	B2.1
Digitalis pupurea				1	B1.2
Echinochloa crus-galli				3	O
Epilobium montanum		1			B1.1
Epilobium obscurum	16	1			B2.2
Epilobium palustre				2	B2.1
Epilobium spec.		1			-
Erodium cicutarium		1			O
Festuca gigantea			1	3	B1.1
Galium aparine	1		13	2	B2.1
Geum urbanum	1			1	B1.2
Glechoma hederacea	3	7			B2.1
Gnaphalium uliginosum		1			O
Holcus lanatus	2	1			B2.2
Holcus mollis				1	B2.1
Hypericum humifusum	1	1			O
Juncus articulatus	2				O
Juncus effusus	673	198	13	59	B2.1
Juncus tenuis	7	12		10	B2.2
Lolium multiflorum				2	O
Lotus corniculatus		1			B2.2
Luzula campestris agg.		1			B2.1
Lycopus europaeus		1		2	B2.1

Arten	endozoochor		epizoochor		Biotopbindung
	Rehwild	Schwarzwild	Rehwild	Schwarzwild	
Malus c.f. domestica		2			O
Persicaria hydropiper		1			O
Phalaris arundinacea				2	B2.1
Plantago major	2	9		1	O
Poa annua	2	2		3	O
Poa pratensis	41	34	25	58	B2.1
Poa trivialis	1	4		3	B2.1
Prunella vulgaris				1	B2.2
Prunus avium		1			A1
Ranunculus ficaria		3			B2.1
Ranunculus repens		1			B2.1
Ranunculus sceleratus				1	O
Rorippa palustris	4				O
Rubus fruticosus agg.		3			A2
Rubus idaeus	9	11	2		A2
Rumex sanguineus	3	1	1	38	B1.1
Sagina procumbens	60	60	9	2	O
Salix caprea		6			A1
Scrophularia nodosa		2			B1.1
Silene flos-cuculi	1				B2.2
Sonchus asper	2	2			O
Sonchus oleraceus	1	2			O
Stellaria media	22	44	1	2	B2.2
Trifolium pratense	10	7	5		B2.2
Tripleurospermum perforatum	1	1		3	O
Urtica dioica	67	46	14	329	B2.1
Vaccinium myrtillus		24			B2.1
Veronica chamaedrys		1			B2.1
Veronica serpyllifolia	1				O

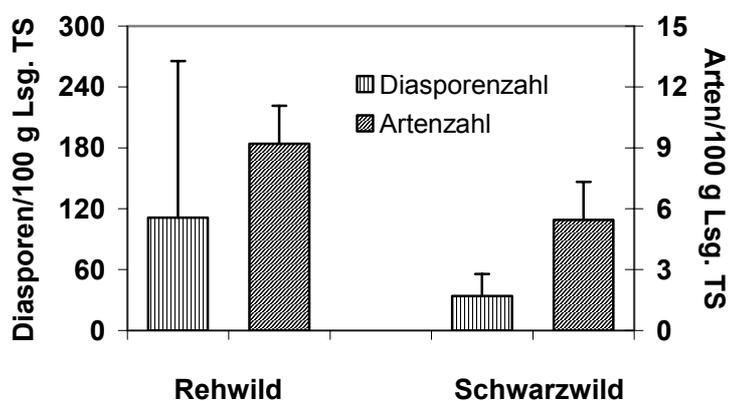


Abb. 48: Anzahl gekeimter Diasporen und Pflanzenarten in der Losung von Reh- und Schwarzwild bezogen auf 100 g Losung (Trockensubstanz). Mittelwert über den gesamten Untersuchungszeitraum

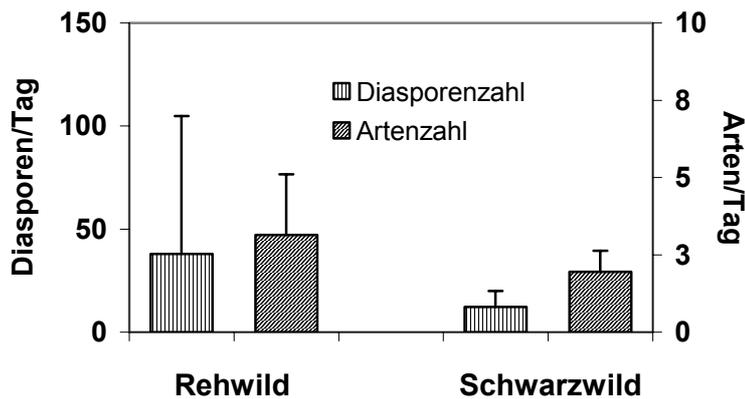


Abb. 49: Anzahl aus der Losung von Reh- und Schwarzwild gekeimter Diasporen bzw. Pflanzenarten pro täglich abgegebene Losungsmenge

Die Einzelproben der Losung des Rehwildes enthalten signifikant höhere Anzahlen gekeimter Diasporen bzw. Pflanzenarten als die des Schwarzwildes (Mann-Whitney U-Test (SACHS (1999); $df=1$, $n_1=216$, $n_2=245$, $p<0,001$ (Diasporen), $p=0,002$ (Arten)). Die mittleren Diasporen- und Artenzahlen in der Losung beider Schalenwildarten sind trotzdem aufgrund der hohen Variationsbreite der Einzelproben (insbesondere aufgrund der zahlreichen Proben ohne Keimlinge) nicht signifikant voneinander unterschieden (Mann-Whitney U-Test; $df=1$, $n_1=216$, $n_2=245$, $p=0,314$).

Die in der Rehwild- und Schwarzwildlosung gekeimten Pflanzenarten gehören mit ca. 40 % schwerpunktmäßig zu den im Wald und im Offenland verbreiteten Waldgefäßpflanzenarten (Abb. 50). Weitere 36 % (Rehwild) bzw. 30 % (Schwarzwild) sind Arten des Offenlandes oder Kulturpflanzen. Weitgehend an Wald gebundene Pflanzenarten der Krautschicht machen beim Rehwild nur 8 % (3 Pflanzenarten) und beim Schwarzwild 14 % (7 Pflanzenarten) aus. Auch holzige Arten werden vom Reh kaum ausgebreitet (3 Arten), während das Schwarzwild bei der Ausbreitung dieser Gruppe mit 16 % (8 Arten) eine etwas bedeutsamere Rolle spielt. Die Verteilung der gekeimten Diasporen in den Artengruppen (Abb. 51) bestätigt, dass vor allem im Wald und im Offenland (Waldartengruppe B2) sowie nur im Offenland verbreitete Pflanzenarten in der Losung dieser beiden Wildarten gefunden wurden. Ein besonderer Schwerpunkt liegt auf der Gruppe der im Wald wie im Offenland verbreiteten Arten (Waldartengruppe B2.1). Keimlinge von *Juncus effusus*, *Poa pratensis* und *Urtica dioica* addieren sich bei beiden Tierarten zusammen auf 781 (Rehwild, 82 %) bzw. 278 Keimlinge (Schwarzwild, 41 %), die alle zu dieser Gruppe zählen. Gehölze sowie weitgehend an Wald

gebundene Arten der Krautschicht (Waldartengruppen A, B1) haben an der Zahl gekeimter Diasporen zusammen nur einen Anteil von 2 % (Rehwild) bzw. 9 % (Schwarzwild).

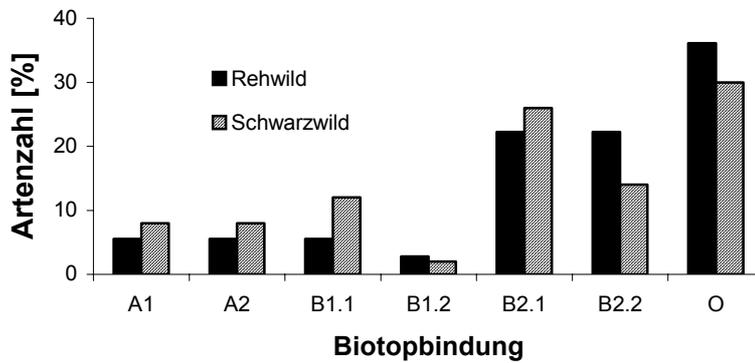


Abb. 50: prozentuale Anteile von endozoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der ausgebreiteten Arten

Rotwild

Aus den Losungsproben mit einem Trockengewicht von insgesamt 4364 g liefen 28.009 Pflanzen von 59 Arten auf (Tab. 29). Im Mittel keimten damit 642 Diasporen aus 100 g TS Losung. Die Zahl der Keimlinge der einzelnen Pflanzenarten sowie ihre Verteilung auf die drei Untersuchungsgebiete und auch im Jahresverlauf waren allerdings sehr unterschiedlich.

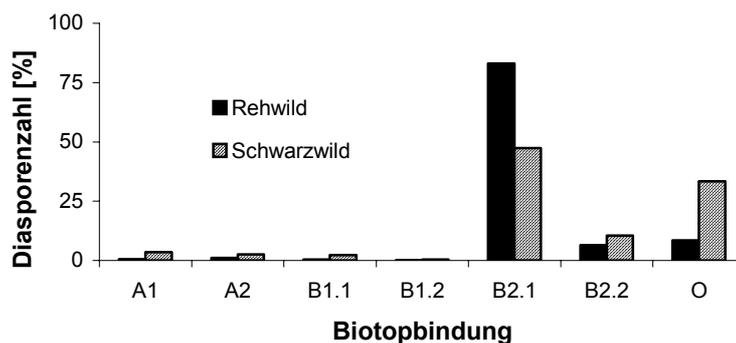


Abb. 51: prozentuale Anteile der Diasporen von endozoochor ausgebreiteten Wald- und Offenlandarten an der Gesamtzahl der ausgebreiteten Diasporen

Tab. 29: Liste der gekeimten Pflanzenarten, Diasporenzahlen und Biotopbindung (nach SCHMIDT et al. 2002b). Abk.: AT: Albsfelder Tannen; NI: Niendorf; LD: Pretzter Landwehr.

Arten	Gesamt	AT	NI	LD	Biotopbindung
<i>Agrostis stolonifera</i>	1			1	B2.2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	5	5			B2.2
<i>Bellis perennis</i>	41	41			O
<i>Betula pendula/pubescens</i>	10	3	3	4	A1
<i>Brassica napus</i>	2	1		1	O
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	26	14	10	2	O
<i>Cardamine flexuosa</i>	2	1	1		B1.2
<i>Carex remota</i>	13	2	11		B1.1
<i>Carex sylvatica</i>	1		1		B1.1
<i>Cerastium glomeratum</i>	3	3			O
<i>Cerastium holosteoides</i>	222	196	14	12	B2.2
<i>Chenopodium album</i>	7		1	6	O
<i>Chenopodium polyspermum</i>	2	1	1		O
<i>Conyza canadensis</i>	2	2			B2.2
<i>Dactylis glomerata</i>	1		1		B2.2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	19		15	4	B2.1
<i>Echinochloa crus-galli</i>	1			1	O
<i>Epilobium ciliatum</i>	12	2	5	5	B2.2
<i>Epilobium tetragonum ssp. tetragonum</i>	3	3			???
<i>Festuca rubra</i>	3			3	B2.2
<i>Galium palustre</i>	2		2		B2.1
<i>Geranium pyrenaicum</i>	5			5	O
<i>Glechoma hederacea</i>	1		1		B2.1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	2		2		O
<i>Juncus articulatus</i>	4		4		O
<i>Juncus bulbosus</i>	1			1	O
<i>Juncus effusus</i>	197	16	135	46	B2.1
<i>Juncus tenuis</i>	991	68	811	112	B2.2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2			2	B2.1
<i>Matricaria discoidea</i>	10	4	6		O
<i>Milium effusum</i>	7	2	5		B1.1
<i>Peplis portula</i>	2			2	O
<i>Persicaria hydropiper</i>	14			14	O
<i>Plantago lanceolata</i>	1			1	B2.2
<i>Plantago major</i>	1564	1445	9	110	O
<i>Poa annua</i>	85	58	2	25	O
<i>Poa pratensis</i>	190	91	19	80	B2.1
<i>Poa trivialis</i>	10	2	1	7	B2.1
<i>Prunella vulgaris</i>	3	3			B2.2
<i>Ranunculus acris</i>	5			5	B2.2
<i>Ranunculus repens</i>	1	1			B2.1
<i>Ranunculus sceleratus</i>	2	2			O
<i>Rubus idaeus</i>	5	4		1	A2
<i>Rumex sanguineus</i>	9		8	1	B1.1
<i>Sagina procumbens</i>	23	9	8	6	O
<i>Scrophularia nodosa</i>	1		1		B1.1

Arten	Gesamt	AT	NI	LD	Biotopbindung
<i>Sonchus asper</i>	1			1	O
<i>Sonchus oleraceus</i>	2		1	1	O
<i>Spergularia rubra</i>	1			1	O
<i>Stellaria media</i>	153	82	16	55	B2.2
<i>Trifolium repens</i>	2	1		1	B2.2
<i>Triticum aestivum</i>	11	10		1	O
<i>Urtica dioica</i>	24311	20831	1187	2293	B2.1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2			2	B2.1
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	1			B2.1
<i>Veronica montana</i>	1	1			B1.1
<i>Veronica officinalis</i>	1		1		B2.1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	9	5		4	O
<i>Viola arvensis</i>	1		1		O
Summe	28009	22910	2283	2816	
Artenzahl	59	33	31	35	

In allen drei Gebieten erreicht die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) die höchsten Keimlingszahlen, besonders ausgeprägt in den Albsfelder Tannen (Tab. 29). Aus diesem Gebiet stammen 82 % aller gekeimten Diasporen. Allein die Brennnessel hat daran einen Anteil von 74 %. Lediglich zwei weitere Arten (*Plantago major* und *Juncus tenuis*) sind mit mehr als 1 % an der Gesamtzahl der Keimlinge beteiligt. Von insgesamt 19 Arten wurden mindestens 10 Keimlinge beobachtet.

Die drei Untersuchungsgebiete unterscheiden sich deutlich in ihrem Spektrum an gekeimten Arten (Tab. 30). Mehr als die Hälfte der Arten konnte jeweils nur in einem der drei Gebiete nachgewiesen werden. Ein Blick auf die Keimungszahlen zeigt jedoch, dass mit einer Ausnahme (*Bellis perennis*) die 11 individuenstärksten Arten in allen drei Gebieten vorkommen (Tab. 29). Bei einzelnen dieser Arten sind ausgeprägte regionale Schwerpunkte zu erkennen, von denen der auffälligste (*Urtica dioica* in den Albsfelder Tannen) bereits genannt wurde. Trotz der Differenzen im Arteninventar gibt es bei den mittleren Artenzahlen in den drei Untersuchungsgebieten kaum Unterschiede (2,2 bzw. 2,4 Arten pro 100 g TS, Tab. 29).

Tab. 30: Charakteristische Daten der Losungsproben, die in den drei Untersuchungsgebieten an jeweils fünf verschiedenen Terminen eingesammelt wurden.

	Termin der Probenahme	Anzahl Proben	rel. Anteil der Proben mit keimten Diasporen (%)	Summe des Trockengewichts aller Proben (g)	Mittlere Zahl keimter Diasporen pro 100 g TS	Mittlere Zahl gekeimter <i>Urtica dioica</i> -Samen pro 100 g TS	Mittlere Zahl gekeimter Arten pro 100g TS
Albsfelder Tannen	10.05.	15	40	184,8	4,3	0,0	1,6
	12.06.	15	53	209,4	6,2	0,5	3,3
	23.07.	15	60	166,5	70,3	41,3	8,4
	15.08.	12	83	269,7	166,1	89,6	5,9
	04.10.	30	100	702,3	3178,0	2922,9	3,4
	Gesamt	87		1532,7	1494,8		2,2
Niendorf	15.05.	15	73	263,4	12,1	5,3	3,4
	07.07.	8	75	51,3	76,0	43,1	17,5
	23.07.	9	56	34,5	75,4	54,3	11,6
	20.08.	28	96	910,8	203,8	91,9	2,7
	01.11.	9	100	127,5	254,9	230,5	8,6
	Gesamt	69		1387,5	164,5		2,2
Pretzeter Landwehr	14.05.	15	47	444	6,1	0,0	2,3
	30.06.	12	50	69,6	17,2	2,9	11,5
	22.07.	16	100	510,9	347,4	298,8	3,9
	21.08.	16	100	371,1	215,6	170,1	4,0
	07.10.	5	80	48,0	404,2	277,1	33,3
	Gesamt	64		1443,6	195,1		2,4

Die Zahl der keimten Diasporen schwankt im Jahresverlauf stark (Tab. 30). Durchschnittlich in 53 % aller in den Monaten Mai und Juni eingesammelter Losungsproben wurden keimfähige Diasporen beobachtet, und dies auch nur in geringer Anzahl (Tab. 30). In den folgenden Monaten stieg die Zahl der Keimlinge an und erreichte Maximalwerte an den jeweils letzten Sammelterminen (Anfang Oktober in Albsfelder Tannen und Pretzeter Landwehr bzw. Anfang November in Niendorf).

Dieser Jahresgang ist in den Albsfelder Tannen besonders ausgeprägt. Hier werden beim letzten Beprobungstermin aufgrund der großen Menge an keimten *Urtica dioica*-Samen beinahe um das Zehnfache höhere Keimlingszahlen registriert als in den beiden anderen Gebieten (Tab. 30). Abweichungen von diesem allgemeinen Muster lassen sich bei getrennter Betrachtung der Keimungszahlen von *U. dioica* und der übrigen Arten erkennen. In der Pretzeter Landwehr findet sich die höchste Zahl gekeimter Brennessel-Samen bereits im Juli. Nach einem Rückgang im August werden im Oktober wieder annähernd die Juli-Werte

erreicht. Die übrigen Arten ohne *U. dioica* sind in Niendorf am zahlreichsten in den August-Proben anzutreffen.

Aufgrund seiner Nahrungsansprüche und der Anatomie des Verdauungstraktes wird das Rotwild von HOFMANN (1976) dem Intermediärtyp zwischen Konzentratselktierer und Grasfresser mit Tendenz zum Grasfresser zugeordnet oder auch als „Nahrungsoportunist“ (CORNELIUS und HOFMANN 1999) bezeichnet. Der tägliche Nahrungsbedarf des größten einheimischen wildlebenden Säugetieres wird von PRIEN (1997) mit 15 bis 20 kg Grünmasse pro Tier (bezogen auf 100 kg Lebendgewicht) angegeben. Dies entspricht einer Trockensubstanz (TS) von 3 bis 4 kg. Nach STUBBE et al. (1997) beträgt die Äsungsmenge je Tag 2 kg TS und nach WAGENKNECHT (2000) 3 kg TS. Der normale Verdauungsablauf des Rotwildes basiert auf einem ausreichenden Angebot an Rauhfutter (HOFMANN 1978). Der Grasanteil liegt im Jahresdurchschnitt zumeist über 50 % (HOFMANN 1978), kann aber bei einem geringeren Angebot an grasbewachsener Fläche auch nur 20 % betragen (HOMOLKA 1990). In Ergänzung zur Äsung mit einem hohen Rohfaseranteil wird eine gewisse Menge an schnell verdaulicher, eiweißreicher Nahrung benötigt. Als Ergebnis einer Zusammenschau europäischer Literatur zur Nahrungszusammensetzung des Rotwildes werden nach GEBERT und VERHEYDEN-TIXIER (2001) mindestens 145 Pflanzenarten als Äsung aufgenommen. Nach Pansenuntersuchungen von DZIECIOLOWSKI (1969) in Polen ist diese Zahl mit 265 Arten sogar noch deutlich höher. Zu den bevorzugten Äsungsflächen des Rotwildes während der Vegetationsperiode gehören Waldwiesen, grasbewachsene Blößen, Waldwege und landwirtschaftliche Flächen, so dass ihm ein artenreiches Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Dies kommt in dem breiten Spektrum der in der Rotwildlosung nachgewiesenen Arten zum Ausdruck. Durch die gute Anpassungsfähigkeit des Äsungsverhaltens an das jeweils gegebene Nahrungsangebot werden die Unterschiede im gefundenen Artenspektrum und in den ausgebreiteten Diasporenmengen zwischen den drei Untersuchungsgebieten erklärbar (s. a. HOMOLKA 1990; MALO et al. 2000).

In den drei Untersuchungsgebieten werden vom Rotwild je nach Jahreszeit im Mittel zwischen 10 und 934 keimfähige Diasporen pro Tag (mit einer Spanne von 2 bis 1473 bei minimaler und maximaler täglicher Defäkationsrate) ausgebreitet. Die Diasporenzahlen steigen in allen drei Gebieten ebenso wie bei WELCH (1985) vom Frühjahr zum Herbst hin an (Tab. 30). Unter Berücksichtigung des extrem hohen Aufkommens von *Urtica*-Keimlingen im Oktober 2002 in den Albsfelder Tannen beläuft sich der Höchstwert sogar auf 7341 ausgebreitete Diasporen pro Tag. Allerdings liegt selbst dieser sehr hohe Wert aus Albsfelde

noch 60 % unterhalb einer Angabe von MALO und SUÁREZ (1995), die für Rotwild eine Zahl von bis zu 20.000 ausgebreiteten Diasporen pro Tag angeben. Die Untersuchungen wurden in einer mediterranen Waldsavanne in Spanien durchgeführt, einem Gebiet mit Winterregen und sommerlicher Trockenzeit. Die Autoren berichten von einer starken saisonalen Variation der Diasporengehalte und Artenzahlen in der Losung mit maximalen Werten Mitte Juli (Diasporenzahl) bzw. Mitte Juni (Artenzahl), d. h. am Ende der Vegetationsperiode des Frühjahrs, vor der Sommertrocknis. Der Jahresverlauf wird mit der Abhängigkeit von der Phänologie der Pflanzenarten erklärt und spiegelt das veränderte Nahrungsangebot im Jahresgang wider. Die Zahl an gekeimten Pflanzenarten ist in den hier ausgewerteten Losungsproben ebenfalls einem Jahresgang unterworfen mit hohen Werten in allen drei Gebieten Ende Juni/Juli (Tab. 30). In Niendorf und der Pretzter Landwehr tritt noch ein zweites Maximum im Herbst auf, während zu diesem Zeitpunkt die Losung aus den Albsfelder Tannen durch *Urtica*-Diasporen dominiert ist.

3.6.3 Vergleich der Tierarten

Die mittleren Diasporenzahlen über den gesamten Untersuchungszeitraum liegen beim Rotwild mit Werten von 165 (Niendorf), 195 (Pretzter Landwehr) und 1495 (Albsfelder Tannen) Diasporen pro 100 g TS erheblich höher als die Werte, die in benachbarten Gebieten für Rehwild (111 Diasporen pro 100 g TS) und für Schwarzwild (34 Diasporen pro 100 g TS) im Mittel über das Jahr 2001 gefunden wurden. Die Angaben von HEINKEN et al. (2001) aus Erhebungen in Brandenburg für diese beiden Wildarten sind mit 61,2 (Reh) bzw. 2,2 und 2,4 (Wildschwein in je einem Untersuchungsgebiet) Diasporen pro 100 g TS noch deutlich niedriger. Diese niedrigen Werte sind vermutlich dadurch erklärbar, dass die Untersuchungen nur in jeweils einem Gebiet durchgeführt wurden, während bei SCHMIDT et al. (IN VORB.) die Beprobung in vegetationskundlich sehr unterschiedlichen Gebieten erfolgte. Die Zahl der im Jahresverlauf in der Rotwildlosung gekeimten Arten beträgt in den drei Gebieten zwischen 31 und 35 Arten, insgesamt wurden über alle Gebiete 59 Arten in den Keimschalen gezählt. In der Rehwildlosung keimten 36 Pflanzenarten, in der Schwarzwildlosung 51 Arten. Damit erweist sich das Rotwild als wichtiger Vektor für die endozoochore Ausbreitung von Pflanzenarten, ungeachtet der Unsicherheiten bei der Berechnung der täglich ausgebreiteten Diasporenmenge. Diese Ausbreitungsfunktion bezieht sich allerdings nur in wenigen Fällen auf Krautschichtarten mit einer engen Bindung an Wälder und auf Gehölze.

Unter den 11 häufigsten beim Rotwild gefundenen Arten keimten *Urtica dioica*, *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Stellaria media* und *Sagina procumbens* auch in den Losungsproben

von Reh- und Schwarzwild in größerer Anzahl. Jeweils etwa ein Viertel aller Arten treten bei mindestens zwei bzw. bei allen drei Schalenwildarten auf (Tab. 31). Beim Rotwild finden sich im Vergleich zu den beiden anderen Wildarten die höchsten Anzahlen an nur von dieser Wildart ausgebreiteten Pflanzenarten, wobei der Zusammenhang zwischen Artenzahl und Losungsmenge zu beachten ist (die eingesammelte Losungsmenge steigt vom Reh- über das Schwarz- zum Rotwild hin an). Zudem sind bei Reh- oder Schwarzwild ausschließlich solche Arten exklusiv verbreitet, von denen nur eine und wenige Pflanzen keimten (Tab. 31). Dagegen werden ausschließlich in der Losung des Rotwildes auch Arten gefunden, die in größerer Anzahl als Keimlinge aufliefen (insbes. *Cerastium holosteoides*, *Bellis perennis* und *Deschampsia cespitosa*, s. Tab. 31).

Tab. 31: Vergleich der in der Rotwildlosung aus drei Untersuchungsgebieten bzw. in der Losung von Rot-, Reh- und Schwarzwild insgesamt gekeimten Pflanzenarten und Diasporenmengen (zu den Daten von Reh- und Schwarzwild vgl. SCHMIDT et al. IN VORB.). * = Anzahl der gekeimten Diasporen ohne *Urtica dioica*.

Rotwild: Vergleich der drei Untersuchungsgebiete	Artenzahl (rel. Anteil in %)	Gekeimte Diasporen	Vergleich Rot-, Reh- und Schwarzwild	Artenzahl (rel. Anteil in %)	Gekeimte Diasporen
Albsfelder Tannen (AT)	10 (17)	62	Rotwild (Row)	28 (32)	366
Niendorf (NI)	9 (15)	14	Rehwild (Rew)	5 (6)	8
Pretzter Landwehr (LD)	13 (22)	39	Schwarzwild (Schw)	15 (17)	25
AT und NI	5 (8)	34	Row und Rew	4 (5)	50
AT und LD	5 (8)	29	Row und Schw	9 (10)	160
NI und LD	4 (7)	37	Rew und Schw	9 (10)	53
AT, NI und LD	13 (22)	27794 (*3483)	Row, Rew und Schw	18 (21)	28977 (*4553)

Die Unterschiede im Hinblick auf Felleigenschaften, Nahrungswahl und Verhalten der beiden in Mitteleuropa häufigsten und am weitesten verbreiteten Schalenwild-Arten wirken sich auch auf das Artenspektrum und die Arten- und Individuenzahlen der ausgebreiteten Gefäßpflanzen aus. Aufgrund der groben Struktur (Deckhaare und Unterwolle) ist die Decke von Wildschweinen ein deutlich besseres Transportmedium für Diasporen als das glatte Fell des Rehs. Rehe investieren viel Zeit, um ihr Fell mehrmals täglich zu putzen. Dabei kämmen sie das Fell mit den auf jeder Seite drei spitzen und schmalen Zähnen im Unterkiefer durch. Solches Putzen ist bei Wildschweinen anatomisch unmöglich. Beim Schwarzwild können

zudem im Schlamm enthaltene Diasporen beim Suhlen an den Tieren anhaften und transportiert werden. Die Diasporenzahl im Fell von Wildschweinen beträgt daher das Dreizehnfache der bei Rehen festgestellten, die Artenzahl das Vierfache.

HEINKEN und RAUDNITSCHKA (2002) fanden beim Wildschwein im Vergleich zum Reh durchschnittlich pro Tier um das Neunzehnfache höhere Diasporen- und doppelt so hohe Artenzahlen. Die insgesamt höheren Zahlen pro erlegtem Tier (Reh: 16,2 Diasporen, 4,6 Arten; Wildschwein: 308,2 Diasporen, 9,1 Arten) sind vermutlich weitgehend methodisch verursacht, da HEINKEN und RAUDNITSCHKA (2002) sich auf direkt ausgezählte und nicht auf gekeimte Diasporen beziehen.

MROTZEK et al. (1999) fanden bei Frischlingen sogar 485 Diasporen bzw. 28 Arten, bei Überläufern 579 Diasporen bzw. 37 Arten und bei älteren Tieren 1554 Diasporen bzw. 51 Arten pro Tier. Auch bei MROTZEK et al. (1999) wurden die Diasporen direkt bestimmt. Die höheren Diasporen- und Artenzahlen dieser Autoren im Vergleich zu HEINKEN und RAUDNITSCHKA (2002) können durch andere Bodenbedingungen in den südniedersächsischen Schwarzwild-Lebensräumen erklärt werden. Die meist lehmigeren Böden haften in der Schwarzwilddecke besser als die eher sandigen Substrate in dem brandenburgischen Untersuchungsgebiet.

Das Wildschwein zeichnet sich zwar unter den Paarhufern durch eine einzigartige Vielfalt in der Nahrungswahl aus (BRIEDERMANN 1990), die Zahlen von Gefäßpflanzenarten und -individuen in der Losung von Rehen sind dennoch höher als beim Schwarzwild. Die für beide Tierarten nachgewiesenen Diasporenzahlen pro 100 g TS Losung bestätigen damit die in Brandenburg gewonnenen Ergebnisse von HEINKEN et al. (2001a). Allerdings keimten bei HEINKEN et al. (2001a) mit 61,2 (Reh) und 2,2 bzw. 2,4 (Wildschwein) Arten pro 100 g TS Losung deutlich weniger Pflanzen und Pflanzenarten als in der vorliegenden Untersuchung, obwohl die gleiche Methodik angewendet wurde.

Bei der Bewertung der endozoochoren Ausbreitung von Gefäßpflanzen durch Schwarzwild muss berücksichtigt werden, dass ein großer Teil der Nahrung aus Kulturpflanzen (Kartoffel, Mais, andere Getreidearten) besteht, die direkt vom Feld oder aus Fütterungen im Wald (Ablenkfütterung, KIRRUNG) stammen. Dementsprechend wurden hier sehr häufig Mais-, Hafer- und Weizenkörner in der Losung von Wildschweinen gefunden, die allerdings nie

keimten. Umfangreiche Mageninhaltsuntersuchungen bei Wildschweinen aus verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs (EISFELD & HAHN 1998) ergaben, dass im Wald aufgenommene „natürliche Nahrung“ dort nur etwas mehr als die Hälfte (56 %) des Nahrungsspektrums ausmachte, während Kulturpflanzen einen Mindestanteil der Nahrung von 44 % erreichten, davon 37 % aus Fütterungen und 7 % Feldfrüchte.

Für beide Schalenwild-Arten belegen die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten hohen Diasporenzahlen der Trittpflanze *Sagina procumbens*, dass die Nahrungsaufnahme oft im Bereich von Wegen und Wegrändern stattfindet (vgl. auch HEINKEN et al. 2001a). Auch andere häufiger nachgewiesene Arten wie *Carex remota*, *Juncus effusus*, *J. tenuis*, *Plantago major*, *Stellaria media* und *Urtica dioica* sind regelmäßig an diesen Standorten zu finden.

Die für Gefäßpflanzen vorgenommene Einstufung nach Beliebtheitsgraden als Rehwildäsung (z. B. KLÖTZLI 1965; ELLENBERG 1988) können zur Interpretation der Endozoochorie-Ergebnisse nur bedingt herangezogen werden, da sie sich in der Regel auf Blätter und Knospen und nicht auf Samen und Früchte beziehen. So wurde beispielsweise bisher angenommen, dass *Urtica dioica* von Rehen nicht gefressen (KLÖTZLI 1965; FISCHER 2000) und *Juncus effusus* lediglich zuweilen schwach verbissen wird (KLÖTZLI 1965).

Keimlinge von Sträuchern und Bäumen wurden nur selten in der Losung gefunden. Große Samen wie Eicheln und Bucheneckern, die eine wichtige Nahrungsgrundlage auch für das Rotwild bilden, werden offenbar direkt zerkaut (s. a. HEINKEN et al. 2002). Birkensamen liefen in Proben aus allen drei Gebieten auf (Tab. 29). Auch in Reh- und Schwarzwildlosung wurden von SCHMIDT et al. (IN VORB.) Birkenkeimlinge beobachtet. Beim Schwarzwild kann vermutet werden, dass die Samen im Rahmen ihrer grabend-wühlenden Nahrungssuche aufgenommen werden. Da Birkensamen sehr leicht sind, vom Wind verfrachtet werden und gelegentlich auf Blättern und Blüten aufliegen, könnte auch beim Rotwild eine zufällige Aufnahme der Samen erfolgen. Neben Birken keimten als einzige Vertreter von holzigen Gewächsen Himbeere (*Rubus idaeus*) und Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*). Beide Arten besitzen große fleischige Früchte, deren kleine Samen den Darmtrakt häufig unbeschadet durchlaufen. So wurde *R. idaeus* auch in der Losung von Rehwild sowie Damhirsch, Hase (HEINKEN et al. 2001) und Marder (SCHAUMANN & HEINKEN 2002) nachgewiesen. *V. myrtillus* trat ebenfalls in der Losung von Wildschweinen auf (HEINKEN et al. 2001; OHEIMB et al. (IN VORB.)).

3.6.4 Ausbreitungsdistanzen

Die Möglichkeit der Fernausbreitung von Pflanzenarten durch Endozoochorie ist sowohl abhängig von der Zeit, die zwischen Diasporenaufnahme und –abgabe liegt (Retentionszeit) als auch von den in dieser Zeit zurückgelegten Distanzen. Aufgrund der vergleichsweise kurzen Retentionszeiten von 20-24 h (BEHREND 1999) und meist kleiner Aktionsräume von 1 bis 7 ha bei Ricken mit Kitzen (MÜRI 1999) und bis zu etwa 30 bis 50 ha bei Böcken (ELLENBERG 1978) dürften Ausbreitungsdistanzen von einigen 100 m nur selten überschritten werden (vgl. HEINKEN et al. 2001a). Beim Wildschwein ermittelten SODEIKAT & POHLMAYER (1999) wesentlich größere Aktionsräume von 290 bis 1235 ha; im Laufe von 24 h werden jedoch gewöhnlich nicht mehr als 5 km zurückgelegt (BRIEDERMANN 1990). Damit sind beim Schwarzwild Ausbreitungsdistanzen von einem bis mehrere Kilometer zu erwarten, bei denen auch ein Diasporenaustausch zwischen benachbarten Waldgebieten möglich ist (vgl. HEINKEN et al. 2001a). Dies ist beim Reh nur bei Individuen zu erwarten, die sich gerade im Prozess der Abwanderung befinden.

Da die Anheftungsdauer der Diasporen am Fell und an den Hufen erheblich variieren kann, finden bei der Epizoochorie häufiger Ausbreitungsereignisse über große Distanzen statt als bei der Endozoochorie (BONN & POSCHLOD 1998). In diesem Zusammenhang können Abwanderungsbewegungen der Tiere zur Besiedlung neuer Lebensräume von besonderer Bedeutung sein. Für markierte Rehe sind dabei Strecken von mehr als 70 km belegt (ELLENBERG 1978), die meisten Individuen dispergieren allerdings über Distanzen von nur wenigen Kilometern oder auch nur einigen hundert Metern. Für Schwarzwild nennen SODEIKAT & POHLMAYER (2000) einen Durchschnitt für ihre markierten Tiere von 7,2 km (max. 23 km). BRIEDERMANN (1990) berichtet von Einzeltieren, die Wanderungen von bis zu 200 km durchgeführt haben.

Der hohe Anteil strukturierter, rohfaserreicher Nahrung erfordert beim Rotwild einen intensiveren Wiederkäuprozess als beim Konzentratselktierer Rehwild und führt zu höheren Retentionszeiten (PRIEN 1997). Diese werden mit 14 bis 41 Stunden angegeben. Die täglichen Wechsel zwischen Tageseinstand und Äsungsflächen erstrecken sich nach WAGENKNECHT (2000) meist über eine Entfernung von bis zu wenigen Kilometern. Die Distanzen, über die Pflanzenarten durch Rotwild nachweislich ausgebreitet wurden, beziffern HOMOLKA (1990) und MALO & SUÁREZ (1995) mit mehreren hundert Metern bis maximal 1,5 Kilometern. Die endozoochore Diasporenausbreitung durch Rotwild ist somit auch hinsichtlich der Distanzen sehr effektiv. Ähnlich hohe Werte werden für das ebenfalls großräumig aktive Schwarzwild

angegeben, während bei Rehwild Distanzen von wenigen hundert Metern selten überschritten werden (Lit. bei OHEIMB et al. (IN VORB.)).

3.6.5 Artenvielfalt und Biotopbindung

Die Ergebnisse der vorliegenden und die der oben zitierten Untersuchungen legen es nahe, die Rolle des Reh- und Schwarzwildes für Artenzusammensetzung und Gefäßpflanzen-Diversität im Wald neu zu bewerten. Die beiden Schalenwild-Arten wurden bisher vor allem unter dem Aspekt der Herbivorie (Verbissschäden) gesehen (z. B. PRIEN 1997; KRIEBITZSCH et al. 2000), sie sind jedoch für Gefäßpflanzen Prädatoren und Ausbreitungsvektoren zugleich. Dass die Waldbodenvegetation unter Schalenwild-Einfluss artenreicher sein kann als in gezäunten Vergleichsflächen, belegen OHEIMB et al. (2003) für Buchen- und Buchenmischwälder Ost-Holsteins sowie NESSING & ZERBE (2002) für bodensaure Kiefernwälder in Brandenburg. In den von OHEIMB et al. (2003) untersuchten Beständen ist die Zahl eingewanderter Arten in Nicht-Zaun-Flächen signifikant höher als in Zaun-Flächen, und die mittleren Artenzahlen der nicht verholzenden Arten der Krautschicht steigen auf nicht gezäunten Flächen im Laufe der Beobachtungsjahre an. In Zaun-Flächen wurde dagegen eine rückläufige Deckungsgrad-Entwicklung von Gräsern und Grasartigen festgestellt. Eine der Arten, die bei NESSING & ZERBE (2002) in ungezäunten Beständen signifikant häufiger auftreten, ist *Stellaria media*; dies ist mit endozoochorer Ausbreitung durch Schalenwild erklärbar (vgl. Tab. 28).

Sowohl die Ergebnisse der vorliegenden als auch von vergleichbaren Untersuchungen verdeutlichen allerdings, dass weitgehend auf Wälder beschränkte Arten der Waldbodenvegetation (Waldartengruppe B1) nur geringe Anteile an der Gesamtzahl der endo- und epizoochor durch Reh- und Schwarzwild ausgebreiteten Diasporen haben. *Urtica dioica* und *Deschampsia cespitosa* als zwei im Wald wie im Offenland verbreitete Arten waren auch bei MROTZEK et al. (1999) mit zusammen 65 % an der in Wildschweinfellen nachgewiesenen Gesamtdiasporenmenge beteiligt. Nach Ergebnissen von HEINKEN & RAUDNITSCHKA (2002) erreichten Arten dieser Gruppe im Fell von Reh- und Schwarzwild jeweils etwa die Hälfte der Gesamtdiasporenmenge; weitgehend auf Wälder beschränkte Gefäßpflanzenarten (inklusive Gehölze) hatten einen Anteil von ca. 38 % beim Wildschwein und etwa 21 % beim Reh. Der Anteil endozoochor ausgebreiteter Gefäßpflanzenarten, die weitgehend an Wald gebunden sind, lag in den von HEINKEN et al. (2001a) untersuchten brandenburgischen Waldgebieten für Schwarzwild bei 2,6 bzw. 7,2 % während Offenlandarten 72,2 bzw. 47,3 % erreichten. In der Losung von Rehwild konnten weitgehend an Wald gebundene Gefäßpflanzenarten nicht

gefunden werden, und Offenlandarten dominierten mit einem Anteil von 97,9 % an der Gesamtdiasporenmenge. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen unterstreichen damit die in der Diskussion um „historisch alte Waldstandorte“ hervorgehobene Bedeutung der Habitatkontinuität für an Wald gebundene Gefäßpflanzenarten (z. B. WULF 1997), denen Anpassungen an Fernausbreitung weitgehend fehlen.

Bäume, Sträucher sowie vorwiegend in geschlossenen Wäldern, an Waldrändern und Waldverlichtungen verbreitete Arten der Krautschicht (Gruppen A1, A2, B1.1 und B1.2) kamen in den Rotwildproben lediglich in geringer Arten- und Diasporenzahl vor (Abb. 52 und Abb.53). Aus der Gruppe der 169 Waldgefäßpflanzenarten, die in Norddeutschland eng an Wälder gebunden sind (B1.1), liefen lediglich 6 Arten mit wenigen Individuen in den Losungsproben auf (Tab. 29). Deutlich höhere Anteile an den Artenzahlen erreichen die sowohl im Wald als auch im Offenland verbreiteten Arten (B2.1 und B2.2). Die Offenlandarten stellen die größte Artengruppe dar (Abb. 52). Aufgrund der zahlenmäßig überragenden Dominanz der Brennnessel-Samen übertreffen die Diasporenzahlen der im Wald wie im Offenland zu findenden Arten (B2.1) diejenigen der Gruppe B2.2 (Arten mit Schwerpunkt im Offenland, die aber regelmäßig auch im Wald vorkommen) und den Offenlandarten (Abb. 53). Werden nur die Diasporen der übrigen Arten ohne *U. dioica* betrachtet, haben die Offenland-Arten (O) ebenso wie bei den Artenzahlen insgesamt die größten Anteile.

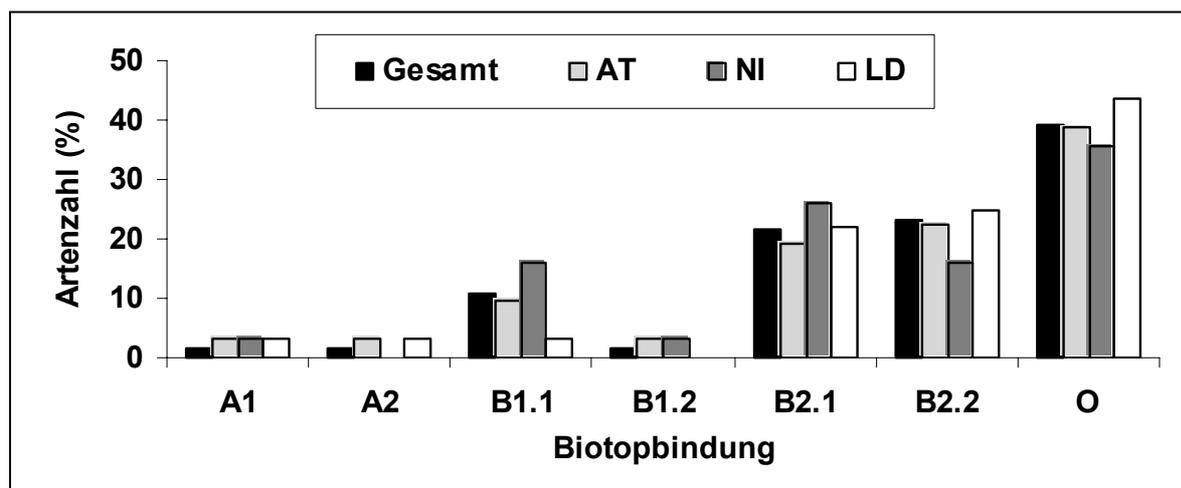


Abb. 52: Prozentuale Anteile der endozoochor ausgebreiteten Arten an der Gesamtartenzahl in Abhängigkeit ihrer Biotopbindung. Abk. der Waldgebiete: s. Tab. 31. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2002b).

3.6.6 Charakteristika der ausgebreiteten Pflanzenarten

Bei einem Vergleich des Lebensformspektrums zwischen den vom Rotwild ausgebreiteten Arten und den stenotopen Waldarten (Gruppe B1.1) treten die größten Unterschiede bei den Geophyten und Therophyten auf (Abb. 54). Von den in der Rotwildlösung gekeimten Arten stellen die Einjährigen die zweitgrößte Gruppe und die Geophyten spielen eine zu vernachlässigende Rolle. Dies ist bei den stenotopen Waldarten genau umgekehrt. Eine Auswertung der Strategietypen nach GRIME et al. (1988) ergibt ebenfalls Unterschiede: ruderale Arten überwiegen in der Rotwildlösung, die typischen Waldarten zeichnen sich durch hohe Anteile an Stresstoleranz aus (Abb. 54).

Bei den Versuchen keimten aus der Rotwildlösung zu 67 % Arten mit sehr leichte Diasporen (Gewicht bis zu 0,5 mg, s. Abb. 55). Die stenotopen Waldarten haben Diasporengewichte schwerpunktmäßig über 0,5 mg. Insgesamt 76 % der Waldarten besitzt Diasporen, die in Diasporenbankuntersuchungen als nur vorübergehend im Boden befindlich charakterisiert werden ($LI \leq 0,3$, Abb. 55), darunter 50 %, die einen Longevity Index von 0 aufweisen. Für diese Arten gibt es somit keinen Hinweis auf eine Lebensfähigkeit ihrer Diasporen im Boden, die über die Dauer von einem Jahr hinausgeht. Nur etwa ein Fünftel der Waldarten zeichnet sich durch LI-Werte $\geq 0,5$ und damit durch eine längerfristiges Verweilen in der Diasporenbank aus. Dagegen produzieren zwei Drittel der in der Rotwildlösung gekeimten Arten Diasporen, die langfristig im Boden keimfähig bleiben. Die einzige Art, für die der $LI = 0$ beträgt, ist der Saat-Weizen (*Triticum aestivum*).

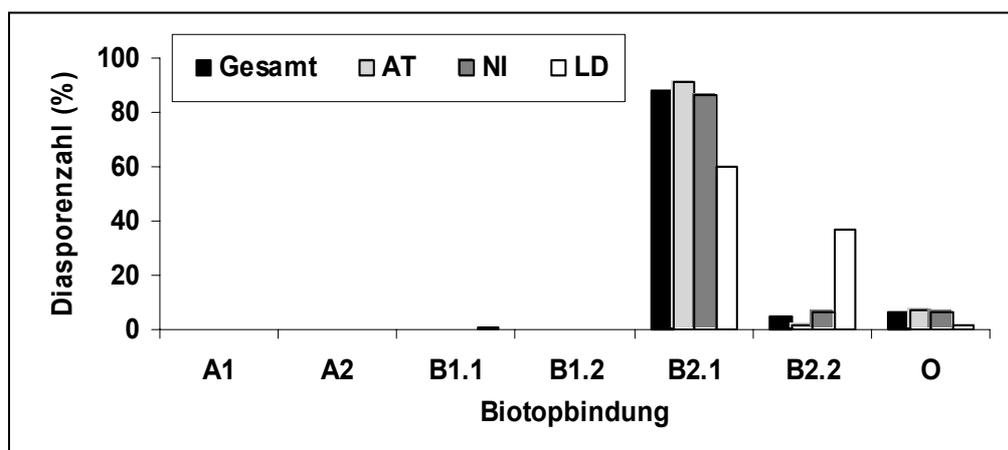


Abb. 53: Prozentuale Anteile der Diasporenzahlen an der Gesamtzahl gekeimter Diasporen in Abhängigkeit der Biotopbindung. Abk. der Waldgebiete: s. Tab. 31. Biotopbindung gemäß SCHMIDT et al. (2002b).

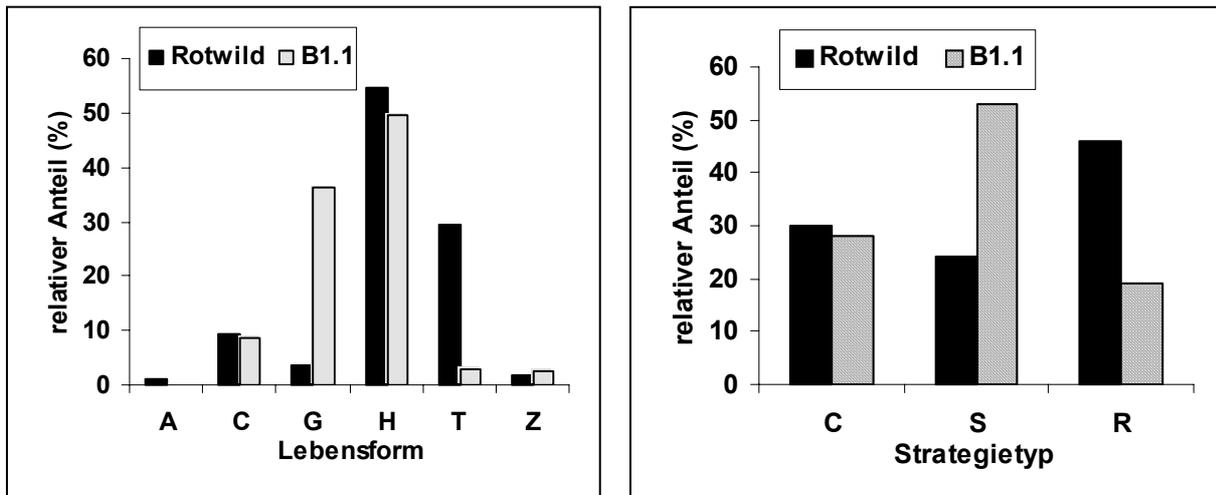


Abb. 54: Prozentuale Anteile an der Anzahl der in der Rotwildlösung gekeimten Arten und der stenotopen Waldarten (Gruppe B1.1 nach SCHMIDT et al. 2002b) nach der Lebensform (links) und dem Strategietyp (rechts). Lebensformen: A: Hydrophyt; C: Chamaephyt; G: Geophyt; H: Hemikryptophyt; T: Therophyt; Z: holziger Chamaephyt (Zwergstrauch). N (= Anzahl der Arten) (Rotwild) = 55; N(B1.1) = 168. Strategietyp: C: Konkurrenz; S: Stress-Toleranz; R: ruderale Strategie. N(Rotwild) = 46; N(B1.1) = 42.

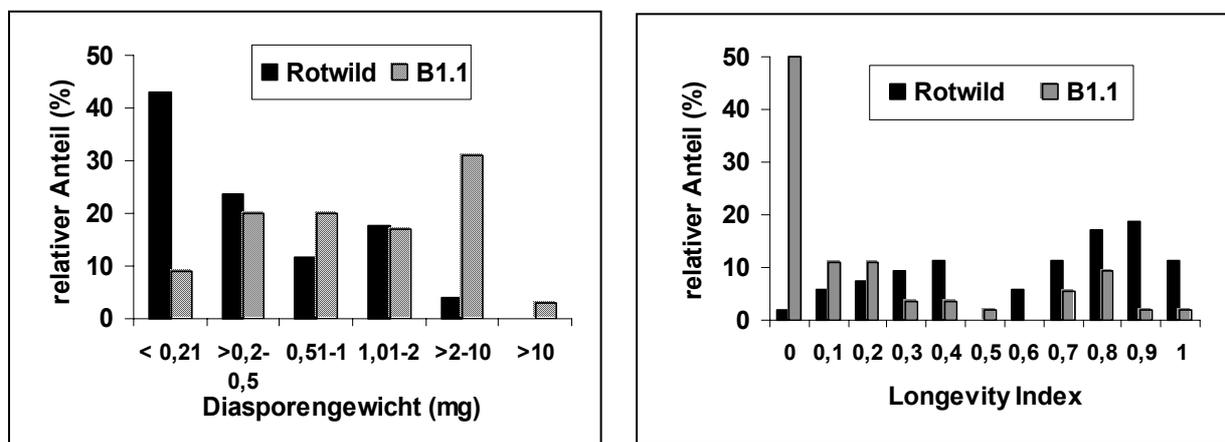


Abb. 55: Spektren des Diasporengewichts (links) und der Überdauerung in der Diasporenbank (Longevity Index rechts) der vom Rotwild ausgebreiteten Arten und der stenotopen Waldarten. Links: N(Rotwild) = 49; N(B1.1) = 35; rechts: N(Rotwild) = 53; N(B1.1) = 54.

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen den Befund, dass durch Schalenwild in erster Linie im Wald wie im Offenland vorkommende Arten sowie Offenlandarten endozoochor ausgebreitet werden (vgl. HEINKEN et al. 2001, SCHMIDT et al. IN VORB.). Hinsichtlich der

Biotopbindung sind die relativen Anteile an den Artenzahlen annähernd identisch mit denen bei Reh- und Schwarzwild (SCHMIDT et al. IN VORB.). Die relativen Anteile an den Diasporenzahlen verhalten sich ähnlich wie beim Rehwild, wo mit *Juncus effusus*, *Urtica dioica* und *Poa pratensis* drei Arten der Gruppe B2.1 die Keimlingszahlen dominieren (relative Anteile 71, 7,1 bzw. 4,3 %). Rotwild trägt somit hauptsächlich Diasporen von den bevorzugten Äsungsflächen während der Vegetationsperiode (Waldwiesen und -wegen, Aufflichtungen, Schlagfluren oder landwirtschaftlichen Flächen) in die Wälder. Dort schaffen aber erst forstliche Maßnahmen wie Holzeinschläge oder natürliche Störungen wie Windwürfe die Möglichkeiten für die Etablierung dieser Arten (GILL & BEARDALL 2001, OHEIMB 2003).

Bei Untersuchungen zur endozoochoren Ausbreitung werden Arten mit morphologischen Anpassungen der Diasporen an vielfältige Ausbreitungstypen gefunden (HEINKEN et al. 2002, PAKEMAN et al. 2002). Auffällig ist jedoch, dass Arten mit kleinen, harten Samen in den Keimungsversuchen dominieren (Abb. 55), die häufig keine besonderen Anpassungen an einen bestimmten Ausbreitungsvektor haben. In Kanninchen- und Schaflosung britischer Grünland- und Heideflächen besaßen Samen mit der Merkmalskombination „klein, rund und harte Schale“ hohe Keimungsraten, während große oder längliche Samen nicht oder nur in einem geringen Ausmaß keimten (PAKEMAN et al. 2002). Diese Ergebnisse unterstützen die „*foliage is the fruit*“-Hypothese von JANZEN (1984), wonach große Herbivore mit Blättern und Sprossachsen unbeabsichtigt auch Fruchtstände aufnehmen und die Samen endozoochor ausbreiten, sofern sie klein, hart und unauffällig genug sind, um den Kauvorgang und die Verdauung unbeschadet zu überstehen.

Diese Eigenschaften von Samen, die sie die Passage durch den Verdauungsapparat überstehen lassen, sind ebenfalls entscheidend für die Fähigkeit, eine dauerhafte Diasporenbank im Boden aufzubauen (BAKKER et al. 2000). Damit scheinen ähnliche Anpassungen der Diasporen erforderlich zu sein, um eine Darmpassage zu überleben und im Boden überdauern zu können (PAKEMAN et al. 2002). Viele stenotope Waldarten produzieren hingegen relativ große Samen, da dadurch die negativen Einflüsse von Lichtmangel und Streuauflage auf die Etablierung aus Samen verringert werden können (ERIKSSON 1995). Entsprechend sind Waldgesellschaften überwiegend durch Arten charakterisiert, die keine oder lediglich eine kurzfristige Diasporenbank im Boden aufweisen (BEKKER et al. 1998, THOMPSON et al. 1998). Unter den 54 stenotopen Waldarten, für die in der Datenbank von THOMPSON et al. (1997)

mindestens 4 Einträge gegeben sind, erreichen lediglich 10 Arten einen Longevity Index $\geq 0,7$ (Abb. 55). Fünf der sechs krautigen Arten der Gruppe B1.1, die bei den Losungsuntersuchungen gefunden wurden, gehören zu diesen stenotopen Waldarten, die eine langfristige Diasporenbank aufbauen (*Carex remota*, *Carex sylvatica*, *Rumex sanguineus*, *Scrophularia nodosa* und *Veronica montana*). Werden zusätzlich die Ergebnisse von SCHMIDT et al. (IN VORB.) zur Endozoochorie von Reh- und Schwarzwild betrachtet, dann erhöht sich die Zahl der ausgebreiteten stenotopen Waldarten um 2 (*Cardamine amara* und *Epilobium montanum*). Die Samen beider Arten wiegen weniger als 0,5 mg und für *Epilobium montanum* ist ein Überdauern in der Diasporenbank des Bodens belegt (für *Cardamine amara* ist lediglich 1 Nachweis aufgeführt). Größe und Form der Diasporen scheinen damit neben den Äsungspräferenzen und dem Diasporenangebot wesentliche Faktoren zu sein, die die geringen Keimungsraten von stenotopen Waldarten in der Losung bestimmen (vgl. HEINKEN et al. 2001).

Ein Vergleich der Verteilung der Lebensformen in der Gruppe B1.1 mit den Lebensformen der in der Losung gekeimten Arten ergibt große Unterschiede für die Geophyten und die Therophyten (Abb. 54). Geophyten in Wäldern sind zumeist durch Samen mit hohem Gewicht, die in verhältnismäßig geringer Anzahl produziert werden, gekennzeichnet (BIERZYCHUDEK 1982; HEINKEN et al. 2002). Zudem vergilben sie häufig mit der Samenreife, so dass keimfähige Samen nicht parallel zur Blattäsung aufgenommen werden. Damit besteht eine geringe Wahrscheinlichkeit, keimfähige Diasporen dieser Arten in der Rotwildlosung zu finden. Die Therophyten sind dagegen in der Losung im Vergleich zur Gruppe B1.1 überrepräsentiert. Diese Arten besitzen einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt an häufig gestörten Plätzen des Offenlandes: 84 % sind Offenlandarten und der relative Anteil der ruderalen Strategie nach GRIME et al. (1988) beträgt 90 %. Sie sind auf eine effektive Ausbreitung durch Samen angewiesen und haben nicht wie viele typische Waldarten die vegetative Reproduktion als alternative Strategie zur Verfügung.

3.6.7 Bedeutung von *Urtica dioica* für das Rotwild

Zur Beliebtheit der Brennnessel als Rotwildäsung liegen sehr widersprüchliche Angaben vor. ENTZEROOTH (1979), PETRAK (1982) und KRAUS (1987) geben an, dass *Urtica dioica* vom Rotwild gemieden wird. KRAUS (1987) weist der Brennnessel auf einer Skala von 1 bis 5 den niedrigen Bevorzugungsgrad von 1,5 zu. Demgegenüber werden nach WAGENKNECHT (2000) die jungen Triebspitzen von Brennnesseln vom Rotwild bevorzugt geäst.

Nach HATLAPA (1988) verbeißen führende Alttiere bevorzugt die Blüten der Brennnessel während der hohen Laktationsphase in den Monaten Juni bis August mit Schwerpunkt im Juli. Dagegen beteiligen sich Spießer und Rotschmaltiere weniger am Brennnesselverbiss. HATLAPA (1988) führt dies auf die milchtreibende Wirkung der Brennnessel zurück. Ein besonders starker Verbiss an *U. dioica* im Juli deckt sich mit dem Zeitpunkt des maximalen Keimlingsaufkommens der Brennnessel in der Pretzter Landwehr. Allerdings führt HATLAPA (1988) weiter aus, dass bei den monatlich eingesammelten Losungsproben in den drei o. g. Monaten Brennnesselkeimlinge aufliefen, diese Art jedoch im September aus der Losung verschwand. In der vorliegenden Arbeit steigen dagegen die Keimlingszahlen im Zeitraum von August bis Oktober/November stark an. Die extrem hohen Diasporenzahlen der Brennnessel im Bereich der Albsfelder Tannen sind möglicherweise dadurch erklärbar, dass die Waldvegetation sich vor allem aus krautschichtarmen Drahtschmielen-Buchenwäldern und Nadelholzbeständen zusammensetzt. Das Nahrungsspektrum für das Rotwild ist dadurch im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungsgebieten insbesondere im Herbst eingeschränkt, da zu diesem Zeitpunkt auch die Felder abgeerntet sind.

In den untersuchten Waldgebieten konnte häufig beobachtet werden, dass nicht die Blätter der Großen Brennnessel, wohl aber deren Fruchtstände vom Rotwild abgeäst wurden. Dabei steigert das lang andauernde Anhaften der Früchte an den *Urtica*-Pflanzen („Wintersteher“) die Chancen für den endozoochoren Transport. Auch von anderen Schalenwildarten wird die Brennnessel endozoochor ausgebreitet. HEINKEN et al. (2001) und SCHMIDT et al. (IN VORB.) geben bei Dam-, Reh- und Schwarzwild relative Anteile der Brennnessel von 2 bis 7 % an der Gesamtzahl der aus Losungsproben gekeimten Pflanzen an.

3.7 Telemetrische Untersuchungen

~~wird nachgeliefert~~

Die Ergebnisse der telemetrischen Untersuchungen befinden sich im Anhang ab Seite 340.

3.8 Ausbreitung und Verjüngung der Vogel-Kirsche (*Prunus avium*)

3.81 Waldgesellschaften

Typischerweise ist die Vogel-Kirsche in den Übergangszonen zwischen feuchten und trockenen Eichen-Hainbuchen-Wäldern anzutreffen. Seltener ist sie in Kiefer-Stieleichen-, Eichen-Eschen-, Eichen-Buchen- und Eschen-Hainbuchen-Wäldern zu finden.

Eine der häufigsten Waldgesellschaften, in denen man *Prunus avium* antreffen kann, ist das *Carpinion betuli* (Eichen-Hainbuchen-Mischwald, OBERDORFER 1957), das im Flach- und Hügelland dort zu finden ist, wo die Rotbuche der Eiche und Hainbuche unterlegen ist. Viele

dieser Mischwälder sind aus ehemaligen Rotbuchenwäldern durch Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung als Sekundärgesellschaften hervorgegangen (HOFMEISTER 1990).

In den oberen Baumschichten herrschen hier Stiel- und Traubeneichen vor, darunter ist die Hainbuche zu finden. Dabei lassen die Baumkronen in naturnahen Beständen nur wenig Licht durch, sodass eine dichte Strauchschicht nur in Wäldern mit starker menschlicher Beeinflussung anzutreffen ist. Die Bodenvegetation ist dagegen fast immer üppig ausgebildet und bildet in reicheren Beständen einen ausgeprägten Frühjahrsaspekt.

Neben der Vogel-Kirsche kommen in solchen Mischwäldern auch Berg- und Feldahorn, Esche, Vogelbeere, Winterlinde sowie Rotbuche vor. Bei den Sträuchern findet man Hasel, Weißdornarten, Rote Heckenkirsche, Roter Hartriegel, Schwarzdorn, Gewöhnlichen Schneeball und Pfaffenhütchen.

Der Eichen-Hainbuchen-Mischwald lässt sich nach OBERDORFER (1957) weiterhin in zwei Assoziationen, das *Galio-Carpinetum* und das *Stellario-Carpinetum*, untergliedern.

Das *Galio-Carpinetum*, der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald, ist eine subkontinentale Waldgesellschaft in wärmeren Regionen Mittel- und Süddeutschlands. Im Nord-Westen Deutschlands ist sie dagegen nur selten anzutreffen. In zwei der vier Ausbildungsformen dieser Assoziation – *Galio-Carpinetum asaretosum* (Haselwurz-Waldlabkraut-Hainbuchenwald) und *Galio-Carpinetum typicum* (Typischer Waldlabkraut-Hainbuchenwald) – können aufgrund der Standortverhältnisse auch Vogel-Kirsche anzutreffen sein. Auf den trockenen, warmen und basenreichen Böden des *Galio-Carpinetum primuletosum* (Wiesen-Schlüsselblumen-Waldlabkraut-Hainbuchenwald) sowie auf den nährstoff- und basenarmen, in der Regel sandigen Böden des *Galio-Carpinetum luzuletosum* (Hainsimsen-Waldlabkraut-Hainbuchenwald) ist *Prunus avium* kaum vertreten.

Das *Stellario-Carpinetum* (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald) ist hingegen eine subatlantische Waldgesellschaft vornehmlich in Nordwestdeutschland. Auf frischen Talböden ist sie aber auch in Süddeutschland anzutreffen. Zwei der drei Ausbildungsformen dieser Assoziation sagen *Prunus avium* besonders zu: Zum einen im *Stellario-Carpinetum stachyetosum* (Waldziest-Eichen-Hainbuchenwald), der auf feuchten, nährstoff- und basenreichen Lehm- und Tonböden mit guter Streuzersetzung (Mull) in Mulden und Senken anzutreffen ist und

dessen Böden vergleht oder pseudovergleht sind. Neben den Baumarten Esche, Ulme und Schwarzerle sind hier insbesondere Wald-Ziest- (Wald-Ziest, Großblütiges Springkraut), Hexenkraut- (Gewöhnliches Hexenkraut, Hohe Schlüsselblume, Gold-Hahnenfuß, Riesen-Schwengel, Scharbockskraut, Aronstab), Mädesüß- (Mädesüß, Wiesen-Schaumkraut) sowie Brennnessel-Gruppen (Große Brennnessel, Gundermann) charakteristisch.

Prunus avium ist außerdem im *Stellario-Carpinetum typicum* (Typischer Eichen-Hainbuchenwald), der frische Böden mittleren Basengehalts bevorzugt, vergesellschaftet. Im *Stellario-Carpinetum loniceretosum* (Geißblatt-Eichen-Hainbuchenwald), der auf nährstoff- und basenarmen, in der Regel sandigen Böden stockt, ist die Vogel-Kirsche dagegen nicht zu finden.

Nicht nur wegen der guten Wuchsleistung und der hohen holzwirtschaftlichen Bedeutung der Eichen, sondern auch wegen ihrer ökologischen Vielfalt gelten die Eichen-Hainbuchen-Mischwälder „als Waldgesellschaft mit einer vielfältigen Flora und Fauna erhaltens- und schützenswert, besonders in Gebieten, in denen Eichen-Hainbuchenwälder nur als Reste erhalten sind“ (HOFMEISTER 1990, S. 170), was der Erhaltung der Vogel-Kirsche förderlich ist.

3.8.2 Verjüngung

3.8.2.1 Vegetative Vermehrung

Die vegetative Vermehrung kann in zweierlei Formen auftreten: als Wurzelbrut oder als Stockausschlag. Nach KOWNATZKI (2002) verändert sich der Standort des Mutterbaumes durch Stockausschlag nicht, während sich Wurzelbrut nur in einiger Entfernung vom Stock bilden kann. Durch Wurzelbrut können nach FERNANDEZ et al. (1996) Wurzelbruttrupps entstehen, die bis zu 700 qm Fläche einnehmen. Dabei entwickelt „die Vogelkirsche ... in einem Radius von etwa 15 m Wurzelschösslinge, die von flachstreichenden Wurzeln ausgehen. Wurzelbrut tritt besonders reichlich auf, nachdem der Mutterbaum gefällt worden ist“ (FERNANDEZ et al. 1996, S. 290). Die genotypische Varietät im Bestand kann durch die Wurzelbrut sehr vermindert werden, wobei zur Bestimmung des Genotyps die morphologischen Merkmale nicht ausreichen. Vielmehr müssen Genmarker hierzu verwendet werden (z. B. Isoenzyme).

3.8.2.2 Generative Vermehrung

Prunus avium gehört zu den sog. „Sommerarten“, deren Früchte im Zeitraum von Anfang Juli bis Ende September reifen. In diesen Sommerfrüchten liegt der Wassergehalt bei 86 %, der

mittlere Fettgehalt ist dagegen in Winterfrüchten höher. Der mittlere Kohlenhydratanteil ist im Sommer nicht höher als im Winter (KOLLMANN 1994). Nach TURČEK (1967) sind die Früchte von *Prunus avium* dabei besonders kohlenhydratreich und enthalten außerdem Mineralstoffe wie Phosphor, Kalzium und viel Kalium. Um jedoch die Embryonen vor zu frühem Gefressenwerden zu schützen, haben die Pflanzen, die fleischige Früchte tragen, verschiedene Schutzmechanismen entwickelt: die unreifen Früchte sind bitter oder sauer, das Fruchtfleisch ist fester, enthält toxische Substanzen, oder hat eine unauffällige Farbe.

Bei der Ausbreitung der Samen durch Tiere unterscheidet man die Endozoochorie (Diasporen passieren den Verdauungstrakt und werden ausgeschieden), Synzoochorie (Verfrachtung von Diasporen in die Vorräte, an die Bearbeitungsstellen oder Verzehrungsstellen) und Epizoochorie (äußerliche Verfrachtung an Federn oder Fell) (TURČEK 1961). Die Verfrachtung von Diasporen wird nach STIMM & BÖSWALD (1994) als „Ausbreitung“ bezeichnet, wobei diese meist durch Vögel in der Nähe der Samenbäume und durch Säugetiere über größere Distanzen erfolgt (LEMOINE et al. 1992). Dabei wird die Ausbreitungseffizienz in Qualität und Quantität unterteilt:

- Für die Quantität spielt die Unterscheidung von regelmäßigen und gelegentlichen Besuchen eine Rolle.
- Die Qualität wird dahingehend unterschieden, ob die Samen in lebensfähiger Form mit evtl. Keimfähigkeitsveränderungen verfrachtet werden, oder ob die Samen zerstört werden. Weiterhin hängt die Qualität von den Bewegungsmustern im Raum ab, wobei zwischen „Weitverfrachtern“ und „Nahverfrachtern“ (unmittelbare Nähe zur Mutterpflanze) unterschieden wird.

Die Ausbreitung hängt im Weiteren auch von den Depositionsmustern der Tiere ab, die durch die Jahreszeiten mit ihren unterschiedlichen Nahrungsangeboten sowie von dem Ernährungsverhalten der Tiere bestimmt werden:

- zufällig abgesetzt (mit Fäkalien) oder
- gezielt vergraben.

Seed predation

Wie Untersuchungen von Großsäugerfaeces (z. B. von Füchsen) und Speiballen der Rabenvögel zeigen, sind die Kerne von *Prunus avium* - im Gegensatz zu kleineren Diasporen - manchmal zerbissen. Für die „seed predation“ (oder Schadfraß) innerhalb der Krone sind bei der Kirsche vor allem die Kernbeißer zu nennen, obwohl insgesamt ein viel größerer

Schaden durch die kletterfähigen Mäuse, wie Rötel- und Gelbhalsmaus verursacht wird (PIRL 2000). Diese Ansicht unterstützt auch KOLLMANN (1994), für den die Kerne von *Prunus avium* mit Abstand der stärksten „seed predation“ unterworfen sind, wobei er zusätzlich auch die Waldmaus als Schädiger mit einbezieht. Als Nebeneffekt der „seed predation“ nennt er jedoch auch die Ausbreitung endozoochorer Arten durch Mäuse, obwohl dabei keine Größenordnungen angegeben werden. Ursache hierfür ist das Verschleppen der Diasporen durch die Mäuse zum Anlegen von Vorräten. „Der widerstandsfähige Kern der meisten endozoochoren Gehölzarten und der damit verbundene Keimverzug können als Anpassung an das Verschleppen durch Kleinsäuger aufgefasst werden, da dadurch der Zeitraum für einen möglichen Transport ausgeweitet wird“ (GRUBB 1988 sowie LEE et al. 1991 in KOLLMANN 1994, S. 75).

Ausbreitung von Prunus avium durch Säugetiere

Säugetiere tragen zur Ausbreitung der Kirschen meistens durch das Fressen heruntergefallener Kirschen bei (Tab. 32). SANTI (1988) nennt hierzu Fuchs, Marder, Wiesel und Dachs, welche viel größere Territorien und einen längeren Verdauungsweg aufweisen als Kleinsäuger, wobei die „Kirschen ... ganz hinuntergeschluckt (werden), so dass man in den Losungen die Steine feststellen kann. Die omnivoren Raubtiere sind somit wichtige Verbreiter für verschiedene Pflanzen“ (LABHARDT 1990, S. 53). Die Ausbreitungsdistanzen können bei 2 – 3 km liegen. Die kleinen Säuger wie Eichhörnchen, Haselmaus und Siebenschläfer fressen die Kirschen hingegen vor Ort. Die Feldmaus wiederum legt unterirdische Vorräte an (SANTI 1988), die in ihrer Ausdehnung jedoch eingeschränkt sind (10 – 20 m vom Samenbaum). TURČEK (1967) beschreibt die Neigung der kleinen Nager (Ährenmaus, Feldmaus, Streifenhörnchen und Eichhörnchen) zur Synzoochorie, der Verschleppung von Samen zur Vorratshaltung. Obwohl die meisten Nager, Hasentiere und Wiederkäuer die Diasporen im Verlauf des Fressens und Verdauens vernichten, kann ein Teil der Diasporen manchmal jedoch „fast unbeschädigt den Verdauungskanal passieren und später auskeimen“ (TURČEK 1967, S. 117), was insbesondere für Feldhasen und Elche gilt. Hinsichtlich des Elchs widersprechen jedoch BONN & POSCHOLD (1998), die bemerken, dass Früchte von *Prunus avium* zwar von Braunbär und Fuchs gefressen werden, nicht aber von Huftieren (Elch, Reh-, Damwild, Rothirsch). GODOY & JORDANO (2001) machten bezogen auf *Prunus mahaleb* folgende Beobachtungen: Rotfuchs, Steinmarder, Ringeltaube und Rabe führten zu einem vermehrten Diasporenniederschlag innerhalb von 10 m um den Mutterbaum.

Einige dieser Säugetiere werden in der Literatur hinsichtlich ihres Bezuges zur Kirsche genauer besprochen. Nach BONN & POSCHOLD (1998) wurden in Winterlosungen von Feldhasen und Kaninchen Kirschkerne nachgewiesen, wobei die Retentionszeit (das Passieren der Samen und Früchte durch den Verdauungstrakt) im Allgemeinen mit ca. 6 Std. angegeben wurde, bei gelegentlichen Ausnahmen von 2-3 Tagen. Hierdurch können auch größere Distanzen zurückgelegt werden, wobei das Revier eines einzelnen Hasen einen Durchmesser von mindestens 1,7 km aufweist (GROSSES LEXIKON DER TIERE 1989).

Tab. 32: Säugetiere als Ausbreiter der Vogel-Kirsche

deutsche Bezeichnung	lateinische Bezeichnung	erwähnt bei	Anmerkungen
Ährenmaus	<i>Mus musculus spicilegus</i>	TURČEK 1967	
Baummartener	<i>Martes martes</i>	TURČEK 1967, SANTI 1988, SCHRÖTTER 2001	Retentionszeit 5 – 10 Std.
Bilch	<i>Dryomys nitedula</i>	TURČEK 1967	
Braunbär	<i>Ursus arctos</i>	BONN & POSCHOLD 1998, TURČEK 1967	
Dachs	<i>Meles meles</i>	SANTI 1988, HOFMANN 1999	bis 410 Kirschkerne pro Kot
Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>	TURČEK 1967, SANTI 1988	Fressen der Früchte vor Ort
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	TURČEK 1967	Retentionszeit ca. 6 Std.
Feldmaus	<i>Microtus arvalis</i>	TURČEK 1967, SANTI 1988	Verfrachtung der Samen 10 – 20 m vom Mutterbaum
Gartenschläfer	<i>Eliomys quercinus</i>	TURČEK 1967	
Gelbhalsmaus	<i>Apodemus flavicollis</i>	TURČEK 1967, PIRL 2000	
Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>	SANTI 1988	Fressen der Früchte vor Ort
Igel	<i>Erinaceus europaeus</i>	TURČEK 1967	
Kaninchen	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	BONN & POSCHOLD 1998	Retentionszeit ca. 6 Std.
Rötelmaus	<i>Clethrionomys glareolus</i>	TURČEK 1967, PIRL 2000	
Rotfuchs	<i>Vulpes vulpes</i>	TURČEK 1967, SANTI 1988, BONN & POSCHOLD 1998	Retentionszeit 5 – 10 Std.; BONN & POSCHOLD (1998) 360 Kerne pro Kot; KOLLMANN (1994) durchschnittlich 25 Kerne pro Kot
Siebenschläfer	<i>Glis glis</i>	SANTI 1988	Fressen der Früchte vor Ort
Steinmarder	<i>Martes foina</i>	TURČEK 1967, GODOY & JORDANO 2001	Retentionszeit 5 – 10 Std.
Streifenhörnchen	<i>Eutamias sibiricus</i>	TURČEK 1967	
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	TURČEK 1967, KOLLMANN 1994	
Wanderratte	<i>Rattus norvegicus</i>	TURČEK 1967	
Wiesel (Hermelin)	<i>Mustela erminea</i>	SANTI 1988	
Wildschwein	<i>Sus scrofa</i>	TURČEK 1967	
Wolf	<i>Canis lupus</i>	TURČEK 1967	
Ziesel (europ.)	<i>Citellus citellus</i>	TURČEK 1967	
Zwerghamster	<i>Cricetulus migratorius</i>	TURČEK 1967	

Nach HOFMANN (1999) verzehrt der Dachs neben anderen Früchten auch Kirschen als Sekundärnahrung (Primärnahrung: Regenwürmer und Kleinsäuger). Dass hierbei vergleichsweise wenige Früchte konsumiert werden, liegt an dem nur relativ kurzen, von Jahreszeiten abhängigen Angebot. Die Studie zeigt bei einem großen Angebot an Früchten einen ebenso großen Konsum. In den Sommermonaten (Kirsche) und im Herbst (Pflaume, Birne) gibt es im Verhältnis weniger Regenwürmer, weshalb mehr Früchte in diesem Zeitintervall verzehrt werden. „Dabei wurden sowohl die an den Feldwegen vorkommende Süßkirsche (*Prunus avium* var. *juliana*) als auch die im Wald häufige Vogelkirsche (*Prunus avium* var. *avium*) genutzt. Bis zu 410 Kirschkerne konnten in einer Kotprobe nachgewiesen werden“ (HOFMANN 1999, S. 33).

Fuchs und Marder weisen einen Aktionsradius von mehreren hundert bis tausend Metern sowie eine längere Retentionszeit (5-10 Std.) auf, woraus eine größere Ausbreitungsdistanz gefolgert werden kann (BONN & POSCHOLD 1998). SCHRÖTTER (2001) berichtet davon, dass in den Losungen des Baumarders Kirschkerne in größeren Mengen gefunden wurden. Der Fuchs frisst im Sommer und Frühherbst vorzugsweise Obst und Regenwürmer (LABHARDT 1990). Je nach Gebiet und Nahrungsangebot ändern sich natürlich auch die „Fressvorlieben“ der Füchse: sie nehmen die Nahrung an, die am schnellsten und mit wenig Energieaufwand zu erreichen ist. Füchse bevorzugen bei der Früchtewahl die angebauten Obstarten gegenüber wild wachsendem Obst. Je nach Fuchsdichte variiert die Größe der Streifgebiete stark: so wurden in Deutschland Gebiete von 2-3 qkm bis 16 qkm für ein Paar, oder nur 0,25 qkm bis 1,7 qkm für ein Einzeltier registriert. In England liegen die Territorien bei 18,6 ha bis 72 ha, in der Schweiz bei 19 ha bis 177 ha, mit einer Dichte von 3 – 4 Füchsen/ qkm. „Im Fuchskot wurden ... im Durchschnitt 25 Kirschkerne auf einem Haufen angetroffen“ (KOLLMANN 1994, S. 75). BONN & POSCHOLD (1998) sprechen hingegen von bis zu 360 Diasporen pro Kot, während sie bei Vögeln nur ca. 13 fanden.

*Bedeutung von Vögeln für die Ausbreitung von *Prunus avium**

Wegen einer mehr oder weniger langwierigen Vorbereitung von Zuchtmaterial (Sämlinge 1-3 Jahre, anbaufähige Pflanzen 3-5 Jahre) und der nach der direkten Aussaat auftretenden „seed predation“ durch kleine Nagetiere ist die natürliche Vogelsaat für die Ausbreitung der Kirsche von großer Bedeutung (TURČEK 1968). Die Samen und Früchte der Vogel-Kirsche werden in Europa von meist mittelgroßen Vogelarten gefressen (SANTI 1988, Tab. 33).

Tab. 33: Vögel als Ausbreiter der Vogel-Kirsche

deutsche Bezeichnung	lateinische Bezeichnung	Anmerkung
Auerhahn	<i>Tetrao urogallus</i>	
Haselhuhn	<i>Tetrastes bonasia</i>	
Edelfasane	<i>Phasianus colchicus</i>	
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	SD
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	SD
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	
Nebelkrähe	<i>Corvus cornix</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	
Saatkrähe	<i>Corvus frugileus</i>	SD
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	
Elster	<i>Pica pica</i>	Verdauungszeit 30 min.
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	Verdauungszeit 1 – 2 Std.
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	PCSD
Alpenkrähe	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	PC
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	PC
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	PCSD
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	
Singdrossel	<i>Turdus ericetorum</i>	SD; Verdauungszeit 10 min.
Rotdrossel	<i>Turdus musicus</i>	
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	
Amsel	<i>Turdus merula</i>	Verdauungszeit 10 min.
Steinrötel	<i>Monticola saxatilis</i>	SD
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	SD
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	SD
Sperbergrasmücke	<i>Sylvia nisoria</i>	SD
Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	SD
Rotrückenwürger (Neuntöter)	<i>Lanius collurio</i>	Verdauungszeit 15 min.
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	Verdauungszeit 30 min.
Rosenstar	<i>Sturnus roseus</i>	
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	SP
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	PC
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	
Steinsperling	<i>Petronia petronia</i>	

Abkürzungen (nach JORDANO 1995): **PC** = *pulp consumers* (Fruchtfleischfresser); **SD** = *seed dispersers* (Samenausbreiter – schlucken die ganzen Früchte und auswürgen oder ausscheiden der Samen); **PCSD** = *pulp consumer + seed dispersers*; **SP** = *seed predator* (Samenvernichter).

Nach KOLLMANN (1994) nehmen Vögel durch das Entfernen des Fruchtfleisches Einfluss auf die Keimung. Dabei wirkt das Fruchtfleisch keimhemmend, wohingegen im Magen der Vögel meistens keine Beeinflussung der Keime erfolgt. „Die Art des Befressens der Diasporen durch Vögel ist verschieden: entweder befressen die Vögel die ganzen Diasporen, oder nur ihre Teile: Endosperm, Mesokarp, den Samen,...“ (TURČEK 1961, S. 17), wobei sie die ganzen Diasporen aufpicken, Teile der Diasporen anpicken, sie zerreiben, zerbrechen, abschälen, herausschlagen, usw.. Von der Art des Befressens ist abhängig, welche Nährstoffe der Vogel gewinnt bzw. verbraucht und was weiter mit dem Embryo geschieht. Je nach Art der Vögel haben dabei auch die (äußerlich) unbeschädigt ausgeschiedenen Samen unterschiedliche Keimfähigkeiten. Viele Versuche mit dormanten Samen, wie z. B. von Eberesche (*Sorbus aucuparia*) lassen schließen, dass die Samen aus Kot oder aus Speiballen der Vögel eine erhöhte Keimfähigkeit, oft auch Keimungsenergie aufweisen und fast in allen Fällen das Überliegen (Dormanz) ausbleibt (TURČEK 1961).

Da nach TURČEK (1968) die Entfernung der Ausbreitung von der Zeit abhängt, in der die Samen den Magen-Darmtrakt passieren, wurden entsprechende Fütterungsversuche durchgeführt. Hierbei wurde insbesondere die Auswürgung (Speiballen) nach dem Befressen kontrolliert. Beim Rotrückenwürger ergab sich so z. B. eine Zeit von 15 min. für die Passage des Magen-Darmtraktes, für Elstern und Stare 30 min., beim Eichelhäher schließlich 1-2 Std. SANTI (1988) nennt hierzu Amsel und Singdrossel (mit Verdauungszeiten von 10 min.), sowie Häher, die zwischen 1 und 2 Std. benötigen. Der Schnitt liegt jedoch bei meistens 30 min. Eine besondere Rolle kommt nach BONN & POSCHOLD (1998) wegen ihrer weniger destruktiven Verdauung den Rabenvögeln (Krähen, Dohlen, Elstern und Häher) zu, die dadurch eher als Ausbreiter in Betracht kommen.

Bei der Verfrachtung durch Vögel sind Endoornitochorie und Synzoochorie für die Baumdiasporen am bedeutendsten. Dabei hängt die Effektivität der Ausbreitung der Gehölzdiaporen einerseits von Qualität und Quantität der Diasporen der Baumart sowie vom Anfang der Fruktifikationsfähigkeit der Baumarten ab, andererseits von Ort, Zeit und Art des Befressens der Diasporen durch Vögel, von der Geschwindigkeit ihrer Verdauung und Bewegung (ihres Fluges) und vom Einfluss der Verdauungsfermente auf die Keimfähigkeit der Diasporen sowie auf die Neutralisation der Keiminhibitoren (TURČEK 1961). Nach PIRL (2000) hängt der Ort der Diasporenverfrachtung jedoch nicht nur von den „... Habitatpräferenzen des Ausbreiters ab (z. B. strukturelle Merkmale des Geländes), sondern auch vom

Wuchsort gleichzeitig fruchtender und – entsprechend dem opportunistischen Verhalten – zeitnah verzehrter Früchte ähnlichen „*fruitdesign*“ (PIRL 2000, S. 444). Daher ist es nach STIMM & BÖSWALD (1994) wichtig, dass die Diasporen, die von Vögeln ausgebreitet werden, durch auffällige Farben und attraktive essbare Teile gekennzeichnet sind.

Bei dem Verzehr von Früchten werden also solche bevorzugt, die sich in offenen Geländestrukturen oder entlang der Waldränder befinden sowie eine gewisse Attraktivität aufweisen. Der Platz des Befressens ist jedoch sehr unterschiedlich: in situ, weggetragen und am Fressplatz verzehrt, oder als Vorräte verlegt. Nach TURČEK (1968) kommt aber durchaus auch die Verschleppung im Schnabel für die Fütterung der Jungtiere in Betracht - so bei Drosseln, Staren und Grasmücken - , wobei dann die zurückgelegten Entfernungen durchaus größer sein können als bei gewöhnlichem Verzehr. TURČEK (1968) nennt dabei als häufigste Konsumenten am Standort der Früchte Amsel, Singdrossel, Eichelhäher, Buchfink sowie Kernbeißer – für die Verschleppung über kürzere Distanzen bis zu 1 km kommen hingegen Drosselarten und Grasmücken in Betracht, während für Entfernungen über 1 km eher Elster, Dohle, Eichelhäher, Ringeltaube, Star und Pirol zu nennen sind (ähnlich auch SANTI 1988). TURČEK (1961) berichtet weiterhin von Amseln und Singdrosseln, die Kirschen zu ihren Schlafplätzen verfrachtet haben, wobei die Samenbäume 50 – 400 m entfernt waren.

KOLLMANN (1994) beobachtet allerdings keine ausgeprägte Vorliebe einzelner Vogelarten für bestimmte Früchte, insbesondere da die meisten frugivoren Arten die gleichen Habitate bevorzugen. Er folgert daher, dass für Mitteleuropa keine Spezialisierung der Vogelarten bei der Ausbreitung der Diasporen endozochorer Gehölze angenommen werden kann. Weiterhin wird ihm zufolge die Möglichkeit einer noch intensiveren Wechselbeziehung zwischen Vögeln und Fruchtarten dadurch eingeschränkt, dass „der starke Einfluss der ‚*seed predation*‘ und höhere Sterblichkeit der Jungpflanzen im Gebüschschatten ... dem durch die Vögel erzeugten Ausbreitungsmuster entgegen (wirken)“ (KOLLMANN 1994, S. 187). Er stellt nämlich fest, dass Vögel die Diasporen zumeist in älterem Gehölz absetzen, was die Entwicklung junger Pflanzen erheblich behindert. Nach TURČEK (1961) stellen die Vögel jedoch Faktoren der natürlichen Auslese der Gehölze sowie Sukzessionsfaktoren der Pflanzen- (auch der integrierten Lebens-) gemeinschaften dar.

3.8.2.3 Auswirkung auf den Waldbau

Waldbaulich betrachtet, spielt die Analyse der Ausbreitung durch Vögel eine doppelte Rolle: „1. für die Feststellung, wieviel Mutterpflanzen pro Flächeneinheit genügen und wieweit eine

Verbreitung von einer Mutterpflanze ausgeht, und 2. für etwaige Auslese der Jungpflanzen bei waldbaulichen Maßnahmen, da die Entfernung etwas über die minimale, optimale und maximale Strecke besagt, auf die der Anwuchs (ornithogene Verjüngung) von einer bestimmten Mutterpflanze stammt oder stammen kann“ (TURČEK 1968, S. 131). Hierbei ist ein Minimum von 10 m zu nennen, das Optimum liegt bei 20-50 m, während das Maximum 100 m nicht überschreiten dürfte. Daraus schließt TURČEK (1968), dass ein bis maximal zwei Pflanzen pro ha zur Sicherung der Verjüngung genügen. Je weiter Vögel jedoch die Diasporen von der Mutterpflanze verfrachten, desto geringer wird die Dichte der Aussaat. Am größten ist dabei die Dichte in einem Radius von 30 m (für Drosseln). Es fallen ungefähr 18 Samen pro m², aber nur 7 Sämlinge pro m² an, wofür die Keimfähigkeit der Kirsche (50 bis 100 %), der Schadfraß („seed predation“) sowie die bis in den Spätherbst herabgefallene Samen befressenden Kernbeißer verantwortlich sind. Hinzu kommt dann noch die Dormanz der Vogel-Kirsche, durch die der Samen im günstigsten Falle erst im nächsten Frühjahr oder noch später keimt.

3.8.3 Gefährdungen

Mehrere Autoren weisen auf die große Windwurfanfälligkeit der Kirsche hin. Nach OTTO (1988) sollte daher ein Anbau in Küstennähe oder auf dichten Böden vermieden werden, SPIECKER (1994) spricht in diesem Zusammenhang von skelettarmen Standorten. Ursache für die Windwurfgefahr ist nach LANGE (1994) die Vorwüchsigkeit, wobei die Gefährdung durch hohe h/d-Werte, deren Grund in ungenügender Kronenpflege zu suchen ist, noch vergrößert wird. Begünstigt wird die Sturmwurfanfälligkeit der Vogel-Kirsche zusätzlich durch die meist standortbedingten flachen Wurzelsysteme.

SCHRÖTTER (2001) spricht hinsichtlich mechanischer Gefährdungen neben Sturmwurf und Sturmbruch zusätzlich von Gefahren durch Ruck- und Fällschäden. SPIECKER (1994) merkt hierzu an, dass sich *Prunus avium* beim Fällen leicht spaltet. Außerdem sieht er eine Gefährdung durch Rindenbrand.

Raupenfraß durch Schwammspinner und Frostspanner stellt hingegen kaum eine Gefahr dar. UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993) heben die Gefährdung durch Blattläuse hervor, die bei Jungpflanzen zu erheblichen Wachstumseinbußen bei übermäßigem Befall führen können. Bei Befall von Bäumen über 3 m Höhe kommt es zum Absterben der Gipfeltriebe mit Übernahme des Höhenwachstums durch Seitentriebe, wodurch dann allerdings Zwiesel entstehen.

Weiterhin weisen sie darauf hin, dass die Kirsche durch das frühe Austreiben sehr spätfrostgefährdet ist. Zusätzlich bedinge die Sommertrockenheit viele Ausfälle bei künstlichen Anpflanzungen, wobei starker Graswuchs die Wirkung länger anhaltender Trockenperioden verstärkt.

3.8.3.1 Krankheiten

„Die Vogelkirsche zeigt, wie viele Rosengewächse, von Jugend an ausgesprochene Empfindlichkeit gegenüber einer Reihe von Pilzen (insbesondere *Monilia*)“ (WILHELM 1993, S. 1.134). *Monilia seaveri* führt dabei nach UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993) zu Einschnürungen am unteren Stammabschnitt, jedoch ist auch ein Vertrocknen von Trieben oder ganzen Kronenteilen möglich. Laut OTTO (1988) kann die Triebspitzendürre (*Monilia*-Befall) durch erneutes Freischneiden oder Spritzen in der Blüte mit zugelassenen Mitteln bekämpft werden können. Auch SPIECKER (1994) spricht von *Monilia*, weist aber auch auf gelegentlichen Hallimasch-Befall hin.

Einen weiteren Pilzbefall besprechen UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993): durch *Gnomonia erythrostroma* oder Blattbräune der Kirsche kann es ebenfalls zum Absterben der Vogelkirsche kommen.

SCHRÖTTER (2001) weist darauf hin, dass insbesondere in der Nähe von Gartenanlagen spezifische Viren und Bakterien *Prunus avium* zusetzen, was bei der Standortwahl zu berücksichtigen ist.

Ein Hauptaugenmerk bei der Betrachtung von Krankheiten wird von mehreren Autoren jedoch auf die *Gummosis* (Gummifluss) gelegt, wobei OTTO (1988) für ein striktes Entfernen der befallenen Bäume plädiert. UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993) beschreiben die *Gummosis* als Auflösung der Zellen zur Bildung einer gummiartigen Masse, die gegenüber Wunden oder absterbenden Ästen eine Abwehrzone bilden soll. Im Gegensatz zum Selbstschutzsystem der Kirsche gegen Wunden und Fäule (s. 4.4.3) mittels dieser Gummibildung kann die *Gummosis* jedoch als eine krankhafte Gummiflussbildung verstanden werden. Sollte nach ZIMMERMANN (1988) Gummifluss entweder an allen oder zumindest an der Mehrzahl der Stämme einer Kultur auftreten, so deutet dies auf einen infektiösen Befall oder eine genetische Veranlagung der dort gepflanzten Bäume hin. Beim Anbau der Kirsche als Obstpflanze werden hingegen ein Virusbefall sowie Ernährungsstörungen als Ursachen angesehen.

3.8.3.2 Wildschäden

Zweifelsohne werden viele Schäden an der Kirsche durch Mäuse hervorgerufen. Dies wird durch eine Vielzahl von Anmerkungen hierzu in der Literatur bestätigt. So macht SCHRÖTTER (2001) für Mecklenburg-Vorpommern die Schermaus als Verursacher von Schäden verantwortlich. LANGE (1994) stellte zur Schädigung durch die kleinen Nager fest, dass Erd- und Feldmäuse sich überwiegend in übershirmten und vergrasten Flächen sehr stark vermehren, was dann zum Rindenfraß am Stammfuß der Vogel-Kirsche führt, während die Rötelmaus eher in jungen Beständen lebt, wo sie auf höher liegende Bereiche der Bäume klettert und diese annagt. Im Herbst und Winter verursacht sie dabei sehr hohe Schäden, da keine anderen Nahrungsquellen verfügbar sind. UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993) stellen schließlich einen Ringelfraß an Vogel-Kirschen durch Mäuse fest, der zum Absterben von bis zu zwei Meter hohen Pflanzen führen kann. Bei dieser Art der Schädigung können die geringelten Kirschen ihrer Ansicht nach jedoch im Frühjahr erneut wie gesunde Kirschen austreiben, da durch das Ringeln nur die absteigenden Saftströme unterbrochen sind. Daher empfehlen UTSCHIG & JURSCHITZKA (1993) die geschädigten Pflanzen möglichst auf den Stock zu setzen, da die meist sehr kräftigen Stockausschläge mit dem Bestand erneut hochwachsen können.

Neben Schädigungen durch Mäuse stellt SCHRÖTTER (2001) auch Verbiss durch Kaninchen, Hasen sowie Reh- und Rotwild fest. Besonders betont er Schäden durch das Fegen der Rehböcke. Demgegenüber stellen sowohl SPIECKER & SPIECKER (1988) für Unterfranken, als auch LANGE (1994) für den Vorharz, keine Schädigungen durch Rotwild fest. SPIECKER (1994) bezieht mit einem anschaulichen Beispiel zur Schädigung durch Rehwild Stellung: im Forstbezirk Breisach b. Freiburg war in den Jahren 1945 – 1948 ein Totalabschuss des Rehwildes durch die französischen Streitkräfte erfolgt. Heute sind in diesem Bezirk sehr zahlreiche Kirschbestände aus gerade dieser Zeit anzutreffen, woraus er folgert, dass junge Kirschen vom Rehwild bevorzugt verbissen und gefegt werden.

Alle Autoren halten für die Aufzucht der Vogel-Kirsche entsprechende Schutzmaßnahmen für unerlässlich, wobei sich die Mehrheit für eine Umzäunung ausspricht. Einen Einzelschutz bei Einzelpflanzung halten SPIECKER & SPIECKER (1988) für ausreichend. Hierbei können neben einer Umzäunung auch mit Draht bewährte Pfähle oder Anstriche in Frage kommen.

SUCHANT et al. (1996) lehnen einen Flächenschutz mittels eines Kulturzaunes entschieden ab, da hierdurch eine Gefahr für Vögel entsteht und gleichzeitig dem Wild Äsungsfläche

entzogen wird, was den Verbissdruck auf den übrigen Flächen erhöht. Daher empfehlen sie einen Einzelschutz mit Drahtrosen oder in „Minigewächshäusern“. Weiterhin halten sie diese Schutzmethode bei einem Verhältnis von etwa 1:4 bei ca. 200 Pflanzen/ ha wegen der relativ wenig zu schützenden Bäume für deutlich kostengünstiger als den Flächenschutz. SPIECKER & SPIECKER (1988) merken zusätzlich an, dass der Schutzzaun i. d. R. nach fünf Jahren wieder abgebaut werden kann.

Speziell auf den Schutz vor Mäusen eingehend, empfiehlt OTTO (1988) die Vermeidung von Grasdecken im Bereich der Vogel-Kirschen.

3.8.3.3 Fäule

Fäule stellt bei der Vogel-Kirsche eine große Gefährdung dar, die insbesondere in Altbeständen mehr als 50 % der Bäume betreffen kann. Mehrere Pilzarten wie verschiedene Trameten, Hallimasch oder Schwefelporling sind hierfür verantwortlich. Die Kirsche hat gegen den Pilzbefall ein adäquates Abwehrmittel geschaffen, indem sie in der Lage ist, Zellwände und Zellinhalt in Gummi umwandeln zu können. Bei Verwundung erzeugt dann das Cambium direkt Nester dünnwandiger Parenchymzellen anstelle normaler Holzelemente. Diese bilden dann Gummi, welche die Wunden verschließen (STRASBURGER 1983).

Nach SPIECKER (1994) ist die Abwehrbereitschaft auf den Splint beschränkt. Das Kernholz ist tot und – anders als bei anderen Baumarten – trotz seiner dunkleren Färbung nicht gegen Pilze geschützt. Weiterhin stellt er große Unterschiede beim Befall der Bäume fest. Maßgeblich scheint dabei die Breite der Jahrringe in der Jugend des Baumes zu sein: je schmaler die Jahrringe in den ersten zehn Jahren des Baumes, desto geringer die Wahrscheinlichkeit des Fäulnisbefalls. Diese schmalen Jahrringe werden durch einen eingeschränkten Standraum bewirkt, im ungleichaltrigen Wald durch Aufwachsen im Lichtschacht, in der gleichaltrigen Kultur durch Konkurrenz mit in der Jugend rasch wachsenden Mischbaumarten. Auch durch eine frühzeitige Grünästung können engere Jahrringe bewirkt werden. Insbesondere hinsichtlich der Grünästung betont er, dass es in keiner der in großer Zahl vorgenommenen Untersuchungen bei Grünästung zur Fäule kam, die durch diese Art der Ästung hervorgerufen gewesen wäre.

Auch RÖÖS (1990) hält Stammfäulen für eine der wichtigsten und auch relativ häufigen Ursachen für Wertverluste an stärkeren Kirschen. Dabei mindern Kernfäulen bis zu 10 cm Durchmesser den Wert wenig, da sie im inneren, asthaltigen Stammbereich liegen.

Ast-Stammfäule

Für RÖÖS (1990) ist die Ast-Stammfäule die gefährlichste Art der Stammfäulen. SPIECKER (1994) geht hierauf genauer ein: Pilze dringen durch absterbende Äste in den Stamm ein, wenn diese – insbesondere bei schwach wachsenden Bäumen – nicht durch Gummi genügend abgeriegelt werden. Ist der Pilz erst einmal eingedrungen, wächst er durch die eindringende Feuchtigkeit schnell abwärts. Äußerlich sind die Infektionsherde durch Weißfäule, Trametes-Fruchtkörper oder im fortgeschrittenen Stadium durch Spechtlöcher zu erkennen. Weiterhin stellt er fest, dass die Fäule bei allen untersuchten Bäumen immer an Trockenästen, etwa 1-2 m unterhalb des untersten grünen Astes begann. Da die Äste schon verkernt waren, fanden sich in den inneren Jahrringen keine Gummieinlagerungen, wodurch sich der Pilz ungestört bis zum Mark des Stammes abwärts bewegen konnte.

In späteren Jahren nahm dann die Jahrringbreite bis auf unter 2 mm ab, sodass der Baum keine Kraft zur Abwehr der Pilze aufbringen konnte.

Wurzel-Stammfäule

Ebenso wie RÖÖS (1990) beobachtete auch SPIECKER (1994) die seltener auftretende Wurzel-Stammfäule eher im fortgeschrittenen Alter der Kirsche. Die Fäule dringt langsam durch die Wurzel in den Stamm ein, was äußerlich an den starken Wurzelanläufen zu erkennen ist. Der Baum wird jedoch nur selten auf einer Höhe über 2 m befallen.

Auch hier wurde durch SPIECKER (1994) ein Zusammenhang zwischen Jahrringbreite und Fäule festgestellt, der sich analog zu den Relationen bei der Ast-Stammfäule verhält.

Auffällig ist bei einem Wurzel-Stammfäule-Befall, dass der Baum fast ausschließlich vom Splintholz getragen wird.

Da bei einem niedrigen Fällschnitt damit zu rechnen ist, dass der Baum die Fällrichtung bei Wurzel-Stammfäule nicht einzuhalten vermag, wodurch es zu unerwünschten Spaltungen des Stammes oder gar lebensbedrohlichen Situationen für die Waldarbeiter kommen kann, empfiehlt er, bei Fäulnisverdacht zuvor Bohrproben zu entnehmen, um ggf. einen höheren Sägeschnitt vorzunehmen.

Ebenso wie RÖÖS (1990) lehnt er ein völliges Gesundheitschneiden der Kirsche ab, weil das restliche gesunde Holz noch immer einen sehr hohen Wert hat, auch wenn ein Teil des wertvollen Stammstückes verloren geht.

Wund-Stammfäule

Insbesondere durch die oben erwähnte Fähigkeit der Vogel-Kirsche, Zellen mit Gummi ausfüllen zu können, ist diese erstaunlich gut gegen Wund-Stammfäule geschützt. So kann sich nach SPIECKER (1994) bei einem gesunden Kirschbaum auch eine größere Wunde durch Tränkung mit Gummi ohne Fäule schließen, solange nur der Splint verletzt wurde.

3.9 Totholzbewohnende Käferfauna

Es konnten insgesamt 4.762 xylobionte Käfer nachgewiesen werden. Diese verteilen sich auf 92 Arten in 28 Familien. In der Roten Liste Schleswig-Holsteins (Ziegler & Sukat 1994) sind 32 Arten als gefährdet aufgeführt, zwei weitere als potenziell gefährdet. Drei Käferarten traten in allen 12 Waldgebieten auf. Über die Hälfte der Arten (57 %) konnte dagegen nur in ein oder zwei Wäldern gefunden werden.

75 % der nachgewiesenen Käferindividuen bevorzugten im Larvenstadium als lignicole Arten Holz als Habitat. Als rindenbewohnend (corticol) konnten 19 % und als mulmbesiedelnd (xylodetricol) 4 % der Individuen eingestuft werden. Den geringsten Anteil nahmen mit 2 % die Holzpilzkäfer (polyporicol) ein. Werden statt der Individuen die Arten betrachtet, so verschieben sich die Anteile. 53 % der Arten sind lignicol, 27 % corticol, 11 % xylodetricol und 9 % polyporicol.

Die Artenzahl der Käfer ist abhängig von der Mantelfläche der beprobten Totholzstücke in den Eklektoren. Daher wurden für liegendes und stehendes Totholz getrennt die Abweichungen von der erwarteten Artenzahl berechnet, die sich aus der Korrelation zwischen beprobter Mantelfläche und Artenzahl ergab. Eine eindeutige Beziehung zwischen den korrigierten Artenzahlen und dem Alter, der Flächengröße oder der Isolation der Wälder konnte jedoch nicht nachgewiesen werden.

Viele Totholzkäfer weisen eine starke Habitatbindung auf. Sie sind z. B. an einen bestimmten Zersetzungsgrad des Totholzes oder an bestimmte Pilzarten gebunden, die an totem Holz wachsen. In der hier präsentierten Untersuchung scheinen die kleinräumigen Faktoren, die die

Art, Menge und räumliche Verteilung der Totholzes betreffen, einen stärkeren Einfluss auf die Artenvielfalt der totholzbewohnenden Käfer zu besitzen als das Alter, die Flächengröße und der Isolationsgrad der Wälder.

4. Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Im Folgenden wird auf den voraussichtlichen Nutzen und die Verwertbarkeit von Ergebnissen von durchgeführten Arbeiten zu den wissenschaftlichen Arbeitszielen (s. Projektantrag) des Teilprojektes I zusammenfassend eingegangen. Eine ausführliche Darstellung findet sich in Kap. B1.

➤ *Definition der typischen Wald-Gefäßpflanzenarten*

Artenvielfalt ist ein vielfach verwendetes Kriterium für die naturschutzfachliche Bewertung von Ökosystemen (z. B. MEYER et al. 2002). Auf regionaler und lokaler Ebene wird in der Regel jedoch nicht die Maximierung von Artenvielfalt als Naturschutzziel verfolgt. Vielmehr rückt die für die jeweilige Biozönose charakteristische Artenvielfalt in den Vordergrund. Was charakteristisch oder typisch ist, muss definiert werden. Wesentlich für eine Akzeptanz solcher Definitionen ist ein möglichst breiter Konsens in der Fachwelt.

Mit der Liste der typischen Waldgefäßpflanzearten (SCHMIDT et al. 2003) ist eine Grundlage geschaffen worden, anhand der quantifizierende und bewertende Aussagen über die Artenvielfalt in Wäldern getroffen werden können. In eine Bewertung müssen jedoch weitere Kriterien eingehen, u. a. Angaben zu den Standortbedingungen, zur Entwicklungsphase von Waldbeständen, zum Alter der Waldstandorte (Habitatkontinuität), zum anthropogenen Einfluss (z. B. Stoffeinträge, Be- und Entwässerungsmaßnahmen) und zur Verbreitung einzelner Pflanzenarten. Für eine umfassende Bewertung der Artenvielfalt von Wäldern kann die vorgelegte Liste somit nur ein Kriterium sein. Erst die Zusammenschau aller Faktoren ermöglicht ein genaues Bild über den derzeitigen Zustand und die potenzielle Entwicklung der Artenvielfalt in den zu bewertenden Gebieten.

Sechs Beispiele für die Anwendungsmöglichkeiten der Liste stellen SCHMIDT et al. (2003) dar. Weitere Beispiele sind bei KOLB & DIEKMANN (im Druck), KRAFT & HOBOHM (im Druck) und SEIDLING (in Vorb.) zu finden.

- *Ausbreitungsmechanismen und Ausbreitungsfähigkeit von ausgesuchten Pflanzenarten aus den verschiedenen Schichten von Waldökosystemen*

Konsequenzen aus den Untersuchungen zur epi- und endozoochoren Diasporenausbreitung für Waldökologie und -naturschutz

Biologische Vielfalt von Wäldern wird als ein wesentliches Kriterium für deren Stabilität und nachhaltige Nutzbarkeit angesehen (BMVEL 2001). Funktionierende Ausbreitungsprozesse sind eine der wichtigsten Voraussetzungen für Artenvielfalt. Es sind sicherlich – über die hier untersuchten Rehe, Rothirsche und Wildschweine hinaus – viele weitere Tierarten an der zoochoren Ausbreitung von Gefäßpflanzenarten beteiligt, über deren relative Bedeutung beim Ausbreitungsprozess noch wenig oder nichts bekannt ist. Zur Optimierung der zoochoren Ausbreitung im Wald lassen sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung dennoch folgende Konsequenzen ableiten:

Die Rolle von Reh- und Schwarzwild in Waldökosystemen und insbesondere Fragen der Wilddichte sollten künftig auch unter ausbreitungsbiologischen Aspekten diskutiert werden.

Aus ausbreitungsbiologischer Sicht ist eine Schalenwild-Fütterung abzulehnen, wie sie gerade beim Schwarzwild vielerorts praktiziert wird.

Wanderungen und ungehinderter Wechsel zwischen Waldgebieten sind für die Fernausbreitung von Gefäßpflanzen-Diasporen von großer Bedeutung. Weitere Zerschneidungen von Waldlebensräumen sollten daher möglichst vermieden und bestehende durch Wildtierkorridore (z. B. Durchlässe und Grünbrücken) abgemildert werden.

Erstaufforstungen auf vormals landwirtschaftlich genutzten Flächen sollten bevorzugt angrenzend an bestehende Waldflächen mit langer Habitatkontinuität angelegt werden, die als Quellen für Diasporen typischer Waldgefäßpflanzen dienen.

Die für die Gefäßpflanzen-Ausbreitung durch Reh- und Schwarzwild formulierten Konsequenzen lassen sich ausnahmslos auch auf Rotwild übertragen. So sind Arten mit einer engen Bindung an Wälder nur in geringer Arten- und Diasporenzahl in der Rotwildlösung vertreten. Dagegen werden Arten, die im Wald wie im Offenland vorkommen können, sowie reine Offenlandarten oft endozoochor ausgebreitet. In stärkerem Maße als bei den beiden anderen Schalenwild-Arten spielt beim Rotwild jedoch der Aspekt der Biotop-Vernetzung eine Rolle. Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen zur zoochoren Gefäßpflanzen-

Ausbreitung durch Rotwild, aufgrund der Zusammensetzung und Menge der aufgenommenen Nahrung sowie aufgrund der lokal hohen Dichte und Mobilität - die Einstandsgebiete umfassen in der Regel mehrere 1000 ha und Wanderentfernungen von bis zu 70 km sind belegt (PETRAK 1999) - kann das Rotwild einen wichtigen Beitrag zur Ausbreitung von Pflanzenarten und dadurch zur Erhaltung und Entwicklung der Pflanzen-Artenvielfalt insbesondere halboffener und offener Standorte leisten. Während jedoch Reh- und Schwarzwild in Deutschland nahezu flächendeckend vertreten sind, ist das Rotwild heute auf kleine Teilareale seines früheren Verbreitungsgebietes zurückgedrängt (etwa 30 % der Waldfläche bzw. 10 % der Gesamtfläche Deutschlands, verteilt auf 140 (überwiegend behördlich festgelegte) Rotwildgebiete). Nur in diesen Gebieten kann es seine Funktion als Diasporenausbreiter zzt. wahrnehmen.

Ausbreitung und Verjüngung von Kirsche

Bei der Ausbreitung und Verjüngung der Kirsche haben sowohl Säugetiere als auch Vögel eine große Bedeutung:

Omnivore Raubtiere sind wichtige Verbreiter für verschiedene Pflanzenarten wie der Kirsche (LABHARDT 1990). Die Ausbreitungsdistanzen können bei 2 bis 3 km liegen.

Obwohl die meisten Nager, Hasentiere und Wiederkäuer die Diasporen im Verlauf des Fressens und Verdauens vernichten, passiert ein Teil fast unbeschädigt den Verdauungskanal und kann später auskeimen. Hierbei können auch größere Distanzen zurückgelegt werden. So weist z. B. das Revier eines einzelnen Hasen einen Durchmesser von mindestens 1,7 km auf.

Auch die natürliche Vogelsaat ist für die Ausbreitung der Kirsche von großer Bedeutung (TURČEK 1968). Die Samen und Früchte der Vogel-Kirsche werden in Europa von meist mittelgroßen Vogelarten gefressen (SANTI 1988). Den Rabenvögeln (Krähen, Dohlen, Elstern und Häher) kommt eine besondere Rolle wegen ihrer wenig destruktiven Verdauung zu.

Für die waldbauliche Bedeutung der Ausbreitung der Kirsche durch Vögel spielen zwei Faktoren eine Rolle: „1. wieviel Mutterpflanzen pro Flächeneinheit genügen und 2. in welchem Radius eine Verbreitung von einer Mutterpflanze geschieht. Die Entfernung besagt etwas über die minimale, optimale und maximale Strecke, auf die der Anwuchs (ornithogene Verjüngung) von einer bestimmten Mutterpflanze stammt oder stammen kann“ (TURČEK

1968) und hat damit Einfluss auf eine etwaige Auslese der Jungpflanzen bei waldbaulichen Maßnahmen.

- *Bedeutung von Fragmentierung und Vielfalt von Ökosystemen für die Biodiversität - unter besonderer Berücksichtigung von seltenen Arten - in Wäldern (diese Frage ist im engen Zusammenhang mit der vorhergegangenen Frage zu sehen).*

Für die Benennung von Flächengrößen für ökologisch stabile Waldökosysteme wurde bislang in erster Linie die Struktur- und Verjüngungsdynamik der bestandesbildenden Gehölze herangezogen. Als Mindestflächen werden in Abhängigkeit von der Waldgesellschaft Werte zwischen 10 und 60 ha genannt. Unter Berücksichtigung faunistischer Aspekte gibt AMMER (2002) jedoch die Empfehlung, zumindest langfristig die Fläche möglichst vieler Naturwaldreservate auf eine Größe von bis zu 100 ha anzuheben.

Die Ökosystem- und Artenvielfalt auf Landschaftsebene wird maßgeblich durch das Mosaik historischer und rezenter Landnutzungsformen mitbestimmt. Für viele Tier- und Pflanzenarten mit einer engen Anpassung an die spezifischen Lebensraumbedingungen des Waldes (stenotope Waldarten) sind Brüche in der Waldkontinuität (Waldrodung und Wiederbewaldung) mit dem Erlöschen lokaler Populationen verbunden. Daher kommt solchen Waldstandorten eine besondere Bedeutung zu, die zumindest seit mehreren Jahrhunderten, möglicherweise auch seit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung kontinuierlich existieren.

Isoliert gelegene Neuwaldbildungen auf vorher landwirtschaftlich genutzter Fläche werden von vielen stenotopen Waldarten insbesondere aufgrund geringer Ausbreitungsfähigkeiten nur sehr langsam besiedelt. Junge Wälder in unmittelbarer Nachbarschaft zu historisch alten Wäldern können wegen des Wegfalls ökologischer Barrieren dagegen schneller besiedelt werden. Die Ergebnisse der Zoochorie-Untersuchungen unterstreichen die große Bedeutung der Habitatkontinuität für an Wald gebundene Gefäßpflanzenarten, da diesen überwiegend die Anpassungen an Fernausbreitung fehlen.

Fragmentierung und Isolation von Populationen wirken sich noch in einem weiteren Zusammenhang auf die Sicherung der Artenvielfalt und der genetischen Vielfalt von Waldarten aus. Dabei kommt der Größe der Populationen in den Waldrelikten eine wesentliche Bedeutung zu. Als Ergebnis einer unterbrochenen Entwicklungskontinuität in

Raum und Zeit sind die Populationsgrößen walddtypischer Arten erheblich reduziert (s. o.). Generell unterliegen kleine fragmentierte Populationen einem höheren lokalen Aussterberisiko als große Populationen.

- *Bedeutung der forstlichen Bewirtschaftung für die Artenvielfalt in Nadel- und Mischwäldern (ergänzende Untersuchungen zu den bereits aus dem abgeschlossenen Projekt vorliegenden Ergebnissen zu diesem Komplex) sowie in Laubwaldökosystemen (hier insbesondere in Hinblick auf seltene Waldarten).*

Eine grundlegende Voraussetzung für ökologisch stabile Waldökosysteme sind standortsheimische Baumarten und eine individuelle Stabilität der Einzelbäume. In den naturnahen Wäldern ist hinsichtlich der Bestandesstruktur eine große Alters- und Durchmesserstreuung anzustreben. Zudem sollte ein walddgesellschaftstypisches kleinflächiges Mosaik eng miteinander verzahnter Entwicklungsphasen erreicht werden. Dieses ist in Mitteleuropa nur über ein Wirtschaften auf der Kleinfläche zu erzeugen bzw. zu erhalten. Eine Waldnutzung, die über eine einzelstamm- oder gruppenweise Nutzung hinausgeht, führt beispielsweise zu einer Reduktion der Artenvielfalt baumbewohnender Flechten und sollte daher vermieden werden. So werden bei Kahlschlägen nicht nur die Trägerbäume auf großer Fläche entfernt, sondern es ändern sich auch die lokalen Klimabedingungen, vor allem die Luftfeuchte, auf die viele Flechtenarten angewiesen sind. Zudem ist auf Standorten, auf denen die Rotbuche zur Dominanz neigt, zu überlegen, ob nicht Mischbaumarten wie Stiel- und Trauben-Eiche gezielt gefördert werden sollten.

Insgesamt kann die Umwandlung der heute vorherrschenden homogenen Bestandesstrukturen in naturnahe, urwaldähnliche nur schrittweise und langfristig erfolgen. Kurzfristig sind jedoch Altbaum- und Totholzkonzepte zu erstellen. Eine langfristig anzustrebende strukturelle Diversifizierung relativ homogener Altbestände sollte einen gewissen Prozentsatz des stehenden Vorrates als „Altbäume“ über den Zieldurchmesser hinaus erhalten und natürlich absterben lassen (vgl. MEYER et al. 2003). Diese „Totholzanwärter von morgen“ sind bis zum Zeitpunkt ihres Zerfalls und ihrer Zersetzung wichtige Strukturkomponenten und bilden das Substrat für eine große Zahl verschiedener Tier- und Pflanzenarten. Beginnt der Prozess des Absterbens, so gewährleisten sie, dass kontinuierlich Totholz entsteht. Über den anzustrebenden Prozentsatz verbleibenden Totholzes vom Lebendvorrat bzw. über die Anzahl an zu verbleibenden Totholzbäumen je Hektar und über ihre räumliche Verteilung existieren bereits unterschiedliche Vorstellungen (z. B. NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG

1994; MEYER et al. 2003; WINTER et al. 2003). Es erscheint sinnvoll, hier insbesondere ökonomisch geringwertige Bäume auszuwählen (ERNST & HANSTEIN 2001).

Mittel- bis langfristig ergibt sich ein großer Teil des Totholzes aus den absterbenden Altbäumen. Daneben erfordert aber auch das Auftreten natürlicher Störungen eine klare konzeptionelle Behandlungsweise. Es empfiehlt sich, die natürlichen Terminal- und Zerfallsphasen in einem Mindestmaß auch durch zufällig auftretende Störungen zeitlich und räumlich entstehen zu lassen, d. h. eine gewisse Anzahl an Windwürfen oder einzelnen, kleinflächig auftretenden Kalamitäten gezielt nicht aufzuarbeiten.

Der überwiegende Teil der seltenen Gefäßpflanzenarten ist an Sonderstandorte gebunden. Hier können Populationen, die z. T. sehr klein sind, langfristig nur überleben, wenn forstliche Eingriffe nicht zu einer nachhaltigen Veränderung der jeweils spezifischen Standortverhältnisse führen. So zeigen die hier durchgeführten Untersuchungen, dass insbesondere die feuchten bis nassen Bereiche in den Wäldern erhalten bleiben oder durch Rückbau von Entwässerungseinrichtungen regeneriert werden sollten, da sie für den Erhalt und die Entwicklung der Vielfalt von Gefäßpflanzenarten und epiphytischen Flechtenarten wichtig sind. Natürliche Sonderstandorte müssen möglichst schonend bewirtschaftet werden oder sind zumindest kleinflächig vollständig aus der Nutzung zu nehmen.

Sonderstandorte wie z. B. die Erlen-Eschenwälder sind bedingt durch geomorphologische Verhältnisse der Moränenlandschaft zumeist kleinflächig entwickelt, ganz überwiegend beträgt die Flächengröße weniger als 1 ha. Sie sind innerhalb größerer Waldgebiete mit Buchen- oder Buchen-Eichenwäldern verzahnt. Durch eine naturnahe Bewirtschaftung dieser angrenzenden Bereiche kann der auf die Erlen-Eschenwälder wirkende spezifische Einfluss von Störungen wie Eutrophierung oder Grundwasserspiegelabsenkung abgeschwächt werden. Besonders Feuchtwälder verlangen bodenschonende Verfahren der Holzbringung.

Sechs der im Projekt bearbeiteten seltenen Arten besitzen Verbreitungsschwerpunkte in lichten (Eichen-) Wäldern und halboffenen Waldsäumen. In den Waldsäumen sind diese Arten insbesondere durch eine Beseitigung oder Dezimierung der Breite von Waldaußensäumen infolge dichter (Nadelholz-)Aufforstung bis an die Waldkante und/oder einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung angrenzender Flächen bis direkt an den Waldrand andererseits gefährdet.

Wegen ihrer großen Bedeutung für den Schutz des Waldinnenklimas und als Habitat artenreicher Lebensgemeinschaften sollten strukturreiche Waldränder erhalten bzw. gezielt entwickelt werden.

➤ *Ausscheidung von Schlüssel- und Weiserarten sowie von Habitatstrukturen als Indikatoren für das großflächige Monitoring der Biodiversität in Wäldern.*

Geeignete Indikatorarten für das Monitoring auf Landschaftsebene sind die Baumarten der potenziellen natürlichen Vegetation (standortsheimische Baumartenzusammensetzung).

Der überwiegende Teil der in dem Projekt untersuchten seltenen Gefäßpflanzenarten ist an Sonderhabitats gebunden. Diese können auch durch menschliche Aktivitäten geschaffen worden sein (z. B. Waldränder).

Spezifische Indikatoren für eine hohe Waldkontinuität unter den Gefäßpflanzenarten und Flechten sind die regional zu benennenden „Indikatorarten für historisch alte Wälder“. Nach Auswertung europäischer Literatur haben HERMY et al. (1999) 132 mögliche Indikatorarten für historisch alte Wälder unter den Gefäßpflanzen ausgeschieden (darunter 23 Bäume, Sträucher und Zwergsträucher).

Die Ansprache der oft unscheinbaren typischen Waldarten (z. B. baumbewohnende Flechten, totholzbewohnende Käfer) kann in den meisten Fällen nur von Fachleuten vorgenommen werden. Eine flächendeckende Erfassung der Artenvielfalt der meisten Artengruppen, beispielsweise im Rahmen der Waldbiotopkartierung, wird auch künftig kaum zu leisten sein. Daher sollten für ein großräumiges Monitoring vor allem Habitatstrukturen eingesetzt werden.

5. Zusammenfassung

Liste der Waldgefäßpflanzenarten

Welche Gefäßpflanzen sind in Deutschland Arten des Waldes? Dieser Frage gingen zwei im Februar 2002 an der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (Hamburg) und im März 2003 am Institut für Waldbau der Universität Göttingen durchgeführte Workshops mit Expertenbefragungen sowie eine im September 2003 von der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft, durchgeführte Expertenbefragung nach, an denen sich insgesamt 39 Experten aus den Bereichen Geobotanik,

Vegetationsökologie und Forstbotanik beteiligten. Hintergrund dieser Fragestellung ist der Schutz und die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt von Wäldern im Sinne der Rio-Konvention über die biologische Vielfalt.

Die vorgelegte Liste der in Deutschland vorkommenden Waldgefäßpflanzenarten ist nach den geographischen Großregionen Norddeutsches Tiefland, Hügel- und Bergland sowie Alpen gegliedert und kann als Bewertungshilfe im Zusammenhang mit der Quantifizierung von Artenvielfalt in Wäldern dienen. Ihr Gültigkeitsbereich wird über eine Walddefinition eingegrenzt. Die Liste enthält 1.213 Taxa und ist zunächst, aufbauend auf der Wuchsform, in Schichten unterschieden, Strauch- und Krautschicht sind zusätzlich nach dem Grad der Bindung der einzelnen Arten an den Wald untergliedert:

B Arten der Baumschicht

S Arten der Strauchschicht

S1 Weitgehend an Wald gebunden

S1.1 Vorwiegend im geschlossenen Wald

S1.2 Vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen

S2 Im Wald und im Offenland

S2.1 Im Wald wie im Offenland

S2.2 Auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

K Arten der Krautschicht (Bodenpflanzen)

K1 Weitgehend an Wald gebunden

K1.1 Vorwiegend im geschlossenen Wald

K1.2 Vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen

K2 Im Wald und im Offenland

K2.1 Im Wald wie im Offenland

K2.2 Auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Anwendungsmöglichkeiten der Liste werden anhand von 6 Beispielen erläutert.

Großflächige Kartierung von Landschaftsausschnitten

Zur Untersuchung der Bedeutung von Ökosystemvielfalt, Fragmentierung und forstlicher Bewirtschaftung für die Vielfalt der Gefäßpflanzen - unter besonderer Berücksichtigung von seltenen Waldarten - auf Landschaftsebene wurde die aktuelle Waldvegetation in zwei im Kreis Herzogtum Lauenburg gelegenen Landschaftsausschnitten kartiert. Um

nachvollziehbare und reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen, wurde auf der Grundlage aktueller großräumiger Vegetationsübersichten für den norddeutschen Raum ein Kartierschlüssel erarbeitet, der standörtliche, strukturelle und floristische Merkmale berücksichtigt. Die Kartierungsergebnisse wurden in einem Geographischen Informationssystem aufbereitet. Weitere GIS-gestützte Auswertungen umfassen die Verschneidung der Waldvegetationskartierung mit den geologischen Verhältnissen und der historischen Waldentwicklung.

Der Waldflächenanteil an der Gesamtfläche beträgt in den untersuchten Landschaftsausschnitten 29 % (5.550 ha). Infolge der starken standörtlichen Heterogenität einerseits und des anthropogenen Einflusses andererseits sind die Wälder stark strukturiert. Dementsprechend wurden 1.716 Flächeneinheiten von 31 verschiedenen Waldtypen ausgeschieden. Zusätzlich zu den 10 im Kartierschlüssel aufgeführten „reinen“ Waldtypen wurden 19 Mischbestände aufgenommen. Darüber hinaus wurden in wenigen Fällen und auf kleiner Fläche aufgeforstete Eichenreinbestände und sonstige Laubwaldbestände (z. B. Pappel-, Rot-Eichen- oder Vogel-Kirschen-Bestände) angetroffen.

Die mittlere Flächengröße pro kartierte Flächeneinheit beträgt 3,1 ha. Zwischen den einzelnen Waldtypen bestehen jedoch erhebliche Unterschiede. Sowohl im Hinblick auf die Anzahl der Flächeneinheiten als auch auf die Gesamtfläche erreichen die Nadelholz-Bestände die höchsten Werte. Unter den naturnahen Waldgesellschaften sind Erlen-Bruchwälder, Erlen-Eschenwälder und Waldgersten-Buchenwälder zahlreich, jedoch ganz überwiegend nur sehr kleinflächig ausgebildet. Im Vergleich dazu erreichen Drahtschmielen-Buchenwälder, Waldmeister-Buchenwälder sowie die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes höhere Flächenanteile. Die Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes nimmt dabei eine größere Gesamtfläche ein als der Waldmeister-Buchenwald.

Mehr als die Hälfte der Sanderfläche ist mit Nadelholzbeständen bestockt. Berücksichtigt man zudem die Mischbestände, in denen Nadelhölzer beteiligt sind, so erhöht sich dieser Anteil auf mehr als zwei Drittel. Nur ein Fünftel der Fläche wird von Drahtschmielen-Buchenwäldern eingenommen, die auf diesen Böden die heutige potenzielle natürliche Vegetation (hpnV) bilden. Auf den basenreicheren Standorten der Grund- und Endmoräne bildet auf großer Fläche der Waldmeister-Buchenwald die hpnV. Allerdings ist auch auf

diesen Standorten der menschliche Einfluss auf die Waldvegetation deutlich zu erkennen. Dies jedoch weniger in der Form von Nadelholzaufforstungen als vielmehr in der großflächigen Ausbildung der Eichen-Hainbuchen-Nutzungsform des Waldmeister-Buchenwaldes.

Die Auswertung des historischen Kartenmaterials belegt für den Untersuchungsraum ein Nebeneinander historisch alter und junger („neuzeitlicher“) Waldstandorte und damit eine unterschiedliche Habitatkontinuität. Die Kartierungsergebnisse verdeutlichen darüber hinaus, wie sehr die historischen Eingriffe in die Waldvegetation von den Bodenbedingungen abhängen. Auf den reicheren Böden der Grund- und Endmoräne fand auch noch nach Ende des 18. Jahrhunderts im größeren Umfang Waldrodung mit anschließender Umwandlung der Standorte in Ackerland statt. Nur wenige Teilflächen wurden dort im Laufe der letzten zweihundert Jahre aufgeforstet. Dagegen wurden seit Ende des 18. Jahrhunderts auf den ärmeren Böden im Bereich des Sanders großflächig Heide-, Moor- und Ackerflächen in Wald (zumeist Nadelwald) umgewandelt.

Untersuchung des Vorkommens von seltenen typischen Gefäßpflanzenarten

Zu Beginn der Untersuchungen wurden 34 seltene Waldarten aufgrund der Kriterien „Zugehörigkeit zur Gruppe der typischen Waldgefäßpflanzenarten“ (s. o.) und „Frequenz im Untersuchungsgebiet gemäß des Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987)“ ausgewählt. Die Wuchsorte mit nach der Literatur oder der Kenntnis von floristischen Kartierern bekanntem Vorkommen dieser Arten wurden gezielt aufgesucht. Auf Flächen mit Präsenz der ausgewählten seltenen Waldgefäßpflanzen wurden Vegetationsaufnahmen durchgeführt sowie die abiotischen, biotischen und anthropogenen Standortfaktoren erfasst. Für alle Aufnahmeflächen wurden Bodenproben genommen und hinsichtlich pH-Wert, C/N-Verhältnis, austauschbaren Kationen, Austauschkapazität und Basensättigung analysiert.

Zusätzlich zu den im Zusammenhang mit den Vegetationsaufnahmen erhobenen Daten wurde für die beiden Landschaftsauschnitte eine floristische Kartierung auf der Ebene von 1/36 Messtischblättern durchgeführt, die Vergleichsmöglichkeiten mit dem Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987) bietet.

Diese floristische Kartierung ergibt ein differenziertes Bild zum Vorkommen der untersuchten Arten. Insgesamt stehen den laut RAABE (1987) im Zeitraum zwischen 1960 und 1985

beobachteten 287 Vorkommen aller Arten auf 1/36 Messtischblattebene lediglich 86 Fundbestätigungen gegenüber. Mit Ausnahme der nur in ein bzw. zwei 1/36 Messtischblättern auftretenden Arten *Allium ursinum*, *Hypericum montanum* und *Lathyrus niger* konnten bei keiner weiteren Art die bei RAABE (1987) dokumentierten Kartierungsergebnisse vollständig bestätigt werden. Bei der Kartierung in den Jahren 2001 und 2002 wurden allerdings insgesamt auch 102 Neufunde getätigt. Für die Mehrzahl der Arten verändert sich dadurch Ausmaß der Vorkommensrückgänge nicht oder nur unwesentlich. Ein Teil der Arten erreicht dagegen in der Summe annähernd oder vollständig die Anzahl der Vorkommen im Zeitraum von 1960 bis 1985 bzw. übertrifft sie sogar.

Als Hauptgründe für die relativ geringe Zahl von Fundbestätigungen sind das Übersehen von Vorkommen und das lokale Verschwinden der Arten zu nennen. Von dem erstgenannten Punkt sollten jedoch weniger die Vorkommen der Arten in den Wäldern betroffen sein, da die Wuchsorte seltener Waldarten gezielt recherchiert und aufgesucht wurden und darüber hinaus eine große Zahl von Waldgebieten im Hinblick auf die ausgewählten Arten sehr gründlich untersucht wurde (vgl. die große Zahl der Neufunde). Dagegen konnten Offenlandlebensräume nur in geringer Intensität bearbeitet werden. Daher kann die Zahl der Vorkommen insbesondere bei den 6 Arten mit Verbreitung sowohl im Wald als auch im Offenland (Gruppe K2.1, s. o.) im Untersuchungsraum höher liegen. Waldarten mit einer engen Bindung an geschlossenen Wälder (Gruppe K1.1) sowie Saumarten (Gruppe K1.2) werden hiervon jedoch kaum betroffen sein. Aufgrund der Kartierungsergebnisse muss deshalb von einem lokalen Aussterben vieler Populationen seltener Waldarten ausgegangen werden.

26 der 34 untersuchten seltenen Waldarten sind im Untersuchungsraum in Erlen-Eschenwäldern und in Waldgersten-Buchenwäldern zu finden. Weitere 6 Arten besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Saumgesellschaften. Bei 14 der 34 seltenen Waldarten, die in mindestens 7 der 213 Vegetationsaufnahmen auftraten, sowie weiteren 12 Waldarten, die häufiger im Untersuchungsraum anzutreffen sind, wurde der Zusammenhang zwischen Standortparametern und dem Auftreten der Arten geprüft.

In natürlichen Erlen-Eschenwäldern ist die Bodenfeuchtigkeit der entscheidende Standortsfaktor für die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation. Das Artengefüge dieser Wälder reagiert daher besonders sensibel auf Entwässerung, infolgedessen insbesondere

niedrigwüchsige und konkurrenzschwache Arten wie *Dactylorhiza fuchsii*, *Listera ovata*, *Orchis mascula* oder *Platanthera chlorantha* rasch verdrängt werden.

Der wichtigste Standortfaktor, der das Auftreten vieler anspruchsvoller seltener Waldarten in den Buchenwaldgesellschaften auf nährstoffreichen Böden (Waldgersten-Buchenwäldern) beeinflusst, ist die Basenversorgung der Böden. Arten wie z. B. *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Anemone ranunculoides*, *Actaea spicata* und *Lathyrus vernus* sind in ihrem Vorkommen ganz überwiegend auf Böden mit hohen Basengehalten beschränkt. Starke Durchforstung führt in den in der Regel nur kleinflächig ausgebildeten Beständen infolge mechanischer Bodenverwundung und Auflichtung des Kronendaches sowie eines verstärkten Nährstoffeintrages zu einem schnellen Umbau der Bodenvegetation mit einer Ausbreitung konkurrenzstarker hochwüchsiger Arten und dem Ausfall der gesellschaftstypischen Waldarten.

Untersuchung historisch alter Wälder

Diese Untersuchung gilt dem Einfluss der Habitatkontinuität auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht von Wäldern im Südosten von Schleswig-Holstein. Ein Schwerpunkt liegt dabei auch auf dem Vergleich der edaphischen Bedingungen an alten bzw. an jungen Waldstandorten. Anhand einer Auswertung alten Kartenmaterials aus dem 18. Jahrhundert sowie von Literaturangaben wird dabei die zeitliche Trennung zwischen historisch alten und jungen Waldstandorten mit dem Jahr 1744 vorgenommen. Die in acht Waldgebieten vegetationskundlich untersuchten 145 Flächen wurden aufgrund der Artenzusammensetzung vier Waldgesellschaften (*Luzulo-*, *Galio-* und *Hordelymo-Fagetum* sowie *Stellario-Alnetum*) zugeordnet. Innerhalb einer Waldgesellschaft teilen sich die Flächen ungefähr jeweils zur Hälfte auf die historisch alten und jungen Standorte auf. Die einzige Ausnahme ist das *Luzulo-Fagetum*, da sich hier nur wenige Neuwaldflächen für einen Vergleich eigneten. Die Ergebnisse aus dieser Waldgesellschaft sind daher lediglich von eingeschränkter Aussagekraft. Alle Untersuchungsflächen junger Waldstandorte liegen innerhalb von Waldgebieten mit historisch alten Bereichen.

Trotz ähnlicher Verhältnisse der Vergleichsstandorte bezüglich der Baumartenzusammensetzung, der Struktur, der Standortbedingungen sowie des Bestandsalters existieren Unterschiede im Arteninventar und bei den untersuchten Bodenparametern zwischen historisch alten und jungen Standorten:

- Anhand einer Auswertung der Stetigkeiten der Arten in historisch alten und jungen Wäldern lässt sich für einige Arten eine Bindung an das Standortalter feststellen. Dabei zeigen mehr Arten eine starke Bindung an die alten Waldstandorte, während nur wenige Arten eine starke Bindung an junge Standorte aufweisen. Für einige Arten, die in der Literatur als typische Altwaldarten (z. B. *Anemone nemorosa*) gelten, kann dies nicht bestätigt werden.
- Für einige Arten wurden geringe Migrationsraten berechnet, die aus fehlenden Fernausbreitungsmechanismen der Diasporen resultieren können. Jedoch könnten die im Vergleich zu den historischen alten Wäldern unterschiedlichen edaphischen Verhältnisse in den jungen Wäldern eine Rolle als natürliche Etablierungsbarriere spielen.
- Der Deckungsgradanteil der Arten, die einen Schwerpunkt ihrer Verbreitung im Wald haben, ist im *Luzulo-*, *Galio-* sowie *Hordelymo-Fagetum* auf den alten Standorten höher als auf den jungen Flächen, im *Stellario-Alnetum* ist die umgekehrt. Dieser Unterschied erklärt sich aus der natürlichen Artenzusammensetzung im *Stellario-Alnetum*, die aufgrund der von Natur aus lückigen Baumschicht von Arten des Offenlandes geprägt ist.
- Deutliche Unterschiede in ihren Gehalten weisen einige der untersuchten Bodenparameter hinsichtlich des Standortalters auf. Vor ihrer Wiederaufforstung wurden die jungen Waldstandorte extensiv landwirtschaftlich genutzt. Dies macht sich in einer Verarmung der Standorte vor allem an basischen Kationen, Stickstoff und organischem Kohlenstoff bemerkbar.
- Die multivariate Analyse der Pflanzenverteilung in Abhängigkeit von den untersuchten Umweltfaktoren verdeutlicht die entscheidende Rolle der edaphischen Faktoren. Lediglich im *Hordelymo-Fagetum* ruft der Faktor des Alters den stärksten Gradienten hervor, während dieser in den anderen untersuchten Waldgesellschaften vor allem durch den pH-Wert und die basischen Kationen Calcium und Magnesium bestimmt wird.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die zwischenzeitliche landwirtschaftliche Nutzung der jungen Waldstandorte eine nachhaltige Veränderung der edaphischen Verhältnisse bewirkt hat. Besonders deutlich wird dies in den vergleichsweise artenreichen Beständen des *Stellario-Alnetum*. In den Neuwaldbeständen fehlen hier vor allem die basenliebenden Arten. Die Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften sind oftmals größer als diejenigen innerhalb einer Gesellschaft zwischen alten und jungen Standorten. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit einer differenzierten Beurteilung bei der Festlegung „typischer Altwaldarten“ in Abhängigkeit von der Waldgesellschaft.

Untersuchungen zur Diversität epiphytischer Flechten in Eichen- und Buchen-Mischwäldern Südost-Schleswig-Holsteins

Im Vordergrund der Untersuchung stand die Frage, wie die Forstwirtschaft durch eine naturnahe Waldbewirtschaftung zum Erhalt und zur Förderung der Flechtenartenvielfalt beitragen kann. Auf der Grundlage einer Inventarisierung der Flechtenflora in Laubwäldern wurden folgende Teilfragen beantwortet:

- Welche Baumarten werden von welchen Flechtenarten besiedelt?
- Welchen Einfluss hat die forstliche Bewirtschaftung auf die baumbewohnende Flechtenflora?
- Welche Handlungsempfehlungen können aus den Ergebnissen abgeleitet werden?

Insgesamt wurden 18 verschiedene Waldgebiete des Stadtforstamtes Lübeck in die Untersuchung einbezogen, die sich in Größe und Baumartenzusammensetzung unterscheiden.

Die 18 untersuchten Waldgebiete können mit insgesamt 51 baumbewohnenden Flechtenarten als relativ artenreich gelten. Sie zeichnen sich durch eine hohe Zahl seltener und gefährdeter Arten aus, von denen 19 bundesweit auf der Roten Liste stehen. Drei dieser Flechtenarten (*Chaenotheca chrysocephala*, *Lecanora sambuci*, *Pyrenula nitidella*) galten für Schleswig-Holstein als ausgestorben bzw. verschollen, wurden jedoch im Untersuchungsraum wieder gefunden.

Die hohe Artenvielfalt der Flechten lässt sich in erster Linie auf eine hohe Baumartenvielfalt innerhalb der Waldgebiete zurückführen. Die historische Nutzung und Sonderstandorte wie feuchte Senken und staunasse Bereiche bedingen das Nebeneinander unterschiedlicher Baumarten und bilden damit günstige Voraussetzungen für die Flechtenartenvielfalt. Die dort vorkommende Esche stellt mit ihrer basenreichen Borke einen bevorzugten Trägerbaum für Krustenflechten wie die Lochflechte (*Pertusaria amara*) oder Strauchflechten wie das „Eichenmoos“ (*Evernia prunastri*) dar. Weitere Baumarten wie Berg-Ahorn, Berg-Ulme und Schwarz-Erle bieten mit ihren spezifischen Rindeneigenschaften zusätzliche Grundlagen für das Vorkommen einer Vielzahl von Flechtenarten.

Unter den Trägerbäumen muss der Eiche (Stiel- und Trauben-Eiche) eine wichtige Rolle zugesprochen werden, da sich auf dieser Baumart die meisten Flechtenarten nachweisen ließen. Die untersuchten Eichen tragen etwa ein Drittel mehr Arten als Rotbuchen. Ursache ist vermutlich in erster Linie das relativ hohe Lichtangebot in der Eichenkrone. Zudem erleichtert die raue Eichenborke eine Ansiedlung baumbewohnender Flechten. Rotbuchen-Bestände sind gerade in der Optimalphase im Kronen und Stammraum vergleichsweise dunkel. Eichenkronen sind auch in dieser Phase lichtdurchlässiger und reicher an Flechtenarten als Buchenkronen.

Alt- und Totholz wird in den untersuchten Waldgebieten von einer Vielzahl verschiedener Flechtenarten besiedelt. Viele baumbewohnende Flechtenarten sind auf Altbäume und starkes Totholz angewiesen, da die Oberfläche dieser Bäume im Vergleich zu derjenigen von schwachen und mittleren Baumhölzern andere physikalische und chemische Eigenschaften aufweist. Insbesondere alte Eichen, die in den meisten hier untersuchten Waldgebieten wachsen, bieten aufgrund ihrer rissigen Borkenstruktur und ihres pH-Wertes einen Untergrund, auf dem viele Flechtenarten bevorzugt siedeln. Allerdings weisen auch sehr alte Rotbuchen eine raue und rissige Rindenstruktur auf und können in dieser Phase ebenfalls eine große Bedeutung als Trägerbäume erlangen. Darüber hinaus gibt es einige Flechtenarten wie die Schriftflechte (*Graphis scripta*), die weitgehend auf die im Vergleich zur Eiche glatten Rinden von Rot- und Hainbuche beschränkt bleiben.

Auf Totholz ließen sich insgesamt 15 verschiedene Flechtenarten nachweisen; häufigste Art war die Becherflechte *Cladonia coniocraea*. Besondere Bedeutung hat dabei stehendes Totholz. Da abgestorbene Eichenstämme jahrzehntelang stehen bleiben können, kommt der Eiche auch beim Totholz eine wichtige Rolle zu.

Aus den Ergebnissen der Arbeit können folgende Handlungsempfehlungen für die Waldbewirtschaftung in Hinblick auf den Erhalt bzw. die Förderung der Flechtenartenvielfalt abgeleitet werden:

- Sonderstandorte schützen und regenerieren
- Baumartenvielfalt fördern
- Alt- und Totholz erhalten
- einzelstamm- und gruppenweise nutzen

- Fachleute hinzuziehen

Telemetrische Untersuchungen

Wird nachgeliefert

Bedeutung von Schalenwild für die Ausbreitung von Diasporen in Wäldern

Die endo- und epizoochore Ausbreitung von Gefäßpflanzen durch Rot- (*Cervus elaphus*), Reh- (*Capreolus capreolus*) und Schwarzwild (*Sus scrofa*) wurde in Waldgebieten Schleswig-Holsteins und Niedersachsens untersucht. Im Vordergrund standen dabei die Fragen, welche Arten in welcher Menge von beiden Tierarten ausgebreitet werden und welche Bedeutung dies für die Artenzusammensetzung und biologische Vielfalt von Wäldern hat.

Frische Losung der drei Schalenwildarten wurde auf sterilisiertem Boden in Keimschalen ausgebracht. Die unter diesen Bedingungen gekeimten Pflanzen wurden bis zur Bestimmbarkeit beobachtet und ausgezählt. Außerdem wurde das Fell erlegter Tiere ausgekämmt und die Hufe abgebürstet, um weitere Diasporen für die Keimungsversuche zu gewinnen.

Insgesamt wurden auf diese Weise bei Reh- und Schwarzwild 2.473 Individuen von 77 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen. Bei der endozoochoren Ausbreitung übertrifft das Reh das Schwarzwild sowohl im Hinblick auf die Anzahl der Pflanzenarten als auch auf die der Individuen. Dagegen trägt das Wildschwein auf epizoochorem Wege in deutlich stärkerem Maße zur Ausbreitung von Gefäßpflanzen bei als das Reh. Dies betrifft in beiden Fällen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen.

Beim Rotwild liefen aus den Losungsproben 28.009 Pflanzen von 59 Arten auf. Die Zahl der Keimlinge der einzelnen Pflanzenarten sowie in den drei Untersuchungsgebieten und auch im Jahresverlauf war allerdings sehr unterschiedlich.

Eine Analyse der Biotopbindung der durch die drei Tierarten ausgebreiteten Gefäßpflanzenarten ergab einen besonders hohen Anteil von walddtypischen Arten, die auch im Offenland vorkommen und von Arten des Offenlandes; dagegen spielen Gehölze und weitgehend an Wald gebundene Arten der Krautschicht nur eine geringe Rolle. Konsequenzen für Waldökologie und -naturschutz werden diskutiert.

Ausbreitung und Verjüngung der Wildkirsche

Die Vogel-Kirsche (*Prunus avium*) ist in fast ganz Europa verbreitet. Dieser besonders im Frühjahr attraktive Baum erweist sich hinsichtlich der Standorte als sehr anpassungsfähig und wächst dabei auf frischen, nährstoffreichen Böden im sonnigen Klima besonders gut. *Prunus avium* ist am häufigsten in Eichen-Hainbuchenwäldern anzutreffen. *Prunus avium* eignet sich besonders gut für den naturnahen Waldbau, da sie zur Artenvielfalt, zur Vitalität des Waldes und zur Erhöhung der Ertragslage mit gleichzeitiger Risikominimierung für den Forstbetrieb beiträgt.

Die Vogel-Kirsche ist eine insektenbestäubte Baumart, wobei Bienen und Hummeln eine sehr große Rolle spielen. Die nach erfolgreicher Bestäubung entwickelten Früchte werden meist durch mittelgroße Vögel (u. a. von verschiedenen Drosselarten) und einige Säugetiere ausgebreitet, wobei Fuchs und Dachs von besonderer Bedeutung sind.

6. Gegenüberstellung der ursprünglich geplanten zu den tatsächlich erreichten Zielen; ggf. mit Hinweisen auf weiterführende Fragestellungen und auf Möglichkeiten der Umsetzung oder Anwendung

In dem Teilprojekt sollten folgende Fragestellungen (s. Kap. 1.1) bearbeitet werden:

- Welche großräumige Wirkung hat die forstliche Bewirtschaftung für die biologische Vielfalt auf Landschaftsebene?
- Wie kann eine möglichst hohe – für das jeweilige Ökosystem typische – biologische Vielfalt erhalten bzw. wieder hergestellt werden?
- Wie kann die biologische Vielfalt mit einfachen Methoden überprüft/erhoben werden?

Aus diesen Fragenkomplexen wurde im Projektantrag eine Reihe von wissenschaftlichen Arbeitszielen abgeleitet (s. u.). Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Rahmen dieser wissenschaftlichen Arbeitsziele nur Teilaspekte praktisch bearbeitet werden konnten. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden durch eine intensive Literaturlauswertung in den jeweiligen Diskussionsabschnitten von Teilprojekt 1 in Kap. C sowie in dem Beitrag von Teilprojekt 1 in Kapitel B untermauert.

Durchgeführte Arbeiten zu den wissenschaftlichen Arbeitszielen:

➤ *Definition der typischen Wald-Gefäßpflanzenarten*

Es wurde eine „Liste der typischen Waldgefäßpflanzen Deutschlands“ (SCHMIDT et al. 2003) erarbeitet, die nach den geographischen Großregionen Norddeutsches Tiefland, Hügel- und Bergland sowie Alpen gegliedert ist. Ihr Gültigkeitsbereich wird über eine Walddefinition eingegrenzt. Die Liste enthält 1.213 Taxa und ist zunächst, aufbauend auf der Wuchsform, in Schichten unterschieden. Strauch- und Krautschicht sind zusätzlich nach dem Grad der Bindung der einzelnen Arten an den Wald untergliedert (näheres s. Kap 3.1)

Forschungsbedarf

Entsprechende Listen müssen auch für andere Artengruppen erarbeitet werden.

➤ *Wechselwirkungen zwischen Artenvielfalt und Ökosystemstabilität*

Zu diesem Arbeitsziel wurden keine praktischen Arbeiten durchgeführt. Eine intensive Auseinandersetzung mit der vorliegenden Literatur ist in Kap B.1.C zu finden.

➤ *Ausbreitungsmechanismen und Ausbreitungsfähigkeit von ausgesuchten Pflanzenarten aus den verschiedenen Schichten von Waldökosystemen*

- Die Bedeutung von Großsäugern für die epi- und endozoochore Diasporenausbreitung von Gefäßpflanzenarten aus der Strauch- und Krautschicht wurde am Beispiel von Rot-, Reh- und Schwarzwild untersucht (s. Kap 3.6):

Reh- und Schwarzwild

In den Fell- und Losungsproben der beiden Tierarten wurden insgesamt 2473 Individuen von 77 Pflanzenarten gezählt. Ein großer Teil davon (94 %) gehört zu nur 21 Pflanzenarten mit jeweils mehr als 10 Individuen.

Proben aus Fell und Hufen von insgesamt 41 Rehen und 25 Wildschweinen bilden die Datengrundlage. Von den untersuchten Rehen wurden 28 im Sommerhalbjahr und 13 im Winterhalbjahr erlegt, beim Wildschwein stammt die Mehrzahl der Proben (20) aus dem Winterhalbjahr (Ende Oktober bis Mitte Dezember).

Insgesamt 949 Diasporen von 36 Pflanzenarten keimten in der Rehwild-Losung, beim Schwarzwild wurden 681 Diasporen von 51 Pflanzenarten gezählt. Von den insgesamt 60

gefundenen Arten wurden 9 ausschließlich vom Reh, 24 nur vom Wildschwein und 27 von beiden Tierarten endozoochor ausgebreitet.

Rotwild

Aus den Losungsproben mit einem Trockengewicht von insgesamt 4364 g liefen 28.009 Pflanzen von 59 Arten auf. Im Mittel keimten damit 642 Diasporen aus 100 g TS Losung. Die Zahl der Keimlinge der einzelnen Pflanzenarten sowie ihre Verteilung auf die drei Untersuchungsgebiete und auch im Jahresverlauf waren allerdings sehr unterschiedlich.

- Die Bedeutung von Säugern und Vögeln für die Fernausbreitung der Vogel-Kirsche (*Prunus avium*) wurde im Rahmen einer ausführlichen Literaturstudie bearbeitet (s. Kap. 3.8).

- Die Rolle des Eichelhähers bei der Fernausbreitung von Eichen (*Quercus robur* u. *Q. petraea*) wurde mit Hilfe von telemetrischen Methoden untersucht. Die Messungen konnten wegen Krankheit des Bearbeiters nicht ausgewertet werden, dies wird Anfang 2004 nachgeholt werden.

Forschungsbedarf

Bisher existieren erst wenige Arbeiten, die die Bewegung der Pflanzenarten in der Landschaft in Beziehung zu Landschaftsmustern setzen. Dies ist ein sehr komplexer Ansatz, da Wissen über Ausbreitungsfähigkeiten, über Ausbreitungsvektoren, Konkurrenzkraft und Ausdauer mit Daten zur räumlichen Anordnung der Habitate und den zeitlichen Änderungen in der Habitatqualität verknüpft werden müssen.

Detaillierte Untersuchungen, die beispielsweise Abundanz und Samenproduktion der etablierten Populationen sowie die Größe der zu besiedelnden Flächen einbeziehen, stehen noch aus (HONNAY et al. 2002). Es sind zudem auch keine Arbeiten bekannt, die explizit die ökologischen Charakteristika des Landschaftsverbundes in ihren Auswirkungen auf die Diasporenausbreitung einbeziehen (JULES & SHAHANI 2003)

Der gegenwärtige Kenntnisstand über die Prozesse zur Fernausbreitung ist relativ gering (HIGGINS et al. (2003), S. 1945: „we know relatively little about the processes that generate long-distance dispersal“).

- *Bedeutung von Fragmentierung und Vielfalt von Ökosystemen für die Biodiversität - unter besonderer Berücksichtigung von seltenen Arten - in Wäldern (diese Frage ist im engen Zusammenhang mit der vorhergegangenen Frage zu sehen).*

Zu diesem Ziel wurden verschiedene Untersuchungen vorgenommen:

- Für die Abgrenzung der Waldökosysteme im Gelände wurde auf der Grundlage aktueller großräumiger Vegetationsübersichten für den norddeutschen Raum ein **Kartierschlüssel** erarbeitet (s. Kap 2.2.2 und Anhang 1). Auf Grundlage des Kartierschlüssels erfolgte eine großflächige **Kartierung von Landschaftsausschnitten** (Streifen) im Maßstab 1 : 25000 (2 Streifen 20km x 5km im Landschaftsgradienten Jungmoräne, Sander, Altmoräne). Mit Hilfe von GIS-gestützten Auswertemethoden können Aussagen über Vielfalt und Fragmentierung von Ökosystemen – einschließlich der Flächengrößen gemacht werden.

- In einem Teil der Geländestreifen wurde auch eine Kartierung des Alt- und Totholzaufkommens durchgeführt, das ein wichtiger Strukturparameter für das Monitoring von Artenvielfalt ist (s. u.). An diese Kartierungsarbeiten schlossen sich Untersuchungen zu **totholzbewohnenden Käfern** an (s. Kap.3.9).

- Die Ökosystem- und Artenvielfalt auf Landschaftsebene wird maßgeblich durch das Mosaik historischer und rezenter Landnutzungsformen mitbestimmt. Die **Auswertung historischen Kartenmaterials**, insbesondere der Kurhannoverschen Landesaufnahme (1777), der Varendorfsche Karte des Herzogtums Holstein (1789-1796), der Königlich Preußischen Landesaufnahme (1881) und der Vergleich mit dem heutigen Zustand belegt für den Untersuchungsraum ein Nebeneinander historisch alter und junger Waldstandorte und damit eine unterschiedliche Habitatkontinuität. In Einzelfällen lässt sich die Nutzungsgeschichte sogar bis 1579 zurückverfolgen, da in diesem Jahr das Lübecker “Waldofficium” eingerichtet wurde, das in jährlichen Bereisungen der Lübecker Waldbesitzungen die anstehenden Nutzungen festgelegt hat.

Der **Einfluss der Habitatkontinuität auf die Phytodiversität** wurde eingehend untersucht (s. Kap. 3.4). Dabei wurde dem Vorkommen seltener Waldgefäßpflanzen besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Auf der Grundlage der Auswertung des historischen Kartenmaterials sowie mithilfe von Angaben der Forstämter wurden Vergleichsflächenpaare (historisch alte und junge Waldstandorte) ausgewählt und Transektuntersuchungen

durchgeführt. Neben den vegetationskundlichen Untersuchungen wurden Bodenproben hinsichtlich pH-Wert, C/N-Verhältnis, austauschbaren Kationen, Austauschkapazität und Basensättigung analysiert.

Forschungsbedarf

Es gibt nur wenige langfristige Experimente auf Landschaftsebene, die den Einfluss von reduzierter Flächengröße durch Fragmentierung eines vorher zusammenhängenden Habitats auf die Pflanzenartenvielfalt untersucht haben.

In Bezug auf krautige Waldgefäßpflanzenarten liegen erst wenige detaillierte Arbeiten zu den ökologischen, demographischen und genetischen Konsequenzen von Fragmentierung und Isolation auf das langfristige Überleben von Populationen vor.

Nahezu alle Arbeiten über die Vernetzung von Lebensräumen durch Korridore beschäftigen sich bislang mit Tierarten (Übersicht bei BEIER & NOSS 1998). Es gibt derzeit noch keine empirische Arbeit, die die Populationsdynamik von Waldgefäßpflanzen in isolierten Habitaten und Korridorfunktion verbindet. Weiterhin müsste für Mitteleuropa untersucht werden, welche Waldarten im Einzelnen von den Korridoren profitieren.

➤ *Bedeutung der forstlichen Bewirtschaftung für die Artenvielfalt in Nadel- und Mischwäldern (ergänzende Untersuchungen zu den bereits aus dem abgeschlossenen Projekt vorliegenden Ergebnissen zu diesem Komplex) sowie in Laubwaldökosystemen (hier insbesondere in Hinblick auf seltene Waldarten).*

- Vor Beginn der **Untersuchungen zum Vorkommen seltener Gefäßpflanzenarten** wurde eine Vorauswahl getroffen. Entscheidend war zunächst die Zugehörigkeit zur Gruppe der typischen Waldgefäßpflanzenarten (s. o.). Außerdem musste das Kriterium „Seltenheit“ Berücksichtigung finden. Dabei ist v. a. die Frequenz der Arten nach dem Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987) ausschlaggebend.

Angaben zum Vorkommen der ausgewählten seltenen Arten wurden zum einen der Fachliteratur entnommen, zum anderen wurden gezielt im Kreis Herzogtum Lauenburg tätige Botaniker befragt. Beginnend im Ost-West-Landschaftsausschnitt wurden auf Flächen mit Präsenz der ausgewählten seltenen Waldgefäßpflanzen Vegetationsaufnahmen durchgeführt sowie die abiotischen, biotischen und anthropogenen Standortfaktoren erfasst. Für alle

Aufnahmeflächen wurden Bodenproben genommen und hinsichtlich pH-Wert, C/N-Verhältnis, austauschbaren Kationen, Austauschkapazität und Basensättigung analysiert.

Zusätzlich zu den im Zusammenhang mit den Vegetationsaufnahmen erhobenen Daten wurde für die zu untersuchenden Landschaftsauschnitte eine floristische Kartierung auf der Ebene von 1/36 Messtischblättern durchgeführt, die Vergleichsmöglichkeiten mit dem Verbreitungsatlas der Flora Schleswig-Holsteins (RAABE 1987) bietet und somit Aussagen über die Kontinuität der Vorkommen erlaubt (s. Kap. 3.3).

Der überwiegende Teil der hier untersuchten **seltenen Gefäßpflanzenarten** ist an Sonderhabitats gebunden. Diese können auch durch menschliche Aktivitäten geschaffen worden sein (z. B. Waldränder; s. Kap. 3.3).

- Neben der Habitatqualität spielen für die Artenvielfalt auch Baumartenvielfalt sowie die Habitatstrukturen „Altbäume“ und „starkes Totholz“ eine wichtige Rolle.

Die festgestellte hohe Artenvielfalt der **epiphytischen Flechten** im Untersuchungsgebiet lässt sich in erster Linie auf eine hohe Baumartenvielfalt zurückführen. Die historische Nutzung und Sonderstandorte wie feuchte Senken und staunasse Bereiche bedingen das Nebeneinander unterschiedlicher Baumarten und bilden damit günstige Voraussetzungen für die Flechtenartenvielfalt. Darüber hinaus sind viele baumbewohnende Flechtenarten auf die Habitatstrukturen „Altbäume“ und „starkes Totholz“ angewiesen (s. Kap. 3.5).

- Unter den **totholzbewohnenden Käfern** besitzen viele Arten eine enge Bindung an Totholz mit spezifischen Eigenschaften (z. B. Baumart, Lage (stehend oder liegend), Zersetzungsgrad, Pilzbesatz) sowie an die Menge und räumliche Verteilung des Totholzes (s. Kap. 3.9). Ein großräumiges Monitoring der Artenvielfalt an Flechten und totholzbewohnenden Käfern ist daher am effektivsten über die entsprechenden Habitatstrukturen möglich.

➤ *Ausscheidung von Schlüssel- und Weiserarten sowie von Habitatstrukturen als Indikatoren für das großflächige Monitoring der Biodiversität in Wäldern.*

Mit der „**Liste der typischen Waldgefäßpflanzen Deutschlands**“ ist ein wichtige Bewertungshilfe im Zusammenhang mit der Quantifizierung von Artenvielfalt in Wäldern für diese Artengruppe erarbeitet worden (s. o. und Kap. 3.1).

Als spezifische Weiserarten für den Zustand von Sonderstandorten können **seltene Gefäßpflanzenarten** verwendet werden, da sie oft eine enge Bindung an diese Sonderhabitats aufweisen (s. o.).

Die festgestellte hohe Artenvielfalt der epiphytischen Flechten im Untersuchungsgebiet lässt sich in erster Linie auf eine **hohe Baumartenvielfalt** zurückführen. Darüber hinaus sind viele baumbewohnende Flechtenarten auf die Habitatstrukturen „**Altbäume**“ und „**starkes Totholz**“ angewiesen (s. o.).

- Unter den **totholzbewohnenden Käfern** besitzen viele Arten eine enge Bindung an Totholz mit spezifischen Eigenschaften (z. B. Baumart, Lage (stehend oder liegend), Zersetzungsgrad, Pilzbesatz) sowie an die Menge und räumliche Verteilung des Totholzes (s. Kap. 3.9). Ein großräumiges Monitoring der Artenvielfalt an Flechten und totholzbewohnenden Käfern ist daher am effektivsten über die entsprechenden Habitatstrukturen möglich.

- Spezifische Indikatoren für eine hohe Waldkontinuität unter den Gefäßpflanzenarten und Flechten sind die regional zu benennenden „**Indikatorarten für historisch alte Wälder**“ (s. Kap. 3.4 und 3.5).

➤ *Bedeutung von anthropogenen Eingriffen einschließlich der forstlichen Bewirtschaftung auf die Ökosystem- und damit auch auf die Artenvielfalt.*

Dieses wissenschaftliche Arbeitsziel ist durch die bereits besprochenen Aktivitäten abgedeckt.

7. Literaturverzeichnis

- ABOU-ZEID, A., HEDRICH, C.M., NEUMANN, K.-H. (1977): Untersuchungen zum Nachreifeprozess bei Samen von *Prunus avium*. *Angewandte Botanik* 51: 37-45.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 106-113.
- ALLARD, D., POUDEVIGNE, I. (2002): Biodiversity in changing landscapes: from species or patch assemblages to system organisation. In: LEUVEN, R., POUDEVIGNE, I., TEEUW, R. (eds): *Application of geographic information systems and remote sensing in river studies*. Backhuys Publishers, Leiden: S. 9-24.
- AMMER, U. (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzten Wäldern) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens 0339735A: 22 S.

- AMMER, U., SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: 70-87.
- ANONYM (1927): Die Krummesser Landstraße. Lübecker Heimathefte 5/6, Lübeck.
- AUSTIN, P. (1982): Use of relative physiological performance value in the prediction of performance in multispecies mixtures from monoculture performance. *Journal of Ecology* 70: 559-570.
- BAKKER, J. P., BEKKER, R. M., THOMPSON, K. (2000): From a seed bank database towards a seed database. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9: 61-72.
- BARKMAN, J. J. (1966): Menschlicher Einfluß auf die Epiphytenvegetation West-Europas. In: TÜXEN, R.: *Anthropogene Vegetation*: 8-18.
- BEHREND, A. (1999): Kinetik des Ingestaflusses bei Rehen (*Capreolus capreolus*) und Mufflons (*Ovis ammon musimon*) im saisonalen Verlauf. Dissertation Humboldt-Universität Berlin.
- BEIER, P., NOSS, R. F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- BEKKER, R. M., SCHAMINEE, J. H., BAKKER, J. P., THOMPSON, K. (1998): Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 47: 15-26.
- BELLEMARE J., MOTZKIN G., FOSTER D.R (2002): Legacies of the agricultural past in the forested present: an assessment of historical land-use effects on rich mesic forests. *Journal of Biogeography* 29: 1401-1420.
- BENKERT, D., FUKAREK, F., KORSCH, H. (1996): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands*. Fischer Verlag, Jena: 615 S.
- BIERZYCHUDEK, P. (1982): Life histories and demography of shade-tolerant temperate forest herbs: a review. *New Phytologist* 90: 757-776.
- BILLETFT, B. (1983): Entwicklungstendenzen im Naturwaldreservat Ehrhorner Dünen. *Der Forst- und Holzwirt* 19: 498-501.
- BLASCHKE, M., HELFER, W. (1999): Artenvielfalt bei Pilzen in Naturwaldreservaten. *AFZ/Der Wald* 54: 383-385.
- BMVEL (Hrsg., 2001): *Die biologische Vielfalt des Waldes. Ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung*. - Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Bonn.
- BONCINA, A. (2000): Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. *Global Ecol. Biogeogr.* 9: 201-211.
- BONN, S., POSCHLOD, P. (1998): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas: Grundlagen und kulturhistorische Aspekte*. UTB für Wissenschaft, Wiesbaden: 404 S.
- BOSSUYT, B., DECKERS, J., HERMY, M. (1999a): A field methodology for assessing man-made disturbance in forest soils developed in loess. *Soil Use and Management* 15: 14-20.
- BOSSUYT, B., HERMY, M., DECKERS, J. (1999b): Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 628-638.
- BOSSUYT, B., HEYN, M., HERMY, M. (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33-48.
- BRAND, J. (2000): *Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland*. *Dissertationes Botanicae* 323: 344 S.
- BRÄUER, I., MAIBOM, W., MATTHIES, D., TSCHARNTKE, T. (1999): Populationsgröße und Aussterberisiko gefährdeter Pflanzenarten in Niedersachsen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 505-510.
- BRIEDERMANN, L. (1990): *Schwarzwild*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 540S.

- BRUNET, J. (1993): Environmental and historical factors limiting the distribution of rare forest grasses in south Sweden. *Forest Ecology and Management* 61: 263-275.
- BRUNET, J. (1994): Der Einfluss von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation südschwedischer Laubwälder. *NNA-Berichte* 7: 96-101.
- BRUNET, J., OHEIMB, G. v. (1998a): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429-438.
- BRUNET, J., OHEIMB, G. v. (1998b): Colonization of secondary woodlands by *Anemone nemorosa*. *Nordic Journal of Botany* 18: 369-377.
- BRUNET, J., OHEIMB, G. v., DIEKMANN, M. (2000): Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 515-524.
- BÜCKING, W. (1970): Nitrifikation als Standortfaktor von Waldgesellschaften. Dissertation, Universität Freiburg.
- BÜCKING, W. (Hrsg, 1996): Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern. Holzbewohnende Käfer, Laufkäfer und Vögel. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 203: 271 S.
- BULLOCK, J.M., MOY, I.L., PYWELL, R., COULSON, S.J., NOLAN, A.M., CASWELL, H. (2002): Plant dispersal and colonisation processes at local and landscape scales. In: J.M. BULLOCK, R.E. KENWARD, R. HAILS (eds): *Dispersal Ecology*. Blackwell Science, Oxford, S. 279-302.
- BURGER, A. (1999): Lebensraum Totholz in Naturwaldreservaten der Rhön. *AFZ/Der Wald* 54: 390-391.
- BUTAYE, J., JACQUEMYN, H., HERMY, M. (2001): Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. *Ecography* 24: 369-380.
- BUTAYE, J., JACQUEMYN, H., HONNAY, O., HERMY, M. (2002): The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. *Journal of Vegetation Science* 13: 27-34.
- CAIN, M. L., DAMMAN, H., MUIR, A. (1998): Seed dispersal and the Holocene migration of woodland herbs. *Ecological Monograph* 68: 325-347.
- CAIN, M. L., MILLIGAN, B. G., STRAND, A. E. (2000): Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87: 1217-1227.
- CAMERON, T. (2002): 2002: the year of the 'diversity-ecosystem function' debate. *Trends Ecology Evolution* 17: 495-496.
- CANHAM, C. D., DENSLOW, J. S., PLATT, W. J., RUNKLE, J. R., SPIES, T. A., WHITE, P. S. (1990): Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620-631.
- CHAPIN, F. S., SALA, O. E., BURKE, I. C., GRIME, J. P., HOOPER, D. U., LAUENROTH, W. K., LOMBARD, A., MOONEY, H. A., MOSIER, A. R., NAEEM, S., PACALA, S. W., ROY, J., STEFFEN, W. L., TILMAN, D. (1998): Ecosystem consequences of changing biodiversity: experimental evidence and a research agenda for the future. *BioScience* 48:45-52.
- CLARK, J.S., FASTIE, C., HURTT, G., JACKSON, S., JOHNSON, C., KING, G., LEWIS, M., LYNCH, J., PACALA, S., PRENTICE, I.C., SCHUPP, E. W., WEBB, T., WYCKOFF, P. (1998): Reid's Paradox of rapid plant migration. *Bioscience* 48: 13-24.
- COATES, K. D., BURTON, P. J. (1997): A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337-354.
- COOK, W. M., LANE, K. T., FOSTER, B. L., HOLT, R. D. (2002): Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5: 619-623.
- CORBIT, M., MARKS, P. L., GARDESCU, S. (1999): Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central NY, USA. *Journal of Ecology* 87: 220-232.

- CORNELIUS, R., HOFMANN, R. R. (1999): Huftiergemeinschaften und Vegetation – Entstehung, Zerstörung und schrittweise Rekonstruktion eines natürlichen Gefüges. *Natur-Kulturlandsch.* 3: 382-389.
- CORNELL, W. K., GRUBB, P. J. (2003): Regional and local patterns in plant richness with respect to resource availability. *Oikos* 100: 417-428.
- DAHIR, S. E., LORIMER, C. G. (1996): Variation in canopy gap formation among developmental stages of northern hardwood stands. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1875-1892.
- DAVIS, M. B. (2001): Past and future forest response to rapid climate change. In: *Global biogeochemical cycles in the climate system*: 167-175.
- DAVIS, M.A., WRAGE, K.J., REICH, P.B. (1998): Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* 86: 652-661.
- DE BLOIS, S., DOMON, G., BOUCHARD, A. (2002): Landscape issues in plant ecology. *Ecography* 25: 244-256.
- DETSCH, R., AMMER, U. (1999): Waldökologischer Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. *AFZ/Der Wald* 54 (8): 394-396.
- DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. *Tuexenia* 5: 491-522.
- DIERSCHKE, H. (1986): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. III. Syntaxonomische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder, zugleich eine Übersicht der Carpinion-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. *Tuexenia* 6: 299-324.
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – *Ber. Reinh. Tüxen-Ges.* 1: 107-148. Göttingen.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer. Stuttgart. 683 S.
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung – Ökologie – Schutz. *Scripta Geobotanica* 19: 122 S.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandesentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Flechtengesellschaften. *Naturchutz Landschaftspfl. in Niedersachs.* 20/ 10: 1-122. Hannover.
- DUPOUEY, J.L., DAMBRINE, E., LAFFITE, J.D., MOARES, C. (2002): Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83: 2978-2984.
- DUPRÉ, C., EHRLÉN, J. (2002): Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology* 90: 796-805.
- DZIECIOŁOWSKI, R.M. (1969): Foods of the red deer as determined by rumen content analyses. *Acta Theriologica* 6: 89-110.
- DZWONKO, Z. (1993): Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. *Journal of Vegetation Science* 4: 693-698.
- DZWONKO, Z. (2001): Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 38: 942-951.
- DZWONKO, Z., GAWRONSKI, S. (1994): The role of woodland fragments, soil types, and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 111: 149-160.
- DZWONKO, Z., LOSTER, S. (1988): Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 76: 15-27.
- DZWONKO, Z., LOSTER, S. (1989): Distribution of vascular plant species in small woodlands on the western Carpathian foothills. *Oikos* 56: 77-86.

- DZWONKO, Z., LOSTER, S. (1992): Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19: 195-204.
- EHRLÉN, J., ERIKSSON, O. (1996): Seedling recruitment in the perennial herb *Lathyrus vernus*. *Flora* 191: 377-383.
- EHRLÉN, J., ERIKSSON, O. (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81: 1667-1674.
- EHRLÉN, J., ERIKSSON, O. (2003): Large-scale spatial dynamics of plants: a response to Freckleton; Watkinson. *Journal of Ecology* 91: 316-320.
- EISFELD, D., HAHN, N. (1998): Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Abschlußber. an das Ministerium Ländl. Raum Bad.-Württ. Stegen-Wittental: 61 S.
- ELLENBERG, H. sen. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Ulmer Verlag: 1096 S.
- ELLENBERG, H. sen., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Gefäßpflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18, 2. Aufl.: 258 S.
- ELLENBERG, H. jun. (1974): Beiträge zur Ökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L. 1758). Daten aus den Stammhamer Versuchsgehegen. Dissertation, Universität Kiel: 120 S.
- ELLENBERG, H. jun. (1978): Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa. *Spixiana Supplem.* 2: 211 S.
- ELLENBERG, H. jun. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immisionen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136: 19-39.
- ELLENBERG, H. jun. (1988): Eutrophierung - Veränderungen der Waldvegetation - Folgen für den Reh-Wildverbiss und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 139: 261-282.
- ELLENBERG, H. jun. (1997): Biologische Vielfalt auf Art-Ebene und ihre Gefährdung als Kriterium und Indikator für ein Monitoring der Nachhaltigkeit von Waldbewirtschaftung – Ein Diskussionsbeitrag zum „Helsinki-Prozeß“. *Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft* 465: 127-137.
- ENDELS, P., JACQUEMYN, H., BRYNS, R., HERMY M., DE BLUST, G. (2002): Temporal changes (1986-1999) in populations of primrose (*Primula vulgaris* Huds.) in an agricultural landscape and implications for conservation. *Biological Conservation* 105: 11-25.
- ENTZEROTH, R. (1979): Floristische Aufnahme von Wildgehegen im Rheinland zur Ermittlung der von wiederkäuenden Schalenwildarten verschmähten Pflanzen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 24: 187-194.
- ERICHSEN, C. F. E. (1926): Zwei verschollene Krattflechten. *Die Heimat* 36: 159-161.
- ERIKSSON, O. (1994): Seedling recruitment in the perennial herb *Actaea spicata* L. *Flora* 189: 187-191.
- ERIKSSON, O. (1995): Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effect of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65-70.
- ERIKSSON, O. (1996): Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77: 248-258.
- ERIKSSON, O., EHRLÉN, J. (1992): Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360-364.
- ERNST, G., HANSTEIN, U. (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *NNA-Berichte* 2/2001: 28-83.
- EWALD, J. (1995): Eine vegetationskundliche Datenbank bayerischer Bergwälder. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 56: 453-465.
- FERNANDEZ, R., SANTI, F., DUFOUR, J. (1996): Ausgewähltes Vermehrungsgut der Vogelkirsche in Frankreich. *AFZ/ Der Wald* 51 (6): 290 – 294
- FIEDLER, P. L., JAIN, S. K. (1992): *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman; Hall, New York.

- FISCHER, A. (2000): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Bodenvegetation - ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für das Wildtiermanagement aus vegetationsökologischer Sicht. Ber. Freiburger Forstl. Forsch. 17: 81-93.
- FISCHER-BENZON, R. v. (1901): Die Flechten Schleswig-Holsteins. Lipsius; Tischer. Kiel. 103 S.
- FOLLMANN, G. (1986): Zur Kryptogamenflora und Kryptogamenvegetation des Naturschutzgebietes Urwald Sababurg im Reinhardswald (Nordhessen). Hessische Floristische Berichte 4: 50-58.
- FOSTER, D. (2002): Insights from historical geography to ecology and conservation: lessons from the New England landscape. Journal of Biogeography 29: 1269-1275.
- FRECKLETON, R.P., WATKINSON, A.R. (2002) Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. Journal of Ecology 90: 419-434.
- FRECKLETON, R.P., WATKINSON, A.R. (2003): Are all plant populations metapopulations? Journal of Ecology 91: 321-324.
- FRENZEL, B. (1993): Ökologische Konsequenzen der Entwicklung vom Wald zum Forst in Mitteleuropa. Rundgespräche der Kommission für Ökologie 7: 141-159.
- GÄRTNER, S. (2003): Auswirkungen des Waldumbaus auf die Vegetation im Südschwarzwald. Dissertation, Universität Freiburg: 233 S.
- GEBERT, C., VERHEYEN-TIXIER, H. (2001): Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. Mammal Revier 31: 189-201.
- GILL, R.M., BEARDALL, V. (2001): The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. Forestry 74: 209-218.
- GODOY, J.A., JORDANO, P. (2001): Seed dispersal by animals: exact identification of source trees with endocarp DNA microsatellites. Molecular Ecology 10: 2275 – 2283.
- GÖNNERT, T. (1989): Ökologische Bedingungen verschiedener Laubwaldgesellschaften des Nordwestdeutschen Tieflandes. Dissertationes Botanicae 136: 224 S.
- GRAAE, B.J., SUNDE, P. B., FRITZBOGER, B. (2003): Vegetation and soil differences in ancient opposed to new forests. Forest Ecology and Management 177: 179-190.
- GRASHOF-BOKDAM, C. J. (1997): Forest plants in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. Journal of Vegetation Science 8: 21-28.
- GRASHOF-BOKDAM, C. J., GEERTSEMA, W. (1998): The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. Journal of Biogeography 25: 837-846.
- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. Wiley.
- GRIME, J. P., HODGSON, J. G., HUNT, R. (1988): Comparative Plant Ecology: A functional approach to common British plants. Unwin Hyman, London: 742 S.
- GROHMANN, C. (2003): Einfluss von Alter, Fläche und Isolation von Wäldern auf die Zusammensetzung und Vielfalt der totholzbewohnenden Käferfauna. Diplomarbeit, Universität Kiel: 79 S.
- GROSSES LEXIKON DER TIERE (1989): Sonderausgabe in 6 Bänden, Lingen Verlag, Köln
- HAEUPLER, H., SCHÖNFELDER, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Ulmer Verlag, Stuttgart: 768 S.
- HAHN, N. (2002): Raumnutzung und Ernährung von Schwarzwild. LWF aktuell 35: 32-34.
- HANSKI, I., GILPIN, M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biol. J. Linn. Soc. 42: 3-16.
- HÄRDTLE, W. (1994): Zur Veränderung und Schutzfähigkeit historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein. Berichte der NNA 7: 88-96.
- HÄRDTLE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (*Quercus-Fagetea*) im nördlichen Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein 48: 441 S.

- HÄRDTLE, W. (1996): Vorkommen und Bestandesentwicklung seltener Waldarten im nördlichen Schleswig-Holstein. Kieler Notizen für Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 24: 63-80.
- HÄRDTLE, 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.
- HÄRDTLE, W., OHEIMB, G. v., WESTPHAL, C. (2003): 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: 327-338.
- HARMER, R., PETERKEN, G., KERR, G., POULTON, P. (2001): Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. Biological Conservation 101: 291-304.
- HARRISON, S. (1997): How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian serpentine chaparral. Ecology 78: 1898-1906.
- HARRISON, S. (1999): Local and regional diversity in a patchy landscape: Native, alien, and endemic herbs on serpentine. Ecology 80: 70-80.
- HATLAPA, H.-H.M. (1988): Über die Bedeutung der Großen Brennnessel (*Urtica dioica*) bei der Äsungswahl des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.). Zeitschrift für Jagdwissenschaft 34: 51-54.
- HAUCK, M. (1995): Beiträge zur Bestandssituation epiphytischer Flechten in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4: 55-95.
- HAUCK, M. (1998): Die Flechtenflora der Gemeinde Amt Neuhaus (Nordost-Niedersachsen). Tuexenia 18: 451-461.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Dissertationes Botanicae 239: 311 S.
- HEINKEN, T. (1998): Zum Einfluss des Alters von Waldstandorten auf die Vegetation in bodensauren Laubwäldern des Niedersächsischen Tieflandes. Arch. für Nat.- Lands.- 37: 201-232.
- HEINKEN, T., HANSPACH, H., RAUDNITSCHKA, D., SCHAUMANN, F. (2002): Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. Phytocoenologia 32: 627-643.
- HEINKEN, T., HANSPACH, H., SCHAUMANN, F. (2001a): Welche Rolle spielt die endozoochore Ausbreitung von Pflanzen durch wildlebende Säugetiere? Untersuchungen in zwei brandenburgischen Waldgebieten. Hercynia N. F. 34: 237-259.
- HEINKEN, T., LEES, D., RAUDNITSCHKA, D., RUNGE, S. (2001b): Epizoochorous dispersal of bryophyte stem fragments by roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). - J. Bryol. 23: 293-300.
- HEINKEN, T., RAUDNITSCHKA, D. (2002): Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central european forests by epizoochory? A case study in NE Germany. Forstwissenschaftliches Centralblatt 121: 179-194.
- HERMY, M., STIEPERAERE, H. (1981): An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). Vegetatio 44: 35-47.
- HERMY, M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM, C., LAWESSON, J. (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biol. Conserv. 91: 9-22.
- HIGGINS, S. I., CLARK, J. S., NATHAN, R., HOVESTADT, T., SCHURR, F., FRAGOSO, J., AQUIR, M., RIBBENS, E., LAVOREL, S. (2003a): Forecasting plant migration rates: managing uncertainty for risk assessment. Journal of Ecology 91: 341-347.

- HIGGINS, S. I., NATHAN, R., CAIN, M. L. (2003b): Are long-distance dispersal events in plants usually caused by non-standard means of dispersal? *Ecology* 84: 1945-1956.
- HIGGINS, S. I., RICHARDSON, D. M. (1999): Predicting plant migration rates in a changing world: the role of long-distance dispersal. *American Naturalist* 153: 464-475.
- HOBBS, E. R. (1988): Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1: 141-152.
- HOFMANN, R. R. (1976): Zur Charakterisierung des wiederkäuenden Schalenwildes nach Äsungstypen. Beilage zu DJV-Nachrichten, 2/1976.
- HOFMANN, R. R. (1978): Die Stellung der europäischen Wildwiederkäuer im System der Äsungstypen. In: *Wildbiologische Informationen für den Jäger – Jagd und Hege*: 9-18.
- HOFMANN, T. (1999): Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachses (*Meles meles* L. 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland), Dissertation, Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
- HOFMEISTER, H. (1990): *Lebensraum Wald: ein Weg zum Kennenlernen von Pflanzengesellschaften und ihrer Ökologie*, 3. Auflage, Parey, Hamburg, Berlin
- HOMM, T., DE BRUYN, U. (2000): Moose und Flechten im Naturschutzgebiet „Hasbruch“, einer Naturwaldparzelle in einer ehemaligen Hudelandschaft Nordwestdeutschlands. - *Herzogia* 14: 171-194.
- HOMOLKA, M. (1990): Food of *Cervus elaphus* in the course of the year in the mixed forest habitat of the Draňanska Vrchovina highlands. *Folia Zoologica* 39: 1-13.
- HONNAY, O., BOSSUYT, B., VERHEYEN, K., BUTAYE, J., JACQUEMYN, H., HERMY, M. (2002): Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiv. Conserv.* 11: 213-242.
- HONNAY, O., HERMY, M., COPPIN, P. (1999a): Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 115: 157-170.
- HONNAY, O., HERMY, M., COPPIN, P. (1999b): Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87:73-84.
- HONNAY, O., VERHEYEN, K., BUTAYE, J., JACQUEMYN, H., BOSSUYT, B., HERMY, M. (2002): Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 5: 525-539.
- HOFTMANN, D. A., VAN KLEUNEN, M., DIEMER, M. (2003): Effects of habitat fragmentation on the fitness of two common wetland species, *Carex davalliana* and *Succisa pratensis*. *Oecologia* 134: 350-359.
- JACOBSEN, P. (1992): Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig- Holst. Hamburg* 42: 1-234.
- JACQUEMYN, H., BUTAYE, J., HERMY, M. (2000): Kolonisatie van jonge bosfragmenten – de rol van ruimtelijke isolatie en implicaties voor bosuitbreiding. *Landschap* 17 : 165-176.
- JACQUEMYN, H., VAN ROSSUM, F., BRYS, R., ENDELS, P., HERMY, M., TRIEST, L., DE BLUST, G. (2003): Effects of agricultural land use and fragmentation on genetics, demography and population persistence of the rare *Primula vulgaris*, and implications for conservation. *Belgian Journal of Botany* 136: 5-22.
- JANZEN, D.H. (1984): Dispersal of small seeds by big herbivores: foliage is the fruit. *American Naturalist* 123: 338-353.
- JENSSEN, M., HOFMANN, G. (2002): Pflanzenartenvielfalt, Naturnähe und ökologischer Waldumbau. *AFZ/Der Wald* 57: 402-405
- JORDANO, P. (1995): Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. *Oikos* 71: 479-491.
- KADMON, R. (1995): Nested species subsets and geographic isolation: a case study. *Ecology* 76: 458-465.

- KIRSCHBAUM, U., WIRTH, V. (1997): Flechten erkennen, Luftgüte bestimmen. 2. Aufl. - Ulmer. Stuttgart: 128 S.
- KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung. - Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel Zürich 38: 1-186.
- KOERNER, W., DUPOUEY, J. L., DAMBRINE, E., BENOIT, M. (1997): Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology* 85: 351-358.
- KOHL, H., MARCINEK, J., NITZ, B. (1976): Geographie der DDR. Studienbücherei Geographie Bd. 7, VEB Hermann Haack, Leipzig: 184 S.
- KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. Vergleichsuntersuchungen im Waldreservat Kermeter in der Nordeifel. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen 6: 283S.
- KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen VII. LÖBF-Schriftenreihe 18: 351 S.
- KOLB, A., DIEKMANN, M. (2004): The distribution of forest plant species in a fragmented landscape: Separating the effects of environment, habitat configuration and forest continuity. *Journal of Vegetation Science*: (im Druck).
- KOLLMANN, J. (1994): Ausbreitungsökologie endozoochorer Gehölzarten. Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“, Band 9, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe
- KOLLMANN, J. (1997): Hypotheses on the regeneration niche of fleshy fruited species in natural forest gaps and edges in central Europe. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 85-91.
- KOLLMANN, J., SCHILL, H.-P. (1996): Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125: 193-205.
- KOOP, S. (1989): Forest Dynamics. Silvi-star: a comprehensive monitoring system. Springer-Verlag: 229 S.
- KORPEL, Š. (1992): Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. *AFZ* 47: 1148-1152.
- KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, NY, 310 S.
- KOWNATZKI, D. (2002): Asexuelle und sexuelle Reproduktion bei der Vogelkirsche (*Prunus avium* L.), Dissertation, Universität Göttingen
- KRAUS, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildsdichte. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 33: 42-59.
- KRAFT, A.; HOBOM, C.: Zur Pflanzenarten-Vielfalt ausgewählter Laubwaldgesellschaften in Norddeutschland auf der Grundlage synusialer Erhebungen. *Tuexenia* (im Druck).
- KRIEBITZSCH, W.-U. (1978): Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. *Scripta Geobotanica* 14: 66 S.
- KRIEBITZSCH, W.-U., OHEIMB, G. v., ELLENBERG, H., ENGELSCHALL, B., HEUVELDOP, J. (2000): Entwicklung der Gehölzvegetation auf gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen in Laubwäldern auf Jungmoränenböden in Ostholstein. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 171: 1-10.
- KÜHN, I. (2000): Ökologisch-numerische Untersuchungen an Wäldern in der Westfälischen Bucht. Ein Beitrag zur Altwaldforschung. *Archiv naturwiss. Diss.* 12: 192 S.
- LABHARDT, F. (1990): Der Rotfuchs: Naturgeschichte, Ökologie und Verhalten dieses erstaunlichen Jagdwildes, Parey, Hamburg, Berlin

- LACK, D. (1976): Island birds. Blackwell Scientific, Oxford. Landschaftspfl. B.-Württemberg. 11: 135-154.
- LANGE, J. (1994): Die Jugendentwicklung der Vogelkirsche in Pflanzungen auf verschiedenen Standorten, Diplomarbeit, FHS Hildesheim/ Holzminden, Göttingen
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Haupt, Bern/Stuttgart: 260 S.
- LEMOINE, M., DUFOUR, J., SANTI, F. (1992): Le Merisier : IN : GALLAIS, A., BANNEROT, H. (Hrsg.): Amélioration des espèces végétales cultivées – objectifs et critères de sélection. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Paris
- LEUSCHNER, C. (1993): Resource availability at three presumed stages of a heathland succession on the Lüneburger Heide, Germany. Journal of Vegetation Science 4: 255-262.
- LEUSCHNER, C. (1999): Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 11: 109-131.
- LEVINS, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bull. Entomol. Soc. Am. 15: 237-240.
- LITTERSKI, B. (1992): Flechtengesellschaften im Gebiet der Insel Rügen. - Gleditschia 20: 123-152.
- MALO, J. E., SUÁREZ, F. (1995): Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean *dehesa*. Oecologia 104: 246-255.
- MALO, J. E., JIMENEZ, B., SUÁREZ, F. (2000): Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean *dehesa*. Journal of Range Management 53: 322-328.
- MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchungen der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. Archiv naturwissenschaftl. Dissert. 8: 283 S.
- MASUCH, G. (1993): Biologie der Flechten. - Quelle, Meyer. Wiesbaden: 411 S.
- MATLACK, G.R. (1994): Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. Ecology 75: 1491-1502.
- MAYER, H., ZUKRIGL, K., SCHREMPF, W., SCHLAGER, G. u. Mitarb. (1989): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. 2. Aufl., Inst. f. Waldbau, Univ. f. Bodenkultur, Wien: 971 S.
- MCCANN, K. S. (2000): The diversity-stability debate. Nature 405: 228-233.
- MEIER, A. J., BRATTON, S. P., DUFFY, D. C. (1995): Possible ecological mechanisms for loss of vernal-herb diversity in logged eastern deciduous forests. Ecological Applications 5: 935-946.
- MEYER, P., TABAKU, V., V. LÜPKE, B. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt 122: 47-58.
- MEYER, PH., ABS, C., FISCHER, A. (2002): Biodiversität als Kriterium für Bewertungen im Naturschutz - eine Diskussionsanregung. Natur und Landschaft 77: 461 - 463.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J. (1953-1962): Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad-Godesberg.
- MIDDLETON, J., MERRIAM, G. (1983): Distribution of woodland species in farmland woods. Journal of Applied Ecology 20: 625-644.
- MIERWALD, U., BELLER, J. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. Landesamt f. Natursch. Landschaftspfl. Schl.-Holst. (Hrsg.), Kiel: 64 S.
- MITCHELL, B., MCCOWAN, D. (1984): The defecation frequencies of red deer in different habitats. Annual Report of the Institute of Terrestrial Ecology: 15-17.
- MØLLER, P. F. (1997): Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. En sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove. Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1997/41.

- MOSANDL, R. (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln – dargestellt am Beispiel eines Bergmischwaldes. *Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns* 46: 246 S.
- MROTZEK, R., HALDER, M., SCHMIDT, W. (1999): Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 437-443.
- MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. sen. (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: 547 S.
- MUHLE, H. (1977): Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 19/ 20: 47-62.
- MÜRI, H. (1999): Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. *Z. Ökol. Natursch.* 8: 41-51.
- NATHAN, R., MULLER-LANDAU, H. C. (1999): Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends Ecol. Evol.* 15: 278-285.
- NATHAN, R., KATUL, G. G., HORN, H. S., THOMAS, S. T., OREN, R., AVISSAR, R., PACALA, S. W., LEVIN, S. A. (2002): Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature* 418: 409–413.
- NATIONALER BERICHT „Naturwaldreservate in Österreich“ (1999): <http://fbva.forvie.ac.at/inst1/publ/koch/naturwald98.html>
- NESSING, G., ZERBE, S. (2002): Wild und Waldvegetation - Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 173: 177-185.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1994): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. Runderlaß des ML vom 05.05.1994, 403/406 F 64210-56.1
- NOTTELMANN, U. (1984): Vergleich von Flechtenvegetationen nord- und südexponierter Hänge des Arenbachtals im Schönbuch. Unveröff. Zulassungsarbeit Universität Tübingen: 35 S.
- OBERDORFER, E. (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- OHEIMB, G. v. (1996): Ausbreitung und Verbreitung krautiger Pflanzenarten im Vergleich alter und junger Laubwälder in Südschweden. Diplomarbeit, Univ. Göttingen.
- OHEIMB, G. v. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. *Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse* 70: 261 S.
- 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 besonderen Aspekten des Naturschutzes und des Verbissdruckes von Wild. – *Mitt. Bundesforschungsanst. für Forst- und Holzwirtsch.* 195: 279-450.
- OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. (2003): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174: 1-7.
- OHEIMB, G. v., SCHMIDT, M., SOMMER, K., KRIEBITZSCH, W.U., ELLENBERG, H. 2004: Dispersal of vascular plants by Game in Northern Germany. Part II: Red deer: (in Vorb.)
- OOSTERMEIJER, J. G. (2000): Population viability analysis of the rare *Gentiana pneumonanthe*: the importance of genetics, demography and reproductive biology. In: YOUNG, A. G., CLARKE, G. M., PANNELL, J. R., OBBARD, D. J. (2003): Probing the primacy of the patch: what makes a metapopulation? *Journal of Ecology* 91: 485-488.
- OTTO, H.-J. (1988): Anbau der Vogelkirsche in Niedersachsen. *AFZ* 43: 542-543.
- OTTO, H.-J. (1991): Forstökologie, Waldbau und Naturschutz. *AFZ* 46: 9-14.

- PAKEMAN, R. J., DIGNEFFE, G., SMALL, J. L. (2002): Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology* 16: 296-304.
- PETERKEN, G. F. (1974): A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* 6: 239-245.
- PETERKEN, G. F., GAME, M. (1981): Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 69: 781-796.
- PETERKEN, G. F., GAME, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72: 155-182.
- PETERSEN, P. M. (1994): Flora, vegetation, and soil in broadleaved ancient and planted woodland, and scrub on Røsnæs, Denmark. *Nord. J. Bot.* 14: 693-709.
- PETRAK, M. (1991): Wechselwirkungen zwischen Wild und Vegetation. *AFZ* 46: 172-174.
- PETRAK, W. (1999): Raumnutzung und Wildwechsel – Schlüssel zur Überlebensstrategie des Rothirsches (*Cervus elaphus*) und zu den Wechselbeziehungen zwischen Lebensraum und Wildwechsel. *Natur- Kulturlandsch.* 3: 289-297.
- PFEFFERKORN, V. (1996): Epiphytische Flechtenvereine in Vorarlberg (Österreich) unter besonderer Berücksichtigung der Hemerobie von Waldökosystemen. *Vorarlberger Naturschau* 1: 9-152.
- PIMM, S. L., JONES, H. L., DIAMOND, J. (1988): On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.
- PIRL, M. (2000): Reproduktionsökologische Untersuchungen an Sträuchern und Bäumen Zentraleuropäischer Gehölzfluren, Dissertation, Giessen
- POLLARD, E. (1973): Hedges 7. Woodland relic hedges in Huntingdon and Peterborough. *Journal of Ecology* 61: 343-348.
- PRIEN, S. (1997): Wildschäden im Wald: Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen., Blackwell, Berlin: 257 S.
- PROJEKTGRUPPE NATURWALDRESERVATE (1993): Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. *Forstarchiv* 64: 122-129.
- PULLIAM, H. R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- RAABE, E. W. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. Wachholtz Verlag, Neumünster, 654 S.
- RACKHAM, O. (1980): Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England. Arnold. London: 402 S.
- REIF, A. (1998): Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt im Wald - Erfahrungen aus der forstlichen Nutzungs- und Pflegepraxis. *Schriftenr. Vegetationsk.* 29: 151-161.
- REIF, A., COCH, T., KNOERZER, D., SUCHANT, R. (2001): Landschaftspflege in verschiedenen Lebensräumen. XIII-7.1 Wald. In: KONOLD, W., BÖCKER, R., HAMPICKE, U.: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 4. Erg. Lfg. 3/01. Landsberg: 88 S.
- REIMERS, H.-R. (1999): Erläuterungsbericht zur Standortkartierung des Bereiches Stadtwald Lübeck. Unveröff.
- RINEY, T. (1957): The use of faeces count in studies of several free-ranging mammals in New Zealand. NZ Forestry Service, Technical Paper 12. *N.Z. J. Sci. Technol. (B)* 38: 507-532.
- RÖÖS, M. (1990): Zum Wachstum der Vogelkirsche (*Prunus avium* L.) in Nordrhein Westfalen und angrenzenden Gebieten, Dissertation, Universität Göttingen.
- ROSE, F. (1974): The epiphytes of Oak. In: MORRIS, M. G., PERRING, F. H. (eds.): *The British oak: Its history and natural history*. E. W. Classey, Faringdon: 250-273.
- ROSE, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. In: BROWN, D. H., HAWKSWORTH, D. L., BAILY, R. H.: *Lichenology, progress and problems*. *Syst. Ass. Spec.* 8: 279-307.

- RUF, A. (2001): Stoffumsatzleistungen in Böden historisch alter und rezenter Laubwälder im niedersächsischen Flachland. *Andrias* 15: 173-183.
- RUNKLE, J. R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 63: 1533-1546.
- RUNKLE, J. R. (1985): Disturbance regimes in temperate forests. In: PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S. (eds.): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 17-33.
- RUNKLE, J. R., YETTER, T. C. (1987): Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians. *Ecology* 68: 417-424.
- SALISBURY, E. J. (1942): *The Reproductive Capacity of Plants*. Bell, Sons, London.
- SANTI, F. 1988: Variabilité génétique intra et interpopulations chez le merisier (*Prunus avium* L.), Dissertation, Institut National Agronomique (INA-PG), Paris-Grignon und Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H., SCHWERTMANN, U. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart: 494 S.
- SCHAUMANN, F., HEINKEN, T. (2002): Endozoochorous seed dispersal by martens (*Martes foina*, *M. martes*) in two woodland habitats. *Flora* 197: 370-378.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Stuttgart Ulmer: 447 S.
- SCHMID, B., MATTIES, D. (1994): Seltenheit und Gefährdung – Populationsbiologische Grundlagen des Artenschutzes. *Naturwissenschaften* 81: 283-292.
- SCHMIDT, M., ELLENBERG, H., HEUVELDOP, J., KRIEBITZSCH, W.-U., OHEIMB, G. v. (2002a): Wichtige Einflussfaktoren auf die Gefäßpflanzen-Artenvielfalt von Wäldern. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): „Treffpunkt Biologische Vielfalt II“. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt: 113-118.
- SCHMIDT, M., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH W.-U., ELLENBERG, H. (2002b): Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldgefäßpflanzen. *Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg* 206: 37 S.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W. U., ELLENBERG, H. JUN., SCHMIDT, W. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. *Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft* 212. Verlag M. Wiedebusch, Hamburg: 68 S.
- SCHMIDT, M., SOMMER, K., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H., OHEIMB, G. v. (2004): Dispersal of Vascular Plants by Game in Northern Germany. Part I: Roe deer and Wild Boar: (in Vorb.).
- SCHMIDT, P. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung. Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 75-82.
- SCHÖLLER, H. (Ed.) (1997): Flechten. Geschichte, Biologie, Systematik, Ökologie, Naturschutz und kulturelle Bedeutung. *Kleine Senckenberg-Reihe* 27: 247 S.
- SCHÖNFELDER, P. (1999): Mapping the flora of Germany. *Acta Bot. Fennica* 162: 43-53.
- SCHRÖTTER, H. (2001): Vogelkirsche, Spitzahorn und Elsbeere: Drei wertvolle Baumarten in Mecklenburg-Vorpommern im Abseits. *Forst und Holz* 56: 188-196.
- SEIDLING, W. (2004): Ground floor vegetation – its multifarious role within the Intensive Forest Monitoring Programme. (In Vorb.).
- SEIDLING, W., v. LÜHRTE, A. (1996): Spontane Gehölzentwicklung in wenig gepflegten Kiefernbeständen. *Forstarchiv* 67: 147-159.
- SHAFFER, M. L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- SNOW, B., SNOW, D. (1988): *Birds and Berries*. Calton: 268 S.
- SODEIKAT, G., POHLMAYER, K. (1999): Sender am Teller. *Niedersächs. Jäger* 24/99: 9-13.

- SODEIKAT, G., POHLMAYER, K. (2000): Auf Wanderschaft. Niedersächs. Jäger 8/00: 44-48.
- SPIECKER, M. (1994): Wachstum und Erziehung wertvoller Waldkirschen. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 181, Freiburg i. Breisgau.
- SPIECKER, M., SPIECKER, H. (1988): Erziehung von Kirschenwertholz. AFZ 43: 562-565.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 53: 1-560.
- STIMM, B., BÖSWALD, K. (1994): Die Häher im Visier. Zur Ökologie und waldbaulichen Bedeutung der Samenausbreitung durch Vögel. Forstwissenschaftliches Centralblatt 113: 204 – 223.
- STRASBURGER, E. (1983): Lehrbuch der Botanik, 32. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York
- STUBBE, C., TOTTEWITZ, F., PIEGERT, H., SACKMANN, H. J., WILKE, G., GLEICH, E. (1997): Zum Einfluss des Futterangebotes auf die Defäkationsrate von Rot-, Muffel- und Rehwild. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: 343-346.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 181-192.
- SUCHANT, R., OPEKER, K., NAIN, W. (1996): Der Kirschen-Mittelwald – ökonomische und ökologische Alternative für den Niederwald. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 167: 139-148.
- TABAKU, V. (2000): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Cuvillier Verlag, Göttingen: 206 S.
- TABAKU, V., MEYER, P. (1999): Lückemuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv 70: 87-97.
- THOMASIU, H., SCHMIDT, P. A. (1996): Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. In: BUCHWALD, K., ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Umweltschutz – Grundlagen und Praxis 10: 1- 35. Bonn.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. P., BEKKER, R.M. (1997): The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- THOMPSON, K., BAKKER, J.P., BEKKER, R.M., HODGSON, J.G. (1998): Ecological correlates of seed persistence in soil in the NW European flora. Journal of Ecology 86: 163-170.
- TIETZE, W., BRESLER, K.-A., KLINK, H.-J., VOPPEL, G. (1990): Geographie Deutschlands. Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin: 668 S.
- TILMAN, D. (1982): Resource competition and community structure. Princeton University Press.
- TOMIMATSU, H., OHARA, M. (2003): Genetic diversity and local population structure of fragmented populations of *Trillium camschatcense* (Trilliaceae). Biological Conservation 109: 249-258.
- TOTTEWITZ, F., AHRENS, M., DOBIAS, K., GORETZKI, J., STUBBE, C. (1994): Wildbestandsermittlung. In der Losung liegt die Lösung. – Wild und Hund 12: 38-41.
- TOTTEWITZ, F., MELCHER, E. (1998): Zum Einfluß der Rotwilddefäkation auf die Verteilung von Kupfer-, Zink- und Chromiumionen. Beitr. Jagd- Wildforsch. 23: 89-94.
- TURČEK, F.J. (1961): Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze, Verlag der Slowenischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava
- TURČEK, F.J. (1967): Ökologische Beziehungen der Säugetiere und Gehölze, Verlag der Slowenischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava
- TURČEK, F.J. (1968): Die Verbreitung der Vogelkirsche in den Wäldern durch Vögel. Waldhygiene 7: 129-132.
- TURNBULL, L. A., CRAWLEY, M.J., REES, M. (2000): Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. Oikos 88: 225-238.

- UTSCHIG, M., JURSCHITZKA, P. (1993): Das Wachstum der Vogelkirsche in Unterfranken. *AFZ* 48: 288 – 291.
- VAN RUREMONDE, R., KALKHOVEN, J. (1991): Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. *Journal of Vegetation Science* 2: 377-384.
- VELLEND, M. (2003): Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. *Ecology* 84: 1158-1164.
- VERHEYEN, K., BOSSUYT, B., HERMY, M., TACK, G. (1999): The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography* 26: 1115-1128.
- VERHEYEN, K., GUNTENSPERGEN, G.R., BIESBROUCK, B., HERMY, M. (2003a): An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology* 91: 731-742.
- VERHEYEN, K., HERMY, M. (2001): The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology* 89: 829-840.
- VERHEYEN, K., HONNAY, O., MOTZKIN, G., HERMY, M., FOSTER, D.R. (2003): Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91: 563-577.
- VERHEYEN, K., HONNAY, O., BOSSUYT, B., HERMY, M. (2004): *Forest Biodiversity: Lessons from History for Conservation*. CAB International, Wallingford, UK. (im Druck).
- VULLMER, H., HANSTEIN, U. (1995): Der Beitrag des Eichelhäfers zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. *Forst und Holz* 50: 643-646.
- WAGENKNECHT, E. (2000): *Rotwild*. Nimrod-Verlag, Suderburg: 584 S.
- WEIHER, E., KEDDY, P. A. (eds, 1999): *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press.
- WELCH, D. (1985): Studies in the grazing of heather moorland in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology* 22: 461-472.
- WELLBROCK, N. (2001): Veränderungen und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition eines Buchenwaldes und Übertragung des Bewertungskonzeptes auf ausgewählte Waldökosysteme in Schleswig-Holstein. *EcoSys* 35: 104 S.
- WESTPHAL, C., OHEIMB, G. v., HÄRDTLE, W. (2004): Forest history, continuity and dynamic naturalness. In: VERHEYEN, K., HONNAY, O., BOSSUYT, B., HERMY, M. (eds.): *Forest Biodiversity: Lessons from History for Conservation*. CAB International, Wallingford, UK: (im Druck).
- WHITNEY, G.G., FOSTER, D.R. (1988): Overstorey composition and age as determinants of the understorey flora of woods of central New England. *Journal of Ecology* 76: 867-876.
- WHITTAKER, R. H. (1977): Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol.* 10: 1-67.
- WIEBE, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg* 56: 156 S.
- WILHELM, G.J. (1993): Die Vogelkirsche im Lothringischen Stufenwald. *AFZ* 48:1133-1134.
- WILLSON, M.F. (1993): Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio* 107/108: 261-280.
- WILSON, B.R., MOFFATT, A.J., NORTCLIFF, S. (1997): The nature of three ancient woodland soils in southern England. *Journal of Biogeography* 24: 633-646.
- WINDISCH, U. (1999): *Evaluierung der Bioindikationsverfahren mit Flechten zur Bestimmung der Luftgüte anhand landesweiter Erhebungen in Hessen und Bayern*. Berlin, Stuttgart, *Dissertationes Botanicae* 314: 164 S.

- WINTER, S., FLADE, M., SCHUMACHER, H., MÖLLER, G. (2003): Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland. Sachbericht zum vom Bundesamt für Naturschutz geförderten F + E – Vorhaben.
- WIRTH, V. (1978): Die Kartierung der Flechten in Baden-Württemberg und ihr Beitrag zum Schutz von Arten und Biotopen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. B.-Württemberg. 11: 135-154.
- WIRTH, V. (1992): Zeigerwerte von Flechten. In: ELLENBERG, H. SEN., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Scripta Geobotanica 18: 215-237.
- WIRTH, V. (1993): Trendwende bei der Ausbreitung der anthropogen geförderten geförderten Flechte *Lecanora conizaeoides*? Phytocoenologia 23: 625-636.
- WIRTH, V. (1995): Flechtenflora. Ulmer. Stuttgart. 661 S.
- WIRTH, V., CEZANNE, R., EICHLER, M. (1999): Beitrag zur Kenntnis der Dynamik epiphytischer Flechtenbestände. Stuttgarter Beitr. Naturk. 595: 1-17.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V., LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (*Lichenes*) der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Vegetationsk. 28: 307-368.
- WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart, Ulmer: 765 S.
- WITTIG, R., GÖDDE, R., NEITE, H., PAPAJEWSKI, W., SCHALL, O. (1985): Die Buchenwälder auf den Rekultivierungsflächen im Rheinischen Braunkohlerevier: Artenkombination, pflanzensoziologische Stellung und Folgerungen für zukünftige Rekultivierungen. Angewandte Botanik 59: 95-112.
- WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". NNA-Berichte 7: 3-14.
- WULF, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. Journal of Vegetation Science 8: 635-642.
- WULF, M., KELM, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA-Berichte 7: 15-50.
- WULF, M., ULRICH, A., ZIEGENHAGEN, B. (2002): Vegetationsökologische und molekulargenetische Untersuchungen an Indikatorpflanzen für historisch alte Waldstandorte. Ein interdisziplinärer Ansatz in der Biodiversitätsforschung auf Landschaftsebene. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): „Treffpunkt Biologische Vielfalt II“: 99-104.
- YAMAMOTO, S. (1989): Gap dynamics in climax *Fagus crenata* forests. The Botanical Magazine Tokyo 102: 93-114.
- YOUNG, A. G., BOYLE, T., BROWN, T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. Trends in Ecology and Evolution 11: 413-418.
- YOUNG, A. G., CLARKE, G. M. (2000): Genetics, demography and viability of fragmented populations. Cambridge University Press, Cambridge.
- ZACHARIAS, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Standorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenschutz. NNA-Berichte 7: 76-88.
- ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der *Quercus-Fagetea* im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 35: 150 S.
- ZAHNER, V. (1999): Haben Vögel Bedeutung für die Forstwirtschaft? AFZ/Der Wald 54: 386-387.
- ZIEGLER, W., SUIKAT, R. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel: 96 S.

- ZIMMERMANN, H. (1988): Zur Bedeutung und Bewirtschaftung der Wildkirsche. AFZ 43: 538-540.
- ZUKRIGL, K. (1991): Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). Schriftenr. Vegetationskde. 21: 233-247.

Kartenbeilage (auf CD)

Anhang 1

Waldvegetation im Kreis Herzogtum Lauenburg

1. Bestimmungsschlüssel für die Haupttypen

- 1 Laubwald..... 2
1* Nadelwald **Nadelwald-Bestände**
- 2 Laubwälder feuchter bis nasser Standorte, Hauptbaumart meist Schwarz-Erle, Esche oder Moor-Birke 3
2* Laubwälder mäßig feuchter bis trockener Standorte, andere Hauptbaumart..... 5
- 3 Durch Entwässerung merklich beeinträchtigt, Bäume z. T. auf „Stelzwurzeln“; in der Krautschicht Dominanz von Himbeere, Brombeere, Großer Brennnessel oder Rasen-Schmiele
Himbeer-Erlenwald (*Rubus-Alnus*-Gesellschaft)
3* Nicht merklich durch Entwässerung beeinträchtigt, keine Dominanz der unter 3 genannten Arten..... 4
- 4 Hauptbaumart Schwarz-Erle oder Esche, selten auch Moor-Birke; Kraut- und Moosschicht: Rasen-Schmiele, Brombeere, Himbeere, Große Brennnessel, Frauenfarn, Sauerklee, *Mnium hornum* 6
4* Hauptbaumart Moor-Birke, Nebenbaumart z. T. Wald-Kiefer, Fichte; Kraut- und Moosschicht: Scheidiges Wollgras, Moosbeere, Preiselbeere, Sumpf-Porst, Sphagnum-Arten, *Dicranum*-Arten
Moor-Birkenwald (*Betulion pubescentis*)
- 5 Hauptbaumart meist Buche, seltener Eiche, Esche, Berg-Ahorn oder Hainbuche; Strauch- und Krautschicht: Waldmeister, Einblütiges Perlgras, Gold-Nessel, Wald-Veilchen, Wald-Segge, Schwarzer Holunder, Esche, Berg-Ahorn..... 7
5* Hauptbaumarten: Buche, Eiche oder Sand-Birke; Strauch-, Kraut- und Moosschicht: Draht-Schmiele, Pillen-Segge, Adlerfarn, *Dicranum*-Arten, *Hypnum cupressiforme*, *Pohlia nutans*, *Leucobryum glaucum*..... 8
- 6 Auenwälder an Fließgewässern oder quelligen Standorten, meist mit Esche. Strauchschicht: meist Hasel; Krautschicht: Einbeere, Grünliche Waldhyazinthe, Wald-Ziest, Gold-Nessel, Großes Hexenkraut, Busch-Windröschen, Scharbockskraut, Hohe Schlüsselblume, Wald-Zwenke, Wald-Segge, Ruprechts-Storchschnabel, Echte Nelkenwurz, Waldmeister, Flattergras, Wechselblättriges Milzkraut, Hain-Sternmiere, Große Sternmiere, Gold-Hahnenfuß, *Plagiomnium undulatum*
Erlen-Eschenwald (*Alno-Ulmion*)
- 6* Bruchwälder auf feuchten bis nassen Standorten, Nebenbaumart z. T. Moor-Birke, meist ohne Esche; Krautschicht: Sumpf-Kratzdistel, Flatter-Binse, Sumpf-Veilchen, Bittersüßer Nachtschatten, Ufer-Wolfstrapp, Gelbe Schwertlilie, Walzen-Segge, Artengruppe Flutender Schwaden
Erlen-Bruchwald (*Alnion glutinosae*)
- 7 Buchen- und Buchenmischwälder basen- bis kalkreicher Standorte; Kraut- und Moosschicht: Wald-Bingelkraut, Gelbes Windröschen, Hohe Schlüsselblume, Wald-Zwenke, Wald-Ziest, Waldgerste, Gold-Hahnenfuß, Zaun-Wicke, Aronstab, Wolliger Hahnenfuß, Lungenkraut, Sanikel, Hohler Lerchensporn, Wald-Goldstern, Giersch, Leberblümchen
Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*)
- 7* Buchen- und Buchenmischwälder mäßig saurer bis basenreicher Standorte; Kraut- und Moosschicht ohne die unter 10 genannten Arten, aspektbildend oft Busch-Windröschen, Waldmeister, Goldnessel, Wald-Schwingel oder Einblütiges Perlgras
Waldmeister-Buchenwald (*Galio-Fagetum*)
- 8 Birken-Eichenwälder bodensaurer Standorte, Buche z. T. als Nebenbaumart; Strauchschicht meist vorhanden. Vielfach ehemalige Nieder-, Mittel- oder Hutewaldstruktur erkennbar. Krautschicht meist mehr als ein Drittel der Fläche bedeckend: Heidelbeere, Weiches Honiggras, Harz-Labkraut, Wiesen-Wachtelweizen, Siebenstern, Eberesche, Faulbaum
Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum*)
- 8* Buchen- und Buchenmischwälder bodensaurer Standorte; Strauchschicht meist fehlend, Krautschicht mit geringem Deckungsgrad, ohne die unter 11 genannten Arten
Drahtschmielen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*)

2. Erläuterungen zu den Vegetationstypen

2.1 Drahtschmielen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*)

Kurzbeschreibung: Buchen- und Buchenmischwälder bodensaurer Standorte. Meist Hochwälder. Baumschicht von der Rotbuche geprägt und mit hohem Deckungsgrad, Strauchschicht meist fehlend, Krautschicht meist artenarm mit geringem Deckungsgrad.

Untereinheiten: In Anlehnung an HEINKEN (1995) und HÄRDTLE (1995) können nach zunehmender Basenversorgung vier edaphische Varianten unterschieden werden.

- ***Leucobryum glaucum*-Variante:**

Trennarten: *Calluna vulgaris*, *Leucobryum glaucum*, *Cladonia*-Arten, *Dicranum majus*, *Dicranum scoparium*

- **Trennartenlose Variante**

- ***Oxalis acetosella*-Variante:**

Trennarten: *Oxalis acetosella*, *Dryopteris carthusiana* agg., *Athyrium filix-femina*, *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg., *Luzula pilosa*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Deschampsia cespitosa*

- ***Milium effusum*-Variante:**

Trennarten: wie bei der *Oxalis*-Variante, außerdem noch *Milium effusum*, *Anemone nemorosa*, *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum*, *Stellaria holostea*, *Polygonatum multiflorum*, *Poa nemoralis*

Abkürzung/Signatur: **DB**

2.2 Waldmeister-Buchenwald (*Galio-Fagetum*)

Kurzbeschreibung: Buchen- und Buchenmischwälder mäßig saurer bis basenreicher Standorte. Meist Hochwälder, Baumschicht meist von der Rotbuche geprägt und mit hohem Deckungsgrad. Daneben auch Eichen-Hainbuchen-Nutzungsformen. Strauchschicht meist fehlend, Krautschicht z. T. artenreich mit Deckungsgrad über 50%.

Untereinheiten: In Anlehnung an HÄRDTLE (1995) können nach zunehmender Basenversorgung drei edaphische Varianten unterschieden werden.

- ***Polytrichum formosum*-Variante:**

Trennarten: *Maianthemum bifolium*, *Convallaria majalis*, *Avenella flexuosa*, *Carex pilulifera*, *Frangula alnus*, *Polytrichum formosum*

- **Trennartenlose Variante**

- ***Ranunculus ficaria*-Variante:**

Trennarten: *Ranunculus ficaria*, *Impatiens noli-tangere*, *Urtica dioica*, *Gagea spathacea*

Abkürzung/Signatur: **WMB;**

WMB H: Eichen-Hainbuchen-Nutzungsformen werden mit Zusatz H gekennzeichnet.

2.3 Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*)

Kurzbeschreibung: Buchen- und Buchenmischwälder basen- bis kalkreicher Standorte. Meist Hochwälder, Baumschicht meist von der Rotbuche geprägt und mit hohem Deckungsgrad. Daneben auch Eichen-Hainbuchen-Nutzungsformen. Strauchschicht meist fehlend, Krautschicht artenreich mit Deckungsgrad über 50%.

Untereinheiten: In Anlehnung an HÄRDTLE (1995) können nach zunehmender Basenversorgung drei edaphische Varianten unterschieden werden.

- ***Circaea lutetiana*-Variante:**

Trennarten: *Circaea lutetiana*, *Carex remota*, *Deschampsia cespitosa*, *Athyrium filix-femina*, *geum urbanum*

- **Trennartenlose Variante**

- ***Actaea spicata*-Variante:**

Trennarten: *Actaea spicata*, *Carex digitata*, *Hepatica nobilis*, *Hieracium*-Arten, *Solidago virgaurea*, *Bromus benekenii*

Abkürzung/Signatur: **WGB**;

WGB H: Eichen-Hainbuchen-Nutzungsformen werden mit Zusatz H gekennzeichnet.

2.4 Birken-Eichenwald (*Betulo-Quercetum*)

Kurzbeschreibung: Birken-Eichenwälder bodensaurer Standorte. Meist keine Hochwälder, oft aus Nieder-, Mittel oder Hutewäldern entstanden. Baumschicht meist von (Stiel-)Eiche dominiert. Strauchschicht meist vorhanden. Krautschicht meist mit Deckungsgrad über 50%, dominant oft *Avenella flexuosa* oder *Vaccinium myrtillus*.

Untereinheiten: In Anlehnung an HEINKEN (1995) können nach zunehmender Basenversorgung und/oder Bodenfeuchte drei edaphische Varianten unterschieden werden.

- ***Leucobryum glaucum*-Variante:**

Trennarten: *Calluna vulgaris*, *Leucobryum glaucum*, *Cladonia*-Arten

- ***Oxalis acetosella*-Variante:**

Trennarten: *Oxalis acetosella*, *Lonicera periclymenum*, *Dryopteris carthusiana* agg., *Athyrium filix-femina*, *Maianthemum bifolium*, *Luzula pilosa*, *Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus*, *Holcus mollis*, *Anthoxanthum odoraatum*

- ***Milium effusum*-Variante:**

Trennarten: *Milium effusum*, *Convallaria majalis*, *Corylus avellana*, *Anemone nemorosa*, *Polygonatum multiflorum*, *Hedera helix*, *Stellaria holostea*, *Poa nemoralis*

Abkürzung/Signatur: **BE**

2.5 Erlen-Eschenwald (*Alno-Ulmion*)

Kurzbeschreibung: Auenwälder an Bächen und Flüssen sowie an quelligen Standorten. Baumschicht von Schwarz-Erle und/oder Esche geprägt. Strauchschicht oft vorhanden, aber meist mit geringem Deckungsgrad (Ausnahme: Bestände mit hohem seitlichen Lichteinfall, z. B. „Galeriewälder“ an Fließgewässern). Krautschicht meist mit Deckungsgrad deutlich über 50%.

Untereinheiten: In Anlehnung an MAST (1999) können drei Typen unterschieden werden.

- **Schachtelhalm-Erlenwald** (*Carici-Fraxinetum*)
Trennarten: *Equisetum telmateia*, *Carex strigosa*
- **Sternmieren-Erlenwald** (*Stellario-Alnetum*)
Trennarten: *Stellaria nemorum*, *Stellaria holostea*, *Ranunculus auricomus*, *Poa nemoralis*
- **Springkraut-Erlenwald** (*Alno-Ulmion*-Basalgesellschaft): keine eigenen Trennarten

Abkürzung/Signatur: **EE**

2.6 Erlen-Bruchwald (*Alnion glutinosae*)

Kurzbeschreibung: Bruchwälder, z. B. im Verlandungsbereich von Gewässern oder an quelligen Standorten. Baumschicht meist von Schwarz-Erle dominiert, vielfach sehr licht. Strauchschicht mit geringem Deckungsgrad. Krautschicht meist mehr als 50% bedeckend. In Untereinheit A meist hoher Moosschicht-Deckungsgrad

Untereinheiten: In Anlehnung an MAST (1999) werden hier drei Typen unterschieden.

- **Torfmoos-Erlenwald** (*Sphagno-Alnetum*)
Trennarten: *Betula pubescens*, *Molinia caerulea*, *Vaccinium myrtillus*, *Agrostis canina*, *Viola palustris*, *Sphagnum*-Arten, *Polytrichum commune*
- **Himbeer-Erlenwald** (*Rubus idaeus-Alnus glutinosa*-Gesellschaft)
Trennarten: *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg.
- **Schwertlilien-Erlenwald** (*Carici-Alnetum*)
Trennarten: *Iris pseudacorus*, *Solanum dulcamara*, *Lycopus europaeus*, *Equisetum fluviatile*

Abkürzung/Signatur: **EB**

2.7 Moor-Birken- und Moor-Kiefernwald (*Betulion pubescentis*)

Kurzbeschreibung: Von Moor-Birken oder Wald-Kiefern geprägte Moorwälder. Dem Konzept von MAST (1999) folgend, keine Unterscheidung zwischen von Moor-Birken und von Kiefern dominierten Beständen. Beide Typen werden aufgrund übereinstimmender Krautschicht-Zusammensetzung als Scheidenwollgras-Moorwälder (*Vaccinio-Betuletum*) zusammengefasst. Baumschicht meist niedrigwüchsig (im Mittel etwa 10 m) und mit geringem Deckungsgrad. Strauchschicht meist vorhanden; Krautschicht artenarm, mit Deckungsgrad oft unter 50%. Moosschicht mit Deckungsgrad meist über 50%.

Untereinheiten: In Anlehnung an MAST (1999) können eine *Calluna vulgaris*-Variante mit Entwässerungszeigern und eine Trennartenlose Variante auf ganzjährig nassen Standorten unterschieden werden.

- ***Calluna vulgaris*-Variante:**

Trennarten: *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis idaea*, *Pleurozium schreberi*

- **Trennartenlose Variante**

Abkürzung/Signatur: **MW**

2.8 Nadelwald-Bestände

Kurzbeschreibung: Von Nadelbäumen dominierte, meist gleichaltrige Forsten

Abkürzung/Signatur: **NB**

2.9 Mischbestände

Sofern eine eindeutige Zuordnung nicht möglich ist, werden Mischsignaturen verwendet.

Warum und mit welchen Folgen tragen Eichelhäher viele Eicheln oft über große Strecken?

H. Ellenberg

Einführung

Wir haben uns in dem Projekt, von dem hier berichtet wird, intensiv mit den Ausbreitungsmöglichkeiten für Wald-Gefäßpflanzenarten auch in fragmentierten Waldlandschaften beschäftigt. In solchen Situationen kommt es für die Etablierung und Erhaltung von Pflanzenpopulationen wesentlich auf Fernausbreitung an, d.h. auf Ausbreitungsergebnisse über Distanzen von deutlich mehr als wenigen Metern pro Jahr. – Wir hielten insbesondere größere Säugetiere (Wildschweine, Rehe, Rothirsche) aufgrund ihres Verhaltens in Raum und Zeit für effektive Fernverbreiter pflanzlicher Diasporen. Sie – so vermuteten wir – haben das Potential, Diasporen auch von Waldinsel zu Waldinsel zu tragen, was sie nach den oben vorgelegten Ergebnissen auch bewerkstelligen. Ihr Beitrag zum Dispersal konzentriert sich jedoch nicht – wie vermutet – auf die Wald-Gefäßpflanzen im engeren Sinne (SCHMIDT et al. 2003) sondern auf solche Arten, die „auch“ im Wald vorkommen können und auf Arten der waldfreien Landschaft. Das sind die Arten, die an den bevorzugten Äsungsplätzen des Wildes leben. – Waldpflanzenarten werden von größeren Säugetieren in unseren Untersuchungsgebieten also keinesfalls bevorzugt sondern allenfalls zufällig und in vergleichsweise untergeordnetem Maße „mit“ ausgebreitet.

Vögel sind die zweite Artengruppe, die als Vektoren für pflanzliche Diasporen über Distanzen von mehreren Hundert Metern geeignet scheinen. Insbesondere bilden nicht wenige Sträucher sowie nicht sehr hoch wachsende Bäume für Vögel attraktive Früchte aus: rot oder schwarz und glänzend – z.B. Johannisbeeren (*Ribes*), Ebereschen (*Sorbus*) oder Liguster (*Ligustrum*). Damit gewährleisten sie offensichtlich ein ausreichendes Dispersal für die Erhaltung von Populationen, deren Individuen für eine Ausbreitung mit Hilfe des Windes wegen ihrer Position im Bestand kaum eine Chance hätten.

Ausbreitung der Diasporen auf dem Luftwege charakterisiert nicht nur in mitteleuropäischen Wäldern vor allem die aus dem Kronendach herausragenden Baumarten, Pioniere wie Birken und Kiefern (*Betula*, *Pinus*) aber auch Arten reiferer Stadien, z.B. Fichten (*Picea*) und Tannen (*Abies*). Durch Vögel ausgebreitete hochwüchsige Baumarten mit für Vögel attraktiven Früchten sind in der mitteleuropäischen Flora eher selten (z.B. Vogelkirsche, *Prunus avium*). Um so mehr beeindruckt die enge Beziehung zwischen Eichen (*Quercus*) und Eichelhähern (*Garrulus glandarius*) (BOSSEMA 1979, GLUTZ 1993, Den OUDEN et al. 2005). Auf diese Beziehung konzentriert sich der vorliegende Beitrag (vergl. ELLENBERG 2002). – Die für uns entscheidende Frage war: warum und mit welchen Folgen tragen Eichelhäher Eicheln oft über große Strecken?

Hintergrund und Fragestellung

„Was noch fehlt, sind Studien, in denen die biozoenotischen und energetischen Aspekte im Vordergrund stehen“. Mit diesen Worten schloss GLUTZ VON BLOTZHEIM (1993) das Kapitel über die Nahrung des Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) im Handbuch der Vögel Mitteleuropas (GLUTZ und BAUER 1993). - Bekanntermaßen selektieren Eichelhäher die

reifen Eicheln noch am Baum auf Größe und Gesundheit (BOSSEMA 1968, 1979, VULLMER 1993). Sie transportieren dann, bei Flügen über mehr als nur kurze Distanzen, pro Flug sechs bis acht Eicheln in ihrem Kehlsack und Schnabel (BOSSEMA 1979, GOODWIN 1976, TURCEK 1961) und verstecken die Eicheln wenige Zentimeter unter der Bodenoberfläche einzeln im Abstand von in der Regel mehreren Dezimetern (SCHUSTER 1950, CHETTLEBURGH 1952, BOSSEMA 1979 und andere Autoren). Bei Hunderten von Flügen im September/Okttober können so etwa 5000 Eicheln transportiert werden (Zusammenfassung von Befunden: GLUTZ 1993). Das Sammeln, Transportieren und Verstecken von Eicheln erfolgt unter günstigen Bedingungen mit Transportflügen im Abstand von etwa zehn Minuten (viele Autoren, auch eigene Befunde).

Wenn sie zur Zeit der Eichelreife pro Tag fünf Stunden arbeiten, wäre die Aufgabe in 23 Tagen bewältigt, bei vier Stunden Arbeit pro Tag wären 30 Tage nötig. Während des Höhepunkts der Eichelreife sind Häher über die gesamte Zeit des Tages, mehr als zehn Stunden in diesem Sinne aktiv (CHETTLEBURGH 1952, BOSSEMA 1979). Bei großen Distanzen zwischen der Eicheln anbietenden Eiche und dem Gebiet, wo die Eicheln versteckt werden, reduziert sich die Flugfrequenz auf zwei bis drei Wege pro Stunde (GLUTZ 1993 – für Distanzen um 4 km). Die Reifezeit von Eicheln im September/Okttober beträgt pro Baum wenige Wochen, für Bestände insgesamt etwa sechs bis acht Wochen. Von sieben bis acht großen Eicheln pro Tag könnte ein Eichelhäher energetisch überleben (eigene Überschlagsrechnungen: 4 Kcal / g Eichel; 2,5 g / Eichel, Trockengewicht; 7,5 Eicheln pro Tag : 75 Kcal pro Tag). Der versteckte Vorrat würde für ihn allein somit für knapp zwei Jahre reichen, wenn er sich ausschließlich von Eicheln ernährte – und falls keine größeren Verluste durch Mäuse oder z.B. durch Verpilzung auftreten. Vom Häher versteckte Eicheln scheinen aber solchen Verlusten in vergleichsweise geringem Ausmaß ausgesetzt zu sein (VULLMER 1993, eigene Beobachtungen). Dazu trägt u.a. die Selektion auf einwandfreie, gesunde, große Eicheln noch am Baum durch den Häher wohl wesentlich bei, aber auch die Art des Versteckens, einzeln und in deutlichen Abständen, wobei die Häher zwischen den Einzelverstecken nicht gehen sondern hüpfen oder fliegen – d.h. am Boden keine Spuren hinterlassen. Verluste an durch Häher versteckten Eicheln wurden allerdings meines Wissens noch nirgends quantifiziert – und sind methodisch kaum einwandfrei zu untersuchen.

Es gibt andererseits Befunde, die eine Prädation, teilweise auch eine erneute Ausbreitung bereits versteckter Eicheln durch Mäuse (*Apodemus*, *Cletrionomys*) nicht unwahrscheinlich machen (zusammengefasst: Den OUDEN et al. 2005). Mäuse tragen Eicheln durchaus einige Zig Meter vom Mutterbaum fort und verstecken sie zunächst einzeln wenige Zentimeter unter der Bodenoberfläche. Im Lauf weniger Wochen werden die meisten dieser Eicheln wieder ausgegraben und an anderer Stelle in kleinen Gruppen und deutlich tiefer als beim ersten Mal erneut versteckt. Dabei werden Entfernungen vom Mutterbaum von gelegentlich etwa 100 m erreicht (Den OUDEN et al. 2005). - Im Spätherbst/Winter können insbesondere Gelbhalsmäuse (*Apodemus flavicollis*) Eicheln in großen Mengen (mehr als 2 kg) in ihren Nestern gesammelt haben. Man wird auf diese Vorräte u. a. deshalb aufmerksam, weil Wildschweine sie mit großem Aufwand ausgraben, auch mehr als einen Meter tief und mit einem Umwenden des Wurzelstocks, unter dem das Mäusenest angelegt war (eigene Beobachtungen). Solche Eicheln tragen nur ausnahmsweise zu Fernausbreitung der Eichen bei. – Durch flächiges Wühlen können Wildschweine auch auf von Hähern versteckte Eicheln treffen. Außerdem verpilzen manche versteckte Eicheln, insbesondere an zu nassen Stellen; und an zu trockenen Kleinstandorten verdorren die Keimlinge kurz nach dem Austreiben, z.B. in Laub-Akkumulationen. – Man muss also mit Verlusten bis zur Keimung auch bei den von Hähern versteckten Eicheln rechnen. Wie groß diese sind ist unbekannt. Ich halte sie für so

wenig bedeutend, dass insgesamt der Eindruck eines großen Überschusses entsteht – jedenfalls wenn man sich auf den „Wintervorrat“ des versteckenden Hähers bezieht.

Theoretisch kann nur der versteckende Häher selbst die Verstecke wieder finden, dies aber offensichtlich mit bemerkenswerter Effizienz (viele Autoren). Es ist insofern unwahrscheinlich, dass ein Häher unter einem Mangel an versteckten Eicheln leidet, weil er sich nicht mehr erinnert. Andererseits benötigt er die Eicheln nur für einen Teil der auf das Verstecken folgenden Spätherbst-, Winter- und Vorfrühlingstage, weil er sich ja nicht ausschließlich von diesen Eicheln ernährt.

Angenommen, der Häher benötigte selbst Eichelnahrung für (hoch gegriffen) hundert Tage des Jahres, hätte er – ohne Verluste durch Mäuse etc. zu berücksichtigen – etwa siebenmal mehr Eicheln versteckt als erforderlich.

Damit präzisiert sich obige Frage auf „warum treiben Eichelhäher solchen Aufwand?“ und auf „wohin werden die Eicheln getragen?“

Wohin werden die Eicheln getragen?

Die Frage nach dem „Wohin“ macht Sinn relativ zum samentragenden Baum aber auch relativ zum normalen Aktionsraum des Hähers.

Transportflüge erfolgen in der Regel über Distanzen von mehreren Hundert Metern (300 – 1000 m) regelmäßig bis zu zwei Kilometern, gelegentlich bis zu mehr als 5 km (GLUTZ 1993). Die Aktionsräume verpaarter Hähers wurden nach intensiven Direktbeobachtungen in unserem Untersuchungsgebiet, den Albsfelder Tannen (s.u.), sechs bis sieben Kilometer südwestlich von Ratzeburg, von Ende April bis Anfang Juni an unmarkierten Hähern auf weniger als zehn Hektar geschätzt (Jochen WOLF, Universität Freiburg; eigene Schätzungen, unveröffentlicht). Zwei seit etwa 10. Juni 2001 telemetrierte (s.u.) Hähers bewohnten dann bis Ende August je etwa sieben Hektar Wald. Es gab anscheinend keine Teilgebiete ohne Eichelhäher. Damit liegt die Siedlungsdichte der Hähers im Untersuchungsgebiet weder auffällig hoch noch niedrig (FLADE 1993). – Die Albsfelder Tannen wurden allerdings als Untersuchungsgebiet für die Fragestellung gezielt ausgesucht, weil sie – auf einem Binnensander in der Jungmoräne stockend – wesentlich durch Nadelforsten (Kiefer, Fichte, z.T. auch Lärche) geprägt sind, in denen erfahrungsgemäß Eichelhäher „gern“ brüten und Eicheln ablegen.

Der Aufwand vieler und langer Transportflüge würde sich für einen Häher im evolutiven Kontext lohnen, wenn er durch sein Verhalten seinen Fortpflanzungserfolg steigern könnte, d.h. wenn seine Nachkommen in energetisch kritischen Phasen von den versteckten Eicheln profitieren und dadurch einer verminderten Mortalität unterliegen würden. Das setzt beim versteckenden Häher Standorttreue von Jahr zu Jahr voraus – oder eine vorausschauende Auswahl des Brutreviers zur Zeit des Eichelversteckens. Außerdem müssten die Nachkommen die von den Elternvögeln im Herbst versteckten Eicheln im nächsten Frühjahr nicht nur zufällig auffinden können. – Hinweise auf ein Profitieren der zum Zeitpunkt des Eichel-Versteckens bereits vorhandenen „diesjährigen“ Junghähers sind mir nicht bekannt. Die Junghähers werden nach dem Ausfliegen von ihren Eltern höchstens für wenige Wochen geführt. Sie sind zur Eichelzeit längst selbständig und ihrerseits mit dem Transport und Verstecken von Eicheln beschäftigt. – Wohin tragen die diesjährigen Hähers ihre Eicheln?

Höchste Mortalitätsraten sind wahrscheinlich bei Eichelhähern, wie bei vielen anderen Vogelarten, in den wenigen Wochen nach dem Flüggewerden anzunehmen, wenn die bis dahin leicht verfügbare Raupennahrung durch Verpuppung „plötzlich“ selten wird und die Junghäher rasch selbständig werden „müssen“. Für einige Tage bis zu wenigen Wochen werden die Jungvögel nach dem Ausfliegen noch von den Altvögeln geführt und – nicht immer regelmäßig – gefüttert (GLUTZ 1993). Dabei können sie durch Beobachtung und Nachahmen von den Altvögeln wohl mancherlei lernen. Für solches Lernen durch Nachahmung scheinen Eichelhäher besonders disponiert zu sein (BOSSEMA 1979). – Mir ist keine Arbeit bekannt, die die Verteilung der Mortalität beim Eichelhäher auf die Monate oder die Jahreszeiten untersuchte. Die Populationsbiologie eines unserer bekanntesten Vögel ist weitgehend unerforscht. Dazu trägt das außerordentlich vorsichtige Verhalten der Häher zur Brutzeit – ganz im Gegensatz zu den übrigen Jahreszeiten – wohl wesentlich bei.

Das Auskeimen der Eicheln erfolgt – im Vergleich zu vielen anderen Baumarten auffällig spät im Frühjahr – „genau“ zur Zeit des Flüggewerdens der Junghäher, Ende Mai/Anfang Juni. Es ist erwiesen, dass Häher am Ende der Aufzuchtzeit ihre Jungvögel im Nest gelegentlich mit den Keimblättern junger Eichen füttern (BOSSEMA 1979, GLUTZ 1993), die sie ausgegraben haben müssen. – Dass Altvögel ihren Jungvögeln das Ausbeuten dieser Nahrungsquelle nach dem Ausfliegen „vormachen“, ist meines Wissens noch nicht belegt worden. Ich halte es für nicht unwahrscheinlich. – Unser in 2001 einziger Sender-markierter Junghäher wurde bezeichnenderweise von Ende Juni bis Mitte Juli in nahezu allen Fällen in Begleitung von drei bis vier weiteren Hähern beobachtet. Dass sich darunter auch seine Eltern befanden, kann man wegen der – jedenfalls auf Distanz - großen äußerlichen Ähnlichkeit von Jung- und Altvögeln nur vermuten. Die beiden älteren Vögel in 2001 – zum Zeitpunkt der Markierung Ende Mai ein Paar ohne Bruterfolg – waren bei den Ortungen dagegen fast immer allein unterwegs. –

Es ist andererseits bekannt, dass auch flügge Jungvögel, im Juni/Juli Eichenjungpflanzen „neugierig“ aufsuchen, zunächst „spielerisch“ auszupfen und von den noch anhaftenden Keimblättern – die sich ja bei ungestörten Verhältnissen wenige Zentimeter unter der Erdoberfläche befinden – fressen (BOSSEMA 1979). Man kann an der Basis der kleinen Eichenstämmchen gelegentlich Einkerbungen erkennen die vom Schnabel des zupfenden/ziehenden Hähers herrühren (eigene Beobachtungen). – Heike VULLMER (1993) fand Mitte Juni 32 „gezupfte“ von 129 überwachten diesjährigen Jungeichen (29 %) bei ihren Untersuchungen im Forstamt Sellhorn, konnte aber keine Aussage über die Häherindividuen machen, die daran wohl beteiligt waren. – Letzteres ist auch uns nicht möglich. Aber bei dreimal fünfzig frisch gekeimten Jungeichen, die in mehreren durch Telemetrie belegten Häherrevieren in 2002 (s.u.) bis in den Herbst in ihrer Entwicklung überwacht wurden, waren am Ende der Beobachtungszeit 9, 11 und 14 Individuen ihrer Eicheln beraubt. Diese waren am Fuß des Stämmchens ausgegraben und verschwunden. In 31 Fällen geschah dies bis Ende Juli. – Der Prozentsatz der von Hähern entfernten Keimblätter betrug somit 18, 22 bzw. 28. – Bei 74 vom 17. Juni bis 29. Juli auf 5 Probeflächen im Darßwald überwachten Eichenjungpflanzen waren am Ende 19 ihrer Keimblätter beraubt (26 %). ((Ich danke Katrin Bärwald vom Nationalparkamt in Born für die Erarbeitung dieser Zahlen)). – Grob geschätzt, nutzten Eichelhäher im Jahr 2002 somit etwa ein Fünftel bis ein Drittel der Keimblätter der frisch aufgewachsenen Jungeichen während etwa sechs Wochen von Mitte Juni bis Ende Juli.

Ist möglicherweise zum Finden die charakteristische Form der Eichenblätter hilfreich? Es gibt keine andere Pflanzenart mit ähnlicher Blattform in unseren Wäldern. Ohnehin stehen die Eichen-Jungpflanzen zur Zeit des Erscheinens in der Regel auf mehrere Dezimeter Distanz frei von konkurrierenden Pflanzen anderer Arten (ca. 80 % der 150 erwähnten Individuen)

und fast immer sind sie mehr als 50 cm von der nächsten Jung-Eiche entfernt. Damit kontrastieren sie mit ihrer Umgebung stark. - Ist auch der Verbleib der Keimblätter unter der Erdoberfläche in diesem Zusammenhang als Adaptation der Eiche in Hinblick auf die sich abzeichnende „evolutionär stabile Strategie“ zu interpretieren? Fast alle anderen Arten entwickeln grün werdende Keimblätter oberhalb der Erdoberfläche. - In den meisten Fällen bleibt beim Zupfen durch den Häher die junge Eichenpflanze noch mit den Wurzeln dem Boden verhaftet. Sie hat dann bei günstigen Licht- und Feuchteverhältnissen Chancen, auch ohne den in den Keimblättern noch verfügbaren Energievorrat zu überleben und sich weiterzuentwickeln (BOSSEMA 1968, eigene Befunde, VULLMER 1993, ZIEGENHAGEN und KAUSCH 1993).

Die skizzierten Einzelbefunde würden sich zu einem konsistenten Bild fügen, wenn Eichelhäher die Eicheln von den verschiedensten Bäumen – gegebenenfalls auch weit außerhalb ihres normalen Aktionsraums – in den Bereich ihres im vergangenen Sommer bewohnten Reviers bringen würden, wo sie gebrütet und versucht haben, Junge aufzuziehen, und wo sie falls möglich im folgenden Sommer wieder zur Brut schreiten werden. Dass Häher Eicheln im Herbst in ihre im vorhergehenden Frühjahr und Sommer bewohnten Reviere tragen, wurde schon mehrfach vermutet (GRAHN 1990, GLUTZ 1993), weil Eicheln tragende Häher von isoliert stehenden Eichen aus so gezielt in verschiedene Richtungen abfliegen und dabei geradlinig auf verschiedene Waldgebiete zustreben. – **Um den Zusammenhang zu belegen, ist es allerdings unerlässlich, einzelne Häher in ihrem Aktionsraum-Verhalten von der Brutzeit im Mai/Juni über die Mauserzeit im Juli/August bis zur Zeit der Eichelreife im September/Oktober/November kontinuierlich unter Kontrolle zu halten und auch über den Spätherbst und Winter bis zur nächsten Brutzeit nicht aus den Augen zu verlieren. Mit Hilfe von auf dem Rücken der Vögel quasi als Rucksack montierten Radiotelemetrie-Sendern ist eine solche kontinuierliche individuelle Beobachtung möglich.**

Untersuchungen von 2001 bis 2004

Eichelhäher sind aber zur Brutzeit und im Sommer außerordentlich vorsichtig, sehr schwer direkt zu beobachten (eigene Befunde, BOSSEMA 1979, GLUTZ 1993, VULLMER 1993) und – wie die Erfahrung gezeigt hat - fast nicht zu fangen, was ja Voraussetzung ist für die Markierung mit Sendern. Auch Nester werden zur Brut- und Aufzuchtzeit kaum je gefunden, fallen aber im Winter in den blattlosen Kronen der Bäume durchaus ins Auge. Sie stehen oft in fünf bis acht Meter hohen, dichten Jungwüchsen, wo sie vor Prädatoren relativ sicher sind. – Im Herbst und Winter ist das Fangen von Eichelhähern, wie die ältere jagdliche Praxis zeigte, mit Hilfe von speziellen Kästen mit Klappdeckel weniger schwierig (z.B. HENZE 1965). Wir haben jedoch in 2001 von Fangaktionen außerhalb der Brutzeit zunächst abgesehen, weil wir uns im Sinne der Fragestellung auf „sichere“ Brutvögel konzentrieren wollten (2001). In diesem Jahr fingen wir – mit großem Aufwand – nur zwei Brutvögel und einen ausgeflogenen Jungvogel. -

In den folgenden Jahren wurden acht (2002), sieben (2003) und sechs (2004) Eichelhäher mit Sendern ausgestattet, die in bewährter Weise mit Kisten von Januar bis Anfang Mai gefangen worden waren, die Häher in 2004 im Zuge einer Diplomarbeit (Katrin Griebeling) mit einer genetischen Fragestellung auf der Eichen- und Buchen-Probefläche des Instituts für Forstgenetik der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft im Behlendorfer Forst, einem überwiegend von Laubholz geprägten Forstort. - Keiner dieser Häher wanderte im Frühjahr als Zugvogel ab, aber nicht alle markierten Häher blieben so lange am Leben, dass zumindest der „erste“ Nachweis geführt werden konnte: der Transport von Eicheln von „überall her“ heim in bestimmte Gebiete des Aktionsraums vom vergangenen Frühjahr und

Sommer. – Der „zweite“ Nachweis sollte der Standorttreue gelten: der räumlichen Konstanz der Brutreviere von Jahr zu Jahr. Hierzu mussten einige Häher ein zweites Mal gefangen und neu mit Sendern versehen werden, weil die Batterien in den Sendern nach maximal neun Monaten verbraucht waren. Es gelang, mit großem Einsatz vier der 2002 bereits markierten Häher zu fangen. Die bereits einmal gefangenen, erfahrenen Vögel vermieden offensichtlich die Fangkisten.

Die Sender wurden von der Firma Biotrack in England (www.biotrack.co.uk) bezogen, einem auf wissenschaftliche Vogelmarkierung besonders spezialisiertem Unternehmen, das auch detailliert beraten kann. Sie gaben Signale in einem Frequenzband von 150,000 bis 150,150 Megahertz (MHz), die in der Regel um 0,010 MHz von einander getrennt waren. Die Signale, eine monotone Reihe von Piep-Tönen, wurden mit einem Spezialempfänger (biotrack) und einer von Hand gehaltenen Yagi-Antenne mit flexiblen Querelementen (biotrack), die sich im Gelände, namentlich im Unterholz besonders bewährt hat, geortet. Unter günstigen Bedingungen waren die Signale aus einer Distanz von mehreren Kilometern zu hören, unter ungünstigen nur wenige Zehner Meter oder gar nicht. Günstige Verhältnisse sind bei theoretischer Sichtverbindung gegeben, z.B. von einem erhöhten Punkt im Gelände zum in einem Baum sitzenden Häher. Bei solchen Gelegenheiten war das Signal auch im Wald, wo Stämme und Zweige die Sichtverbindung unterbrechen, bei trockenem Wetter auf mehr als einen Kilometer zu empfangen. Ungünstige Verhältnisse waren namentlich bei nassem Wetter gegeben, und wenn der Häher am Boden aktiv war und/oder zwischen Sender und Empfänger eine Bodenwelle lag.

Die Untersuchungsgebiete, Albsfelder Tannen und Behlendorfer Forst, beide zum Forstamt der Hansestadt Lübeck gehörig und wenige Km westlich von Ratzeburg im südöstlichen Schleswig-Holstein in der Jungmoräne gelegen, waren ausreichend hügelig für die Auswahl günstiger Empfangspunkte, wobei natürliche Kuppen aber auch Hochsitze, Hügelgräber oder Holzstapel genutzt werden konnten. Täler waren wenig ausgeprägt. Außerdem war das Gelände durch befahrbare Forstwege gut erschlossen. So war es nahezu ausnahmslos möglich, im Laufe von 60 bis 90 Minuten, alle jeweils alle vorhandenen markierten Häher sauber zu orten. Zu diesem Zweck wurden die Vögel auf 50 bis 200 m angegangen und aus jeweils zwei um etwa 90 Grad versetzten Richtungen angepeilt. Die so entstandenen Ortungen waren auf 20 bis maximal 50 m genau. Diese Ortungen wurden noch im Gelände in vorbereitete Kartenskizzen eingetragen (Maßstab 1 : 10 000) und in einem Notizbuch mit Uhrzeit und Kommentaren festgehalten. Ortungen wurden vor allem in den Morgenstunden und den späten Nachmittag- und Abendstunden getätigt, am Rande der regulären Arbeitszeit, an Wochenenden und Feiertagen auch tagsüber. Die tiefe Dämmerung bzw. frühe Nacht eignet sich besonders für Überprüfungs-Ortungen, weil zu dieser Zeit die Häher in ihren Schlafbäumen, also erhöht und ortsfest, sitzen und leicht zu erfassen sind. Nach früheren Erfahrungen an Rehen (ELLENBERG 1978) und anderen Arten beschreiben etwa 20 Ortungen einen Aktionsraum ausreichend für eine klare Beurteilung. Es kam ja nicht darauf an, die Aktionsräume minutiös zu erfassen, sondern es ging darum, die oben skizzierten „beiden Nachweise“ zu führen. Dazu waren Aktionsräume in verschiedenen Jahreszeiten zu beschreiben: Brut- und Aufzuchtzeit, Eichelzeit, Herbst, Winter und Frühling. Auf eine graphische Darstellung der Aktionsräume der besenderten Häher wird hier verzichtet. Sie soll Inhalt einer ornithologischen Publikation werden.

Auf diese Weise konnte über die Jahre für 18 Häher explizite belegt werden, dass sie Eicheln im Laufe des Herbstes sternförmig von außerhalb in ihren sommerlichen Aktionsraum trugen und dort an geeigneten Stellen von insgesamt nur wenigen Hektar Ausdehnung versteckten.

Im Jahr 2002 fruchtete etwa die Hälfte der großkronigen Eichen (24 von 43 kontrollierten Eichen am Waldrand und entlang einer walddahen Allee). In diesem Jahr betrug die Transportstrecke verständlicherweise oft nur wenige hundert Meter, weil auch einige innerhalb der Häherrreviere befindliche Eichen in diesem Jahr fruchteten. Es wurden aber namentlich gegen Ende der Eichelzeit auch entfernter stehende Eichen beerntet, bis zu Distanzen von etwa 1,6 km. In den Jahren 2001 und 2003 kamen nur sehr wenige Eichen zum Fruchten (als Index: 2001 drei von 43; 2003 eine von 43; 2004 keine von 43). In diesen Jahren wurden oft Transportflüge über 1,5 bis 2 km beobachtet, in Einzelfällen bis zu 6 km (2001). Im Jahr 2004 war (im Behlendorfer Forst) zu Beginn der Eichelzeit nur einer von im Frühjahr sechs besenderten Hähern übrig geblieben. Er verschwand wie mindestens drei weitere vor ihm (Ende Juli) aus für uns nicht erklärbaren Gründen. Wir können hier Sabotage durch den ansässigen neuen Jagdpächter nicht ausschließen, dem unsere telemetrierende Anwesenheit in seinem Pachtrevier erklärtermaßen missfiel.

Die einzige Ausnahme vom oben skizzierten Verhalten: im an Eicheln armen Jahr 2001 trug ein Hähler, vermutlich ein Weibchen, das im vorhergehenden Sommer keinen Bruterfolg hatte, bis etwa 25. September Eicheln von fernen Bäumen wie alle anderen heim ins Revier vom vergangenen Sommer. Im weiteren Verlauf des Herbstes, ausgehend von einer in der freien Feldflur, 2 km vom Waldrand fruchtenden einzelnen Eiche, wurden die Eicheln jedoch in ein anderes Waldgebiet (Birkenstrücker, östliche Ausläufer) getragen, etwa 2,5 km Luftlinie vom ursprünglichen Revier entfernt. Auf den Flügen zwischen der fruchtenden Eiche und dem neuen Gebiet sowie im neuen Gebiet selbst wurde dies Weibchen oft in Begleitung eines weiteren, etwas größeren Hähers beobachtet, wahrscheinlich eines Männchens. Anscheinend hatte sich dies Weibchen während der Eichelzeit neu verpaart. Es wurde im Februar des folgenden Winters Beute eines Habichts, wie der andere Hähler bereits im Januar (Rupfungen und auch den alten Sender gefunden). Für den weiteren Verlauf des Frühjahrs und Frühsommers blieb dies Gebiet frei von Hähern. Hier deutet sich ein Einfluss des Habichts auf das Vorkommen von Eichelhähern an wie er für Elstern und Rabenkrähen bereits beschrieben wurde (ELLENBERG 1983, ELLENBERG et al. 1984).

Es galt aber auch zu belegen, dass die markierten Vögel in den von ihnen mit Eicheln bepflanzten Gebieten oder in deren unmittelbarer Nähe im kommenden Frühjahr zu brüten versuchen. Dies ist bezüglich vier bzw. fünf von acht Hähern (s.u.) gelungen, die seit dem Vorfrühling 2002 telemetrisch überwacht worden waren. Sie konnten nach Abklingen der Signale im November/Dezember (die Batterien der Sender sind nach etwa 260 Tagen erschöpft) innerhalb ihres gewohnten Gebietes wieder gefangen und neu besendert werden. Der Wiederfang dieser fangerfahrenen Vögel gestaltete sich als außerordentlich aufwändig. Neunzehn bisher unmarkiert gebliebene Hähern wurden in derselben Aktion gefangen aber überwiegend nur mit farbigen Fußringen markiert, weil nicht genügend Sender zur Verfügung standen. Beobachtungen der lediglich beringten Vögel bis zur individuellen Erkennung gelangen aber nur ausnahmsweise wegen des oben bereits erwähnten besonders heimlichen Verhaltens der Hähern. Beringung allein ist somit keine ausreichende Methode zur Untersuchung der hier aufgeworfenen Fragen. – Für drei der oben erwähnten fünf wieder gefangenen Hähern ist der Nachweis des Aufenthalts im gewohnten Gebiet auch zur zweiten Brutzeit telemetrisch auch über die Brutzeit hinaus eindeutig. Ein weiterer im Jahr 2002 besendeter Hähler konnte zwar nicht wieder gefangen werden, wurde aber während der Brutzeit 2003 durch Sichtbeobachtung am 25. 5. im bekannten Gebiet zweifelsfrei bestätigt (Nr. 39/02). Ein weiterer Hähler war zwar am 25. 1. 2003 wieder gefangen und mit dem neuen Sender bis zum 28.3. 21mal telemetrisch geortet worden. Sein Sender fiel dann aber aus technischen Gründen aus. Es gab später nur noch eine Sichtbeobachtung vom 15.4.. Die Wahrscheinlichkeit, dass dieser Vogel nach diesem Datum sich ein neues Gebiet wählte, ist

äußerst gering. – Über die drei restlichen Häher mit Sendern aus 2002 existiert für 2003 keine Information.

Alle wieder gefangenen Häher schritten somit wie erwartet im gleichen Gebiet wie im Vorjahr zur Brut. In allen Gebieten wurden im Juni/ Juli 2003 auch Keimblätter junger Eichen genutzt. – Somit ist auch der „zweite Nachweis“ (s. o.) geführt.

Fazit und Ausblick

Folgendes Bild zeichnet sich ab:

Eichelhäher bewerkstelligen nicht nur effektiv die Fernausbreitung von Eichen sondern auch deren besondere genetische Durchmischung über Distanzen von mehreren Kilometern. Indem sie durch das Pflanzen von Eicheln nicht nur für sich selbst einen – wie sich abzeichnete wenig intensiv genutzten - Wintervorrat anlegen sondern zusätzlich ihrem Nachwuchs erreichbare Nahrung auch für die kritischen ersten Wochen in der Selbständigkeit schaffen, konnte sich zwischen Eichelhähern und Eichen ein evolutionär stabiles Zusammenspiel ausbilden mit Selektionsdrucken auf das Verhalten der Häher und auf die Verjüngungsbiologie der Eiche. – Die „vorausschauende“ Versorgung der eigenen, selbständig werdenden jungen Eichelhäher mit erreichbarer Nahrung in Form von noch energiereichen, erkennbar versteckten Eichel-Keimblättern im Juni/Juli scheint die wesentliche „Motivation“ für den großen Aufwand der Eicheln versteckenden Häher im vorhergehenden Herbst zu sein.

Einige Anmerkungen und Spekulationen drängen sich auf:

1.) Nach dem Rückzug des Eises aus Mitteleuropa am Ende der letzten Eiszeit entwickelte sich zunächst ein Pionierwald aus – vom Wind verbreiteten – Birken (*Betula*) und Kiefern (*Pinus*). Er bot Bruthabitat auch für Eichelhäher in Form von dicht stehender fünf bis acht Meter hoher Verjüngung dieser Arten, z.B. an Kalamitäten-Stellen. Eichelhäher kommen im Prinzip auch ohne Eicheln aus. Wenn verfügbar, holen sie diese aber aus Entfernungen von bis zu mehreren Kilometern in die Umgebung ihres Brutplatzes. Auf diese Weise wird die auffällig rasche und frühe Ausbreitung der Eichen (*Quercus robur/Q. petraea*) quer durch Mitteleuropa in der Nacheiszeit verständlich, bei der mit Schritten von größenordnungsmäßig 1 km pro Jahr gerechnet werden muss.

2.) Durch das „sternförmige“ Einholen von Eicheln über Distanzen von vielen Hundert Metern bis zu einigen Kilometern entsteht eine genetisch optimal diverse Eichenverjüngung, in der Familienstrukturen, wie sie z.B. bei der Verjüngung von Buchen nachweisbar sind, wohl kaum noch vorkommen. – In an Eicheln reichen Jahren sind die Transportdistanzen anscheinend deutlich kürzer (einige Hundert bis gut Tausend Meter) als in Jahren mit einer Fehlmast, in denen nur einzelne Eichen zum Fruchten kommen. Letztere haben dann aber besondere Chancen, dass ihre Eicheln weit und effektiv verbreitet werden. In an Eicheln reichen Jahren ist die Parasitierung der Eicheln und ihre Prädation durch Opportunisten wie Wildschweine, Rehe und Hirsche, Mäuse, Schläfer, Hörnchen usw. sowie durch weitere Vogelarten (z.B. Tauben) erfahrungsgemäß groß. In Fehlmastjahren dürfte der Prädationsdruck auf Eicheln namentlich durch Mäuse, deren Populationen dann oft klein sind bzw. angesichts des Nahrungsmangels zusammenbrechen, relativ niedrig liegen. Die praktisch geruchlos (Kleinsäuger und Wildschweine orientieren sich sehr am Geruch) und einzeln voneinander isoliert durch den Häher versteckten Eicheln unterliegen dann wahrscheinlich besonders geringer Mortalität. Aus diesen jährlichen Unterschieden ergeben sich neue Selektionsdrucke.

3.) Auch Haselnüsse (*Corylus avellana*) werden von Eichelhähern (übrigens auch von Tannenhähern (*Nucifraga caryocatactes*)) geerntet, und analog zu Eicheln versteckt. Sie haben die gleiche Keimungsbiologie wie Eicheln und belassen die Keimblätter unterhalb der Erdoberfläche, keimen aber deutlich früher im Jahr als Eicheln, Ende April/Anfang Mai, d.h. lange bevor die Junghäher des Jahres das Nest verlassen. Haselnüsse öffnende Häher im Herbst habe ich noch nie beobachtet, die Hasel ist insofern als Nahrungsquelle im Herbst anscheinend nicht relevant. Auch für die neuen Jungvögel sind sie wohl ohne Belang. – Bucheckern dagegen werden von Eichelhähern nicht wie Eicheln versteckt sondern gerade im Herbst bevorzugt gefressen, was wohl auf ihren Reichtum an Ölen zurückzuführen ist. Buchen entwickeln bei der Keimung Ende April/Anfang Mai grüne Keimblätter über dem Erdboden und brauchen dabei den Energievorrat der Buchecker vollständig auf, wären insofern für Nahrungsvorräte versteckende Häher ebenfalls nicht von Interesse. – Die Keimblätter der Haselnuss werden nach dem Aufplatzen der Nuss bei der Keimung besonders leicht zugänglich, sofern das Versteck bekannt ist. Bisher habe ich noch keine konkrete Beobachtung über die Nutzung dieser Nahrungsquelle durch Häher, halte sie aber für wahrscheinlich. – Wenn man die Ausbreitung der Haselnuss durch Häher unterstellt und die im Vergleich zur Eiche wesentlich kürzere Frist bis zur Ausbildung von Früchten an den neu aufgewachsenen Gehölzen berücksichtigt, wird die noch deutlich schnellere Ausbreitung der Hasel in den Birken- und Kiefernwäldern der Nacheiszeit im Vergleich zur Eiche plausibel. – Zumindest bezüglich der Ausbreitungsdistanz sind Häher offensichtlich die effektivsten Vektoren, wenn man vom Menschen selber absieht, der Haselnüsse als Vorrat in beträchtlichem Ausmaß nutzte und wohl bei seinen Jagdzügen auch mitführte. Mäuse „schaffen“ nur einige Zig bis maximal ca. 150 m beim Transportieren von Eicheln oder Haselnüssen. Eichhörchen, die Eicheln bzw. Haselnüsse ebenfalls einzeln verstecken können, tun dies gewöhnlich über Distanzen von weniger als 200 m. – Übrigens sind auch Eicheln – nach Einweichen in Wasser - essbar und vor Zeiten auch entsprechend genutzt worden. Dass der Mensch an der Ausbreitung von Eichen und Hasel schon am Ende der Altsteinzeit beteiligt gewesen sein könnte, ist nicht von der Hand zu weisen. Falls er Eicheln als Nahrungsvorrat transportiert haben sollte, wird er jedoch Wert auf möglichst geringe Transportverluste gelegt und damit letztlich allenfalls begrenzt und kaum flächig zur frühen Ausbreitung von Eichen und möglicherweise auch Hasel beigetragen haben.

4.) Es ist vorerst noch unbekannt, wohin „diesjährige“ Junghäher im Herbst Eicheln tragen. Sie machen einen erheblichen Teil der Häherpopulation aus, im Herbst schätzungsweise ein Viertel bis die Hälfte. Ihr Beitrag zur Gesamtzahl an versteckten Eicheln dürfte insofern nicht unerheblich sein. Sind sie beim Transportieren und Verstecken von Eicheln weniger oder gleich aktiv und erfolgreich wie die älteren? – Der einzige von uns markierte Junghäher verschwand im an Eicheln armen Jahr 2001 aus seinem sommerlichen Aktionsraum zu Beginn der Eichelzeit vermutlich nach Südwesten. Deutet sich hier ein „Wegzug“ oder eine Evasion an, die bei Nahrungsmangel/Mangel an Eicheln nicht ungewöhnlich wäre? (GLUTZ 1993). – Wenige (4 von 21), vermutlich erstmals zur Brut schreitende mit Sendern im Spätwinter/Vorfrühling markierte Eichelhäher entfernten sich zu Beginn der Brutzeit ab Anfang Mai aus ihrem bis dahin belegten Aktionsraum und setzten sich in einem angrenzenden Gebiet fest, in einem Fall auch in einem benachbarten, isolierten Waldstück (Berkenstrücken), wo sie dann stationär blieben und wohl alle zur Brut schritten. Es ist unwahrscheinlich, dass diese Häher im vorhergehenden Herbst (als sie noch unmarkiert waren) bereits Eicheln in diese späteren Frühjahrs- und Sommeraktionsräume getragen haben. Es existiert jedoch keinerlei interpretierbare Beobachtung zu diesem Thema. – Auf dem Thema „Beitrag der diesjährigen Häher zur Ausbreitung von Eichen“ sollte in Zukunft ein Schwerpunkt weiterer Untersuchungen liegen. Dazu sollten Altvögel und ihre Jungvögel

während oder nach der Brut besendert werden, damit man das Raum bezogene Verhalten der Jungvögel mit dem ihrer Eltern vergleichen kann. Auch ein relevanter Vergleich der Transport- und Versteck-Aktivität selbst wäre auf diese Weise optimal gewährleistet. – Eine Studie zur Populationsökologie des Eichelhäher mit einem möglichst großen Anteil an Sender-markierten Vögeln ist überfällig. Sie erbringt ein besonders anschauliches Beispiel zum Zusammenwirken von ökologischen und evolutiven Parametern – von durchaus praktischer, forstlicher Relevanz. – Es ist aber auch denkbar, dass sich erwachsene Eichelhäher im Vergleich mit verwandten Arten besonders geringer Mortalität erfreuen. Ihr aufwändiges Eicheltransport- und –versteckverhalten „lohnt“ sich nur, wenn die Wahrscheinlichkeit nicht gering ist, dass sie im kommenden Jahr auch Jungvögel produzieren, die dann tatsächlich von den versteckten Eicheln profitieren. Der explizite Nachweis geringerer Mortalität bei gut versorgten Junghähern im Vergleich zu schlechter versorgten ist jedoch erst noch zu erbringen.

5.) Eichelhäher verstecken Eicheln, „damit“ sie im Winter auf diesen Vorrat zurückgreifen können. Dazu haben sie ein ausgezeichnetes Erinnerungsvermögen, das ihnen ermöglicht, selbst bei Schneelage gezielt zu einem der Einzelverstecke zu fliegen und dort auf Zentimeter genau eine Eichel auszugraben (BOSSEMA 1968, eigene Beobachtungen), so oder so ähnlich ist die bisherige „Lehrmeinung“. – Wenn dies für alle ca. 5000 im Herbst versteckten Eicheln gilt, muss das Erinnerungsvermögen dieser Vögel phänomenal sein. – Bei intensiver Suche nach Stellen mit soeben ausgegrabene Eicheln habe ich bei Neuschneelage nur ausnahmsweise Situationen gefunden, in denen das Erwartete aus dem Spurenbild nachweisbar war, bei systematischer Suche und besten Witterungsbedingungen lediglich zwei solche Stellen, obwohl mindestens zwei Häher ihre Eicheln im Herbst in dem Gebiet versteckt hatten und somit – zwei Tage nach dem Neuschnee-Ereignis – mindestens zehn mal so viele Eicheln hätten ausgegraben sein müssen, um den Energiebedarf dieser Häher zu decken. Offensichtlich ernähren sich Eichelhäher auch im Winter meist von anderen Dingen als Eicheln. Auch im an Eicheln armen Winter 2003/04 waren selbst bei intensiver Suche im Neuschnee nur ausnahmsweise frisch ausgegrabene Stellen zu finden (bei zwei Neuschnee-Ereignissen und Suche in vier Häherrevieren insgesamt drei). – Schon Eichelhäher ihre Vorräte für den kommenden Frühsommer und nutzen sie nur, wenn unbedingt nötig? In Hinblick auf die oben dargelegten Zusammenhänge wäre das konsequent. Gibt es nennenswerte individuelle Unterschiede in diesem Verhalten? Möglicherweise merken sich die Häher auch nur einen kleinen Teil der Stellen, wo sie im Herbst Eicheln versteckten? Hier hilft nur sorgfältiges Experimentieren zu weiteren Antworten.

Ein tieferes Verständnis der Ökologie der Naturverjüngung von Eichen ist von besonderem forstlichem Interesse – angesichts riesiger Nadelholz-, namentlich Kiefernflächen, die vor allem in den östlichen deutschen Bundesländern in den kommenden Jahren „in Richtung Laubholz“ umgebaut werden sollen. – Der Ansatz, unter Berücksichtigung evolutionärer Zusammenhänge zu solchem Verständnis zu kommen, hat einige Fragen beantworten und eine Fülle weiterer aufwerfen können, von denen nur wenige oben angesprochen werden konnten. – Es lohnt sich, ein umfangreicheres Projekt zu diesem Thema zu entwickeln, bei dem auch das weitere Schicksal der aufwachsenden Jungeichen einbezogen werden muss.

LITERATUR

- BOSSEMA, I., 1968: Recovery of acorns in the European jay (*Garrulus glandarius glandarius*). – Proc.Koninkl. Nederl. Akad. Wetenschappen. Biological and medical sciences 71 : 11 – 15.
- BOSSEMA, I., 1979: Jays and oaks: An eco-ethological study of a symbiosis. – Dissertation, Rijksuniversitet te Groningen, Niederlande.
- CHETTLEBURGH, M. R., 1952: Observations on the collection and burial of acorns by Jays in Hainault Forest. - British Birds 45 : 359 – 364.
- ELLENBERG, H., 1978: Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) in Mitteleuropa. - SPIXIANA, Zeitschrift für Zoologie, Suppl. 2, München. 1-211**
- ELLENBERG, H., 1983: Habicht und Beute - Wechselwirkungen im Ökosystem Kulturlandschaft. - Allg. Forstzeitschr. (München) 38 (1983), 44, 1195-1201.**
ELLENBERG, H.: Warum und mit welchen Folgen tragen Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) Eicheln oft über große Strecken ? – CORAX (Kiel) 18, 2002, S. 444 – 447.
- ELLENBERG, H., F. GAST, J. DIETRICH, 1984: Elster, Krähe und Habicht – ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation im Ökosystem Kulturlandschaft.- Verhandl. Ges. f. Ökologie, Bern, Sept. 1982.**
- FLADE, M., 1993: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. - Bd. 1 und 2, Dissertation, Technische Universität Berlin.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M., (Herausgeber) 1993: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd 13, Teil III (*Passeriformes*, Rabenvögel): 1375 – 2178. – Wiesbaden: Aula-Verlag.
- GOODWIN, D., 1976: The crows of the world. – Cornell University Press, Ithaca, New York.
- GRAHN, M., 1990: Seasonal changes in ranging behaviour and territoriality in the European Jay *Garrulus glandarius glandarius*. – Ornis Scand. 21: 195 – 201.
- HAFFER, J., 1993: *Garrulus glandarius* (Linnaeus 1758) – Eichelhäher. – In: GLUTZ und BAUER (Hrsg.), 1993, S. 1380 – 1435.
- HENZE, O., 1965: Forstschäden durch den Eichelhäher und seine Kurzhaltung mit der Fangkiste. – Der Falke 12 : 336 – 339.
- OUDEN, J. den, JANSSEN, P.A., SMIT, R., 2005: Jays, mice and oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Qu. petraea* in north-western Europe. – In: FORGET, P.M., LAMBERT, J.E., HULME, P.E., Vander WALL, S.B. (eds.): Seed fate : predation and secondary dispersal. CABI publishing. Wallingford, pp 223 – 240.

SCHMIDT, M., OHEIMB, G. von, KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H.: Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldgefäßpflanzen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Nr. 206, 1 – 37. Hamburg 2002.

SCHUSTER, L., 1950: Über den Sammeltrieb des Eichelhähers (*Garrulus glandarius*). – Vogelwelt 71 : 9 – 17.

TURCEK, F. J., 1961 : Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. – Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislawa.

VULLMER, H., 1993 : Untersuchungen zur Biologie des Eichelhähers und seines Beitrages zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. – Abschlussbericht (Arbeitsmaßnahme, gefördert mit Mitteln der Bundesanstalt für Arbeit, Betreuung Prof. Dr. G. Vauk, Schneverdingen, Beratung PD Dr. H. Ellenberg, Bezug: Dipl.Biol. Heike Vullmer-Frohberg, Marienstrasse 32, 27283 Verden), 113 S. + Anhang.

VULLMER, H., VAUK, G., 1995: Der Beitrag des Eichelhähers zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. - Forst und Holz 70 : 643 – 646.

ZIEGENHAGEN, B., KAUSCH, W., 1993: Zur Reaktion junger Eichen auf Licht und Schatten. – Forst und Holz 48 : 198 – 201.