

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA

Berichte

14. Jahrgang, Heft 2, 2001



Wald und Naturschutz

Forschungsergebnisse aus dem
Niedersächsischen Forstamt Sellhorn



Niedersächsische
Landesforstverwaltung

 Niedersachsen

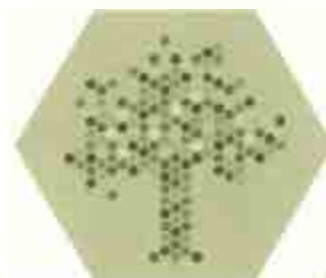


STIFTUNG ZUR FÖRDERUNG
DES ÖKOLOGISCHEN WALDBAUS
UND DES WALDNATURSCHUTZES
FISCHER-DÜRR-STIFTUNG

*wünscht ...
unterstützt, fördert ...
sucht und hofft ...*



**FORTSETZUNG
AUF DER LETZTEN SEITE >>**



KONTAKT

Fischer-Dürr-Stiftung • Knut Fischer
Hützeler Straße 17 • 29646 Bispingen
Email: fischer@fischer-duerr-stiftung.de
Internet: www.fischer-duerr-stiftung.de



Die Stiftung zur Förderung des ökologischen Waldbaus und des Waldnaturschutzes (Fischer-Dürr-Stiftung)

Wie kam es zur Gründung dieser Stiftung, wer steht hinter den Namen?

Der viel zu früh verstorbene Forstamtmann Bodo Fischer leitete 25 Jahre lang – von 1974 bis 1998 – die Revierförsterei Niederhaverbeck im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn. In diesem im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide gelegenen Revier ist ihm eine naturschutzgerechte Waldbehandlung zur Selbstverständlichkeit geworden. Damit ist gemeint, daß die Waldbewirtschaftung nicht nur im engeren forstlichen Sinne ökologisch orientiert sein, sondern auch die Belange des Naturschutzes umfassen soll. Auch Wild und Jagd, die Bodo Fischer viel bedeuteten, ordnete er dem Gesamtziel naturschutzgerechter Waldwirtschaft unter.

Daß der Wald, voran der Staatswald, der Allgemeinheit zu dienen habe und auch als schön empfunden werden müsse, war für Fischer ebenso selbstverständlich. Wunderschöne Wander- und Reitwege und ästhetische Waldränder in seinem ehemaligen Revier zeugen davon.

Bodo Fischer wurde nicht müde, innerhalb der Forstverwaltung und öffentlich, auch bei Verbänden und Parteien, für seine Überzeugungen einzutreten. Sein Amt als Landesvorsitzender des Bundes Deutscher Forstleute bot ihm dazu gute Möglichkeiten.

Angesichts der immer schlechter werdenden finanziellen Ausstattung für Belange und Bedeutung des Waldes kam Herrn Fischer die Idee, ob sich nicht – z. B. in Form einer Stiftung – auch von privater Seite Hilfe schaffen ließe. In Frau Dr. Hedwig Dürr fand er eine Stifterin, die das Fundament für die Stiftung zur Förderung des ökologischen Waldbaus und des Waldnaturschutzes legte, welche sich deshalb kurz als „Fischer-Dürr-Stiftung“ bezeichnet. Frau Dr. Dürr fühlte sich von den Vorstellungen sehr angesprochen, die Herr Fischer ihr während ausgiebiger Waldführungen verdeutlichte und die er mit einer Stiftung vertiefen und weiter verfolgen wollte. In Zusammenarbeit mit Herrn Fischers Sohn, einem engen Freund der Familie und ausgewiesenen Forstfachleuten wurden die Stiftungsziele formuliert. Auf den Innenseiten dieses Hefteinbandes werden sie beschrieben.

Es war Herrn Fischer nicht mehr vergönnt, die formale Gründung der Stiftung im Oktober 2000 zu erleben. Er starb noch während der Vorbereitungen, Weihnachten 1998.

Mit der Förderung dieses Bandes der NNA-Berichte tritt die Fischer-Dürr-Stiftung an die naturkundliche und forstliche Öffentlichkeit. Alle Beiträge stammen aus Herrn Fischers langjährigem Wirkungskreis, dem Forstamt Sellhorn, einige unmittelbar aus seinem Revier Niederhaverbeck. Stiftungsvorstand und Stiftungsrat freuen sich, ihn als Bildautor auf dem vorderen Deckel und den Seiten 6 und 7 an diesem Heft beteiligen zu können. Der breite Themenfächer des Heftes deutet an, daß die Fischer-Dürr-Stiftung für viele Fragen offen ist und solides naturkundliches Grundwissen für eine naturschutzgerechte forstliche Praxis für unerlaßlich hält. Der Alfred Toepfer Akademie, der Niedersächsischen Landesforstverwaltung und dem Forstamt Sellhorn dankt die Stiftung für die erfreuliche Zusammenarbeit bei der Herausgabe dieses Bandes.

NNA Ber.	14. Jg.	H. 2	195 S.	Schneverdingen 2001	ISSN: 0935-1450
Wald und Naturschutz – Forschungsergebnisse aus dem Niedersächsischen Forstamt Sellhorn					

Herausgeber und Bezug:

Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (05199) 989-0, Telefax (05199) 989-46
e-mail: nna@nna.de
Internet: www.nna.de

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Jann Wübbenhorst

ISSN 0935-1450

Titelbild: Waldweg mit Eichensäumen im Forstamt Sellhorn, Revier Niederhaverbeck
(Kleiner Schneverdinger Weg, Untersuchungsfläche 41 bei *Ernst & Hanstein* in diesem Heft, Photo: Bodo Fischer),
Laubflechte *Parmelia sulcata* (Zeichnung: Gisela Ernst)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

14. Jahrgang/2001, Heft 2

Wald und Naturschutz – Forschungsergebnisse aus dem Niedersächsischen Forstamt Sellhorn

Inhalt

Rainer Köpsell	Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn	4
Holger Tempel	Die Waldentwicklung im Bereich des Forstamtes Sellhorn von Mitte des 18. Jahrhunderts bis 1972	9
Udo Hanstein und Jann Wübbenhorst	Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn	23
Gisela Ernst (†) und Udo Hanstein	Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	28
Heike Vullmer	Moose in (Eichen-)Buchenaltbeständen auf historisch alten Waldstandorten im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	86
Udo Hanstein	Beobachtungen an den Bärappvorkommen im Forstamt Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	97
Oliver D. Finch	Webspinnen (Araneae) aus zwei Naturwäldern des Staatlichen Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide)	106
Thorsten Aßmann	Waldlaufkäfer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: von der Verbreitung zur populationsbiologischen Analyse (Coleoptera, Carabidae)	119
Jann Wübbenhorst	Zur Siedlungsdichte der Spechte in unterschiedlichen Waldbeständen des Forstamtes Sellhorn	127
Carmen Hallanzy und Veit Hennig	Entwicklung von Vogelgemeinschaften beim Umbau von Kiefernwäldern in mehrstufige Mischwälder im Forstamt Sellhorn	141
Heike Vullmer, Udo Hanstein und Gottfried Vauk	Untersuchungen zum Beitrag des Eichelhäfers zur Eichenverjüngung sowie zu seiner Biologie im Forstamt Sellhorn	151
Britta Albrecht	Waldsukzession im Naturwaldreservat Meninger Holz: Vegetationsstruktur und Entwicklungstendenzen im Weißmoos-Kiefernwald (Leucobryo-Pinetum)	158
Peter Meyer und Wilhelm Unkrig	Bestandes- und Verjüngungsdynamik im Naturwald „Meninger Holz“ in den Jahren 1988 bis 1999	167
Christina Westphal	Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn	175
Henning Meesenburg, Karl Josef Meiwes und Peter Rademacher	Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide	191

Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn

von Rainer Köpsell

1. Die Standortverhältnisse und Geschichte des Forstamtes Sellhorn

Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn ist eines von 45 Forstämtern der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. Die Waldflächen, für die das Forstamt zuständig ist, liegen im Nordteil der Zentralheide im Regierungsbezirk Lüneburg und gehören zu den Landkreisen Soltau-Fallingb. und Harburg. Sie umschließen das Heidegebiet am Wilse der Berg. Die gesamte Forstamtsfläche befindet sich im 1922 gegründeten Naturschutzgebiet Lüneburger Heide.

1.1 Geologie und Bodenverhältnisse

Für das Gebiet der Lüneburger Heide waren besonders die Eisvorstöße der Elster-Eiszeit (300 000 v. Chr.) und der Saale-Eiszeit (200 000 v. Chr.) prägend. Die gewaltigen Eismassen führten Gesteinsbrocken aus Skandinavien mit sich. Auf ihrem langen Weg wurden die Felsbrocken unterschiedlich stark zerrieben und schichtweise als Geschiebe (Gesteinsbrocken), Lehme oder Sande abgelagert.

Der Ostteil des Forstamtes liegt auf einem Grund- und Endmoränenzug. Bodenbildende Substrate sind in diesem Teil gealterte und entkalkte, manchmal umgelagerte Geschiebelehme unterschiedlicher Mächtigkeit, die von sandigen Schmelzwasserrinnen durchzogen sind. Die Oberboden werden oft von schwach verlehnten Geschiebedecksanden, z.T. mit Flugsandaufträgen, gebildet. Der Westteil des Forstamtes prägen die Moräne vorgelagerte, nach Westen abfallende Schmelzwassersande, die nur in einigen Kuppen noch Geschiebelehme enthalten. Die Böden bestehen hier hauptsächlich aus armen Sanden, teils sommertrocken, teils mit Grundwasseranschluss.

Insgesamt machen Geschiebelehme 33 %, Sande 51 % und Flugsande 16 % der Böden aus. In der Nährstoffversorgung sind 9 % als ziemlich gut, 34 % als mäßig und 57 % als schwach eingestuft. Nur 5 % der Forstamtsfläche sind alte

Waldböden. Auf über 90 % der Böden wirkt die jahrhundertlange Nutzung als Heide durch Humus- und Nährstoffverluste und mehr oder minder starke Podsolierung nach. Mehrere hundert Hektar waren zu offenen Flugsandfeldern degradiert. In den jüngsten Jahrzehnten deuten jedoch der ansteigende Holzzuwachs, die Verjüngungsfreude der Waldbaume und Veränderungen in der Bodenflora auf eine deutliche Regeneration der Böden hin.

1.2 Das Klima

Das Klima der „Hohen Heide“ ist reliefbedingt starker atlantisch geprägt als das des umgebenden Tieflandes. Die Jahresmitteltemperaturen liegen um 8,0 °C. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur beträgt 16,7 °C. Je nach Höhenlage und Stauwirkung fallen durchschnittlich 780–880 mm Niederschlag im Jahr. Forstlich bedeutsame klimatische Eigenarten sind Frühjahrstrockenheit, häufige Spätfroste und schwere Stürme.

1.3 Die Waldgeschichte

In der Nacheiszeit entwickelte sich wieder eine anspruchsvolle Vegetation, die die flächenhafte Wind- und Wassererosion beendete. Mit der Verbesserung des Klimas breiteten sich zunächst Birke, dann Kiefer und Hasel aus, ab 6000 Jahre v. Chr. entstanden die Eichenmischwälder.

In der nacheiszeitlichen Waldentwicklung hatte die Buche erst in der Bronzezeit (1700–800 v. Chr.) die hiesige Region erreicht. In dieser Zeit wurden die Menschen sesshaft. Durch Ackerbau, Viehzucht und in der Eisenzeit (800 bis Chr. Geburt) durch die Eisenverhüttung nahm der Mensch schon sehr früh starken Einfluss auf die natürliche Vegetation. Die Bauern deckten über Jahrhunderte ihren Bedarf an Einstreu für die Ställe und organischen Dünger aus der Laub- und Nadelstreu des Waldes und entzogen dem Wald so Nährstoffe. Das Vieh wurde in die durch Holznutzung ohnehin stark verlichteten Wälder getrieben. Es ernährte sich von der Eichen- und Buchenmast, aber auch von Baumsamlingen, so dass die Verjüngung aus-

blieb und die Wälder verlichteten. Auf den entwaldeten Flächen entstanden immer größer werdende Heidegebiete, die in der Zeit vom Mittelalter bis zum Ende des 19. Jahrhunderts durch die Heidebauernwirtschaft geprägt wurden. Die Heide diente der Düngerergänzung, der Heidschnuckenhaltung und der Imkerei. Im Laufe der Jahrhunderte wurde mancherorts selbst das anspruchslose Heidekraut durch ständige Übernutzung zerstört. Es kam zu Sandverwehungen, die Wanderdünen bildeten. Eindrucksvolle Beispiele für Wehsandgebiete sind die „Ehrhorner Dünen“ und der „Einemer Sand“.

Zur Zeit der Kurhannoverschen Landesaufnahme (1775) trugen nur noch etwa 5 % der Forstamtsfläche Wald, die sog. königlichen Holzungen. Diese Forsten waren vor den Zugriffen der landlichen Bevölkerung weitestgehend geschützt.

Ab etwa 1800 kam es zu einem Umbruch der Heidebauernwirtschaft. Durch verbesserte Landbautechnik, Einführung des Mineräldüngers und verbesserte Sortenauswahl von Ackerfrüchten wurde die Landwirtschaft rationalisiert. Die Heidestreunutzung, der Waldverbrauch, die Schafhaltung und die Imkerei gingen drastisch zurück. Es setzte ein Höfesterben ein.

Die königlich hannoversche, später preußische Forstverwaltung kaufte 1860 den Heidehof Sellhorn (ca. 500 ha) und in schneller Folge weitere ganze Höfe oder große Heideflächen, um diese Flächen aufzuforsten. Schon um die Jahrhundertwende war die heutige Holzbodenfläche von fast 5000 ha wieder bewaldet. Die planmäßige Aufforstung geschah mit der Kiefer auf den armeren, mit Kiefer und Fichte auf den nährstoffreicheren bzw. feuchteren Heideböden. Die Aufforstung mit Stieleiche hatte auf ehemaligen Ackerflächen leidlichen Erfolg, während sie auf reinen Heideflächen misslang.

Im Forstamtgebiet lassen sich drei Aufforstungsperioden unterscheiden. Zuerst die oben beschriebene große Aufforstungswelle zum Ende der Heidebauernwirtschaft, dann die Aufforstungen nach dem zweiten Weltkrieg nach den Übernutzungen infolge des hohen Bau- und Brennholzbedarfes sowie der Reparationshiebe, und schließlich in jüngerer Zeit die Aufforstungen nach dem „Jahrhundertsturm“ 1972.

Die derzeitigen Waldverhältnisse weichen von den natürlich möglichen Waldgesellschaften stark ab. Mit 85 % dominieren Bestände mit Nadelholz als Hauptbaumart, auf 15 % der Fläche dominiert das Laubholz. Die wichtigste Rolle spielen mit 66 % die Kiefernbestände. Auf Fichtenwälder entfallen 13 % der Fläche. Außerdem sind 2 % der Fläche mit Douglasie und 4 % mit Lärche bestockt. Die verbleibenden 15 % Laubholzwälder spalten sich auf in 7 % Eichen-, 3 % Buchen- und 5 % Birken- bzw. Erlenbestände.

Nach den verheerenden Sturmschäden von 1972 wurde in großem Umfang mit einem Waldbau begonnen. Waldbauliches Ziel ist die Begründung von Buchenbeständen mit Nadelholzbeimischungen auf reicherem Geschiebelehm. Auf den reicherem bis mittleren Sanden wurden Traubeneichen gepflanzt, außerdem sollten Mischungen aus Kiefern und Buchen, z. T. auch Kiefern und Fichten entstehen.

Mit dem Programm der Niedersächsischen Landesforstverwaltung „Langfristige ökologische Waldentwicklung (LÖWE)“ von 1991 kam es zu einer noch stärkeren Berücksichtigung der natürlichen Hauptbaumart Buche. Der Laubholzanteil wird seitdem beständig durch die Beimischung von Buchen und Traubeneichen in den Kiefernbeständen erhöht. Er steigerte sich von 1971 mit nur 7 % auf 11 % im Jahr 1988. Im Jahr 1998 betrug er schon 15 %.

Die natürliche Verjüngung des Laubholzes wird durch die sogenannte Hahersaat des Eichelhäfers begünstigt, jedoch reicht sie meist nicht aus, um einen Hauptbestand zu begründen. Die Verjüngung der Laubholzbestände erfolgt deshalb hauptsächlich künstlich. Die sich natürlich verjüngende Fichte muss teilweise stark zurückgedrängt werden, um die gewünschten Mischungsanteile zu erhalten. Die Kiefer verjüngt sich gern auf Windwurfflächen und armen Böden unter dem Schirm älterer Bäume. Auf Kahlschläge wird im Forstamt seit 1973 verzichtet. Die Annahme der sich natürlich verjüngenden Mischbaumarten und eher geringe Pflegeeingriffe führen zu einer Kostenreduzierung bei der Bestandesbegründung.

Der alte Kiefernwald wird allmählich durch die natürliche Sukzession, aber auch durch gezielte Verjüngung, Vorratspflege und die Zielstärkennut-

zung in einen mehrstufigen Mischwald überführt.

2. Organisation und Aufgaben des Forstamtes Sellhorn

Der heutige Wald im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide ist also nicht das Ergebnis einer langen, ungestörten Entwicklung, sondern das Werk mehrerer Generationen von Waldbesitzern und Forstleuten.

Die Aufgaben eines modernen Niedersächsischen Forstamtes können mit den Verben

schützen • erholen • nutzen

kurz umschrieben werden. Die vielfältigen Waldfunktionen, die sich hinter diesen drei Worten verstecken, sollen am Beispiel des Niedersächsischen Forstamtes Sellhorn beschrieben werden. Es ist das einzige staatliche Forstamt in Niedersachsen, das ganzflächig in einem Naturschutzgebiet liegt.

Grundsätzlich sind die Schutz-, Nutz- und Erholungsfunktion des Waldes gleichrangig, d. h. sie sollen auf jeder Waldfläche zugleich erfüllt werden. Ein naturnah ausgerichteter Waldbau eröffnet die Möglichkeit, die ökonomischen Ziele der nachhaltigen Holzproduktion mit den ökologischen Bedingungen im Wald zu verbinden. Dies kann auf Dauer nur gewährleistet werden, wenn unter den gegebenen Umweltbedingungen ein naturnaher, gemischter, artenreicher, ertragskräftiger und schöner Wald gepflegt wird.

Speziell für das Forstamt Sellhorn mit seiner Lage mitten im „Naturschutzgebiet Lüneburger Heide“ ist es besonders wichtig, Naturschutz, Waldbau, Holznutzung, Jagd und Erholung mit der Naturschutzverordnung des Gebietes in Einklang zu bringen.

2.1 Die Organisation

Die landeseigenen Flächen umfassen ca. 5200 ha, davon 4935 ha sog. Holzboden, das sind die Flächen, auf denen Holz genutzt wird. Außerdem obliegt dem Forstamt die Betriebsleitung in zwei Gemeinde- bzw. Interessenforsten mit zusammen 76 ha. Das Forstamt ist in vier Revierförstereien aufgeteilt.

Das Aufgabenspektrum wird durch das Jugendwaldheim Ehrhorn, das Wald-erlebniszentrum Ehrhorn N° 1, durch die Funktionsstelle Waldökologie und Na-

turschutz sowie die Funktionsstelle für Waldinformation, Beratungsforstamt und öffentliche Planung erweitert.

Um die vielfältigen Aufgaben, die dem Forstamt gestellt werden, erfüllen zu können, stellt der Personalstand sich wie folgt dar: Ein Forstamtsleiter, ein Büroleiter, vier Revierleiter, ein Funktionsbeamter für Waldökologie und Naturschutz, ein Funktionsbeamter für Waldinformation/Umweltbildung und Leitung des Walderlebniszentrums Ehrhorn N° 1, ein Jugendwaldheimleiter, ein Funktionsbeamter für Planungs- und Beratungstätigkeit, ein Revierassistent, zweieinhalb Stellen für Büroangestellte, ein Forstwirtschaftsmeister, zehn Forstwirte, eine Wirtschaftlerin und Reinigungskraft im Jugendwaldheim sowie Auszubildende, Anwärter, Referendare und Praktikanten.

2.2 Der Boden- und Wasserschutz

Das Gebiet der Lüneburger Heide ist ursprünglich mit Eichen-Birkenwald, Buchen-Eichenwald bzw. Buchenwald bewaldet gewesen. Als die Waldbestände im vorigen Jahrhundert auf Flugsandböden, Heideflächen und Dünen begründet wurden, war dies eine Maßnahme der Landeskultur im Allgemeinen und des Bodenschutzes im Besonderen. Zunächst wurde der Boden vor Wind- und Wassererosion geschützt. Inzwischen hat sich auch der Nährstoff- und Humusgehalt der devastierten Heideböden wesentlich verbessert. Heute gilt es vorrangig, die natürliche Leistungskraft der Waldböden zu erhalten oder wiederherzustellen. Die natürlichen Standortkräfte sollen nicht künstlich durch Düngung, Be- oder Entwässerungsmaßnahmen nivelliert bzw. angehoben werden. Die Bildung hochwertigen Grundwassers wird dadurch gesichert. Große Teile des Forstamtes Sellhorn liegen im Einzugsbereich der Hamburgischen Wasserwerke Nordheide. Die Grundwasserbildung ist daher quantitativ und qualitativ von großer Bedeutung. Frühere Entwässerungen, die jedoch nur wenige Flächen betrafen, wurden rückgängig gemacht.

2.3 Der Natur- und Landschaftsschutz

Die Funktion, die die Waldbehandlung entscheidend prägt, ist der Natur- und Landschaftsschutz, bedingt durch die



Bild 1: Frühere Entwässerungen in den Sellhorner Wäldern wurden rückgängig gemacht: die wiedervernässten „Torflöcher“ im Revier Niederhaverbeck. Foto: B. Fischer.

Lage im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Dieses älteste und größte Schutzgebiet in Niedersachsen (ca. 23 500 ha) umfasst neben den ausgedehntesten Heideflächen Norddeutschlands sowie Mooren und Bachtälern immerhin 13 700 ha Wald, innerhalb dessen die Wälder des Forstamtes Sellhorn eine zentrale Rolle spielen. Das Naturschutzziel im Forstamt ist die Erhaltung und naturnahe, vielgestaltige Entwicklung der Wälder auf ganzer Fläche. Naturkundlich oder historisch bedeutsame Waldbestände, die standortlichen Besonderheiten sowie die standorteigenen Pflanzen- und Tierarten und ihre Lebensgemeinschaften finden besondere Berücksichtigung.

Das Forsteinrichtungswerk des Forstamtes mit den Inventur- und Planungsdaten ist zugleich der Pflege- und Entwicklungsplan im Sinne des Naturschutzes. Die geplanten Maßnahmen werden mit der oberen Naturschutzbehörde abgestimmt und einvernehmlich festgelegt.

Im Forstamt Sellhorn gibt es keine Widersprüche zwischen Naturschutzzielen und Forstwirtschaft, da schon lange eine naturgemäße, vorratspflegliche und stabilitätsorientierte Waldpflege betrieben wird. Diese Arbeitsweise steht im Einklang mit dem Waldbauprogramm der niedersächsischen Landesregierung von 1991, der „Langfristigen ökologischen Waldentwicklung“ (LÖWE).



Bild 2: Altbuchen mit Nachwuchs im Naturwald „Ehrhorner Dünen“, der seit 1971 als Totalreservat geschützt ist. Foto: W. Steinborn.

Folgende Maßnahmen dienen besonders dem Naturschutz:

■ **Einrichtung von drei Naturwäldern.** Die Ehrhorner Dünen, das Meninger Holz und die Bullenberge wurden mit einer Fläche von ca. 220 ha als Naturwälder ausgewiesen. In diesen Gebieten finden keine forstlichen Maßnahmen statt. Sie werden völlig sich selbst überlassen. Dies dient nicht nur dem Naturschutz, sondern auch der Forschung und Lehre. Die Kenntnisse über ökologische Zusammenhänge werden auch für den übrigen Wald genutzt. Die Ehrhorner Dünen gehören zu den ersten Wiederaufforstungen offener Sandwehen und spiegeln fast 200 Jahre natürliche Waldentwicklung wider. Sie sind heute immer lichter werdende alte Kiefernwälder mit sich stark einfindender Laubholzverjüngung (meist Weichlaubholzer und Eiche, stellenweise aber auch schon Buche). Die angrenzenden **Bullenberge** bestehen ebenfalls überwiegend aus Flugsandböden mit geringer mächtiger Überwehung, aber einer Vielzahl kleiner, buckeliger Dünen; ihre Wiederaufforstung hat jedoch erst 80 Jahre später stattgefunden. Heute finden wir überwiegend etwa 120jährige Kiefernwälder mit Auflichtungstendenzen und sich einfindender Kiefern-, Fichten- und Weichlaubholzverjüngung. Das **Meninger Holz** enthält neben Heideaufforstungen eine alte königliche Holzung mit alten Laubholzbeständen (überwiegend Eiche, Buche und eingesprengtes Nadelholz) auf Geschiebelehm. Diese drei Naturwälder repräsentieren, bis auf die grundwasserbeeinflussten Standorte, die typischen Waldstandorte im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide.

■ **Duldung natürlicher Sukzessionen.** In den Naturwäldern, aber auch auf anderen Flächen des Forstamtes, sind natürliche Entwicklungsabläufe nicht nur geduldet, sondern erwünscht.

■ **Beachtung historischer Waldnutzungsformen.** Der Mensch verstand es über die Jahrhunderte, den Wald speziell für seine Bedürfnisse zu bewirtschaften. So entstanden Waldbestände mit skurrilen Baumformen. Die Stühbüsch, auch Eichenkratts genannt, sind sozusagen die Niederwälder der Lüneburger Heide. Um Brennholz zu produzieren, wurden diese Eichenwälder alle 20 bis 30 Jahre abgeholzt. Die Eichen schlugen aus dem Stock (Stubben) wieder aus und wuchsen zu sehr krummen, mehrstammigen Baumgestalten heran.

Die aus der Waldweide weiterentwickelten sog. Hutewälder stellten eine weitere Nutzungsmöglichkeit der Wälder dar.

■ **Verzicht auf den Anbau fremdländischer Baumarten.** Nicht einheimische Baumarten wie Douglasie, Roteiche, Spätblühende Traubenkirsche, Weymouthkiefer oder Japanlärche werden etwa seit 30 Jahren im Forstamtsgebiet nicht mehr angebaut. Die sich aggressiv ausbreitende Spätblühende Traubenkirsche wird massiv zurückgedrängt. Die anderen früher angebauten „Fremdländer“ lässt man abwachsen und erntet sie dann.

■ **Vermeidung von Chemikalieneinsatz.** Der biologische Waldschutz wird im Forstamt Sellhorn großgeschrieben. Diese vorbeugende Maßnahme wird am besten durch die Entwicklung und Pflege von standortangepassten, arten- und strukturreichen Mischwäldern erreicht. Bei lebensbedrohender Gefahr für den Wald durch Insekten wird der Einsatz biotechnischer Maßnahmen bevorzugt.

■ **Pflege von Waldrändern.** Waldränder sind Grenzbereiche des Waldes oder einzelner Bestände. Sie umfassen neben den Traufbäumen auch unterständige oder vorgelagerte Saumsträucher und krautige Bodenpflanzen. Die Waldinnen- und -außenränder werden besonders gepflegt, dabei haben konkurrenzschwächere heimische Kraut-, Strauch- und Baumarten Vorrang. Richtig aufgebaute Waldränder haben erhebliche Bedeutung für den vorbeugenden biologischen Waldschutz, den Natur- und Artenschutz, die Bereicherung des Landschaftsbildes und die Erholung. Außerdem werden spezielle Schutzfunktionen wie Boden-, Immissions- und Sichtschutzaufgaben von den Waldrändern erfüllt.

■ **Erhaltung von Totholz.** Viele hundert Jahre kann ein Baum alt werden, bis er eines natürlichen Todes stirbt. Mehr als woanders üblich werden in Sellhorn solche Bäume bewahrt und ihrem natürlichen Zerfall überlassen. Diese Baumriesen bieten unter rissiger Borke, in Höhlen und Astlöchern oder im morschen Holz Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere.

■ **Wegebau mit heimischen Material.** Ökosystemfremde Stoffe bewirken oft eine Faunen- und Florenverfälschung, deshalb wird beim Wegebau wird nur heimisches Material verwendet.



Bild 3: Im Naturwald „Bullenberge“ dürfen sich Kiefernwälder der ersten Generation auf ehemaligen Heiden und Sanddünen ungestört weiterentwickeln. Foto: W. Steinborn.

■ **Intensive naturkundliche Beobachtungen.** Die Mitarbeiter des Forstamtes und Helfer führen naturkundliche Beobachtungen durch, um Veränderungen und Entwicklungen festzustellen. Die Daten werden von der Funktionsstelle für Waldökologie und Naturschutz gesammelt und bearbeitet. Die Vielzahl der Beobachtungen führt zu Fragestellungen, die durch Diplomarbeiten und Dissertationen aufgearbeitet und dokumentiert werden, oft in Zusammenarbeit mit der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz. Im Forstamt Sellhorn werden periodisch wissenschaftliche Vegetations- oder Waldstrukturaufnahmen und Brutvogelkartierungen durchgeführt.

2.4 Jagdbetrieb und Wildmanagement

Zur Zeit der Aufforstung und des Heranwachsens der jungen Heidewälder gab es sehr wenig Wild im Bereich des Wilseder Berges. Auf den über 5000 ha Jagdfläche des Forstamtes wurden zu Beginn des 20. Jahrhunderts nur durchschnittlich fünf Rehbocke pro Jahr erlegt.

Erst als sich die Boden- und Bestandesverhältnisse des Heideaufforstungsreviers verbesserten, wurden Rot- und Schwarzwild zu Standwild. In den 50er und 60er Jahren entwickelte sich ein hoher Rotwildbestand. Seit 1973 orientieren sich Wildmanagement und Jagd an den Naturschutz- und Waldbauzielen.



Bild 4: Mit über 20 km Waldrändern grenzt das Forstamt Sellhorn an offene Heidelandschaften. Waldrand in der Revierförsterei Niederhaverbeck. Foto: B. Fischer.

Der Rotwildbestand wurde stark reduziert, es erfolgt eine intensive Rehwildbejagung und die bestandesangepasste Bejagung von Schwarzwild und Fuchs sowie Schonung der kleinen Raubsäuger und des Flugwildes. Die Jagdstrecke im Forstamt betrug im Jahr 2000: 30 Stück Rotwild, 79 Stück Schwarzwild und 327 Stück Rehwild. Die Jagd wird in eigener Regie durch Einzelansitz und Gemeinschaftsjagden mit Hilfe vieler Jagderlaubnisscheininhaber durchgeführt.

Die angestrebten, geringeren Wildbestände führen zu einer artenreichen Bodenflora, zur natürlichen Verjüngung von Weichhölzern und Hähereichen und lassen normalerweise auch die Buchenpflanzung ohne Zaun zu.

2.5 Die Erholungsfunktion

Die interessanten, schönen und abwechslungsreichen Waldbilder wirken sich positiv auf Fremdenverkehr und Erholungswesen aus. Nach Schätzungen des Vereins Naturschutzpark besuchen jährlich mehr als zwei Millionen Besucher das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Da im Naturschutzgebiet ein Wegegebot gilt, liegt ein Aufgabenschwerpunkt des Forstamtes im Angebot eines guten und gut gekennzeichneten, weitmaschigen Wander-, Rad- und Reitwegenetzes. Dazu gehören auch Waldrandgestaltung und intensive Informations-, Lenkungs- und Kontrolltätigkeiten.

Viele Feriengäste nutzen gerne die „Waldführungen mit dem Förster“, die in Zusammenarbeit mit den Verkehrsvereinen der umliegenden Gemeinden in den einzelnen Revieren des Forstamtes angeboten werden.

■ **Das Jugendwaldheim Ehrhorn.** Im Jugendwaldheim Ehrhorn lernen Schülergruppen in der Zeit von März bis November das Ökosystem Wald und seine nachhaltige Pflege und Nutzung kennen. Während eines 14-tägigen Aufenthalts haben die Jugendlichen direkten Kontakt zu Waldfacharbeitern und Forstleuten. Ihr Tag gliedert sich je zur Hälfte in praktische Arbeiten im Wald oder auf dem Jugendwaldheimgelände und in Lehrveranstaltungen wie Vorträge und Exkursionen. Das 5,5 ha große Waldheimgelände besitzt zahlreiche unterschiedliche Kleinbiotop, Kleingehölze und Buschgruppen, Heiden, Sandmagerrasen, einen Obstgar-

ten sowie ein in der Anlage befindliches Moor. Als Anschauung für den Tierartenschutz dienen Nistkästen, Fledermaushöhlen, Ameisennester und ein Überwinterungsquartier für Fledermäuse. Damit besteht allein auf dem Gelände ein umfangreiches Angebot an real „begreifbaren“ Naturerlebnissen. Auch für Freizeitaktivitäten bieten sich diverse Möglichkeiten. Auf dem Jugendwaldheimgelände befinden sich ein Fußballplatz, eine Minigolf-Anlage, ein Volleyballplatz, ein Basketballkorb und in einer offenen Halle Tischtennisplatten für die sportlichen Aktivitäten. Für ruhige Aktionen gibt es einen Lagerfeuerplatz und eine Kaminhütte. Jährlich erleben hier mehr als 500 Schüler intensiv den Wald.

■ **Das Walderlebniszentrum „Ehrhorn N°1“.** Zentrum der Öffentlichkeitsarbeit des Forstamtes Sellhorn ist das im Rahmen der EXPO 2000 in der kleinen Waldsiedlung Ehrhorn in einem über 200 Jahre alten Heidehof errichtete Walderlebniszentrum Ehrhorn N°1. Hier ist der Sitz der Funktionsstelle für Waldinformation und Umweltbildung. Neben dem Ausstellungsbesuch werden Waldführungen, Erlebnisveranstaltungen und ein Kulturprogramm angeboten. Ehrhorn N°1 ist in seiner Art beispielloses Informationszentrum in Norddeutschland. Es wendet sich hauptsächlich an die Einwohner der Region, die zahlreichen Heidebesucher und an Fachbesucher. Zentrales Thema der Ausstellung von Ehrhorn N°1 ist die Beziehung „Wald und Mensch“ in der Lüneburger Heide. Aktualität erhält dies Thema durch die Diskussion um den Begriff der „Nachhaltigkeit“, seit die Agenda 21 von mehr als 170 Staaten verabschiedet wurde. Künftig sind auch wechselnde Sonderausstellungen in Ehrhorn N°1 geplant. Exkursionen, Erlebnistage, Vortragsreihen und andere Dienstleistungen runden das Angebot ab. Das Walderlebniszentrum ist für sich schon ein lohnendes Ausflugsziel. Auf vielen reizvollen Rad- und Wanderwegen rund um Ehrhorn kann all das, was das Ausstellungshaus vermitteln möchte, mit neuen Augen in der Natur entdeckt und erlebt werden.

2.6 Die Nutzfunktion

Die Waldpflege steht unter dem Leitgedanken, die im Gebiet heimischen, nat-

türlich oder geschichtlich bedingten Waldlebensgemeinschaften mit ihrer ganzen Artenfülle zu erhalten oder wieder zu entwickeln, zugleich aber auch wertvolles Holz zu erziehen, zu nutzen und damit finanzielle Einnahmen zu erzielen.

Durchschnittlich sollen im Forstamt Sellhorn jährlich ca. 19000 Festmeter (m³) Holz (ganz überwiegend Nadelholz) geerntet werden. Da im Forstamt noch ein Überhang an Jungbeständen vorhanden ist, fällt der größte Teil des geplanten Holzeinschlages in Pflegehieben als schwachdimensioniertes Industrie- und Nutzschichtholz an. Knapp 4000 Festmeter werden als starkes Stammholz, überwiegend in Kiefernbeständen, geerntet.

Das Stammholz wird von Sägewerken in der Region zu Bauholz weiterverarbeitet, das Industrieholz zu Spanplatten, Zellstoff und Papier. Dazu muss es oft über weite Entfernungen zu den entsprechenden Werken transportiert werden.

Der volkswirtschaftliche Wert der Holzernte geht weit über die reine Holzherzeugung im Forstamt hinaus, da im anhängenden Transportwesen und in den holzweiterverarbeitenden Betrieben ein zusätzlicher Arbeitsmarkt und eine weitere Wertschöpfung vorhanden ist.

Grundlage für die nachhaltige und pflegliche Bewirtschaftung der Walder im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn ist die im zehnjährigen Turnus stattfindende Forsteinrichtung, bei der eine Waldinventur, eine Forstplanung sowie ein Controlling der bisherigen Bewirtschaftung stattfindet.

Der laufende jährliche Zuwachs an Holzmasse pro ha Holzbodenfläche liegt bei über 7 Festmetern. Im Forstamt sollen aber nur durchschnittlich 4 Festmeter Holz pro Jahr und ha geerntet werden.

Im Forstamt Sellhorn werden auch Weihnachtsbäume, Schmuck- und Deckgrün, Rindenmulch, Brennholz, Stangen und Weidepfähle vermarktet. Zum Großteil werden diese Produkte an Selbstwerber abgegeben.

Anschrift des Verfassers

Rainer Köpsell
Staatl. Forstamt Sellhorn
29646 Bispingen

Die Waldentwicklung im Bereich des Forstamtes Sellhorn von Mitte des 18. Jahrhunderts bis 1972

von Holger Tempel

Um die heutigen Verhältnisse im Bereich des Forstamtes Sellhorn besser verstehen und bewerten zu können, soll hier ein ausführlicher Blick auf die Landshaftsgeschichte, insbesondere die Nutzungsgeschichte der Walder geworfen werden.

Im Hinblick auf die Waldentwicklung lässt sich eine Devastationsperiode, welche vom Mittelalter bis ungefähr 1860 reicht, von einer Wiederaufbauperiode, die hinsichtlich des inneren Waldzustandes (Artenzusammensetzung, Waldstruktur) bis heute anhält, unterscheiden.

1. Devastationsperiode

Die Wälder im Forstamt Sellhorn gehörten früher zu den „Haverbecker und Undeloh'schen Holzungen“, denen auch Wälder außerhalb des jetzigen Forstamtes zugeordnet waren. Die früheste bisher aufgefundene Beschreibung dieser Holzungen stammt aus dem Jahre 1649¹. Danach werden die Holzungen als „hohe harte Eichen- und Buchenholtzer“, welche „in unterschiedlichen Öhrter“ zerstreut liegen, beschrieben. Demzufolge gab es zu dieser Zeit schon keine großen, zusammenhängenden Waldgebiete mehr. Der Wald war durch starke Übernutzung bis auf Restflächen zurückgedrängt worden.

Die Haverbecker und Undeloh'schen Holzungen waren rechtlich gesehen fürstliche, ab 1814 königliche Interessentenforsten. Der Wald war zwar im landesherrlichen Besitz, aber die Bewohner der umliegenden Dörfer waren zur Weide- und Mastnutzung berechtigt². Ferner durften die Berechtigten auch ihr „norddürftiges“ Nutz- und Bauholz nach vorheriger Anweisung daraus zu entnehmen³. Auch stand ihnen die freie Nutzung des „Leseholzes“⁴ und teilweise die Nutzung des „Weichholzes“⁵ zu, womit ihr Bedarf an Brennholz für den Hausbrand gedeckt wurde.⁶ Überdies waren sie zum Plaggenhieb innerhalb der Wälder berechtigt⁷. Da-

gegen hatte der Landesherr die freie, vorerst uneingeschränkte Holznutzung inne.

1.1 Waldnutzungsformen

Weidenutzung

Das Hauptgewicht der Waldnutzung lag zunächst nicht auf der Holzproduktion, sondern auf Waldweide- und Schweinemast (Schade 1961). Für die bauerliche Wirtschaft war die Weideberechtigung in den Wäldern eine wesentliche Grundlage, denn Grasweiden gab es nur in sehr geringem Umfang in den schmalen Bachauen. Die Bauern waren zu dieser Zeit, in der es noch keinen Kunstdünger gab, auf einen möglichst hohen Viehbestand angewiesen, um ihre relativ armen, sandigen Ackerböden mit Viehdung zu düngen (Kahlau 1954). Mit wachsender Bevölkerung musste zu deren Versorgung die Kopfzahl an Vieh gesteigert werden, so dass bald die Tragfähigkeit des Ökosystems überschritten wurde.

Der Vieheintrieb hatte gravierende Folgen für die Wälder. Der Jungwuchs wurde ständig verbissen, was zur Folge hatte, dass die Walder überalterten und bei Zusammenbruch der Altbestände zunehmend aufgelichtet wurden.

Um den Wald zu erhalten bzw. den Holzvorrat langfristig zu sichern, musste der Nachwuchs auf geschützten, von der Weidenutzung ausgenommenen Flächen hochgezogen werden. Folglich gab es 1649 in den Undeloh'schen und Haverbecker Holzungen „etzliche in Hach gelegte und mit Gräben gehägten Öhrter, da jung Holtz an Eichen und Buchen aufwachset“.⁸

Da ausschließlich der Landesherr in den Interessentenforsten frei über das Holz verfügen konnte, waren die Bauern in erster Linie an guten Weidegründen interessiert. Weil zudem die Erträge der Bauern kaum zur Versorgung der Familien ausreichten, war eine langfristige nachhaltige Wirtschaftsweise nicht

möglich. Jede Einschränkung der Waldweide wurde bekämpft. Die Regelungen zur Schonung des Waldes wurden immer wieder gebrochen, der Wald bewusst aufgelichtet und selbst in die Nachwuchsf Flächen Vieh eingetrieben. Die Kulturarbeiten, zu denen die Berechtigten verpflichtet waren, wurden als zusätzliche und unnütze Last angesehen, denn Nutznießer der neuen Pflanzungen war ihrer Meinung nach allein der Landesherr. Deswegen führten die Berechtigten diese Arbeiten nicht nur schlecht aus, sondern sie versuchten möglichst viel Schaden anzurichten, indem sie verdorrte Pflanzen setzten oder beim Pflanzen die Wurzeln beschädigten (Schade 1961).

Durch Übernutzung kam es zu einer flächenmäßigen Reduzierung und einer qualitativen Verschlechterung der wichtigsten Weiden, also der Wälder. Durch die starke Auflichtung der Walder verheideten diese zunehmend und lieferten nur noch minderwertiges Futter.⁹ Der Wald degradierte durch den Raubbau zunehmend zu Heide. Weil die Heide zur Beweidung mit Rindvieh wenig geeignet ist, wurde in immer größerem Umfang auf die genugsameren

¹ Verzeichnis der Holtzungen und Gehege im Amt Winsen von 1649 (Niedersächsisches Hauptstaatsarchiv Hannover = Nds. HStA, Celle Br. 64, Nr. 13 und Celle Br. 61, Nr. 783).

² Siehe Fußnote 1.

³ Siehe Fußnote 1.

⁴ Leseholz: Holz, welches auf natürlichem Wege, meist durch Vertrocknung oder Windfall vom Stamm abgebrochen ist und infolgedessen nur aufgenommen zu werden brauchte.

⁵ Als Hartholz galten früher bloß Buchen und Eichen. Alle übrigen Baumarten wurden als Weichhölzer bezeichnet. Dazu gehörten neben den Laubholzarten (Birken, Erlen, Weiden, Pappeln, Hainbuchen u. a.) auch die Nadelhölzer (Fichten, Kiefern u. a.) (Borchers & Schmidt 1973).

⁶ „Beschreibung der Amtsforsten nach der Forstbereitung 1744“ (Nds. HStA, Hann. 76a, Nr. 981 und Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2386).

⁷ Rezeß über die Generalteilung der Interessentenforsten von Undeloh und Haverbeck von 25. 08. 1828 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 3516).

⁸ Siehe Fußnote 1.

⁹ Siehe Fußnote 6.

Heidschnucken zurückgegriffen. Die Heidschnucken wurden zwar vorwiegend auf den baumlosen Heideflächen geweidet, doch wurden sie auch häufig in den Wald eingetrieben, wo sie den Jungwuchs durch Verbiss vernichteten (Schade 1961, Tempel 1994).

Andere Maßnahmen der Heidebauernwirtschaft wirkten sich ebenfalls verheerend auf den Wald aus. So wurden großflächig alte verholzte Heiden abgebrannt, um einerseits die Weideflächen für die Heidschnucken zu verbessern und andererseits einen reicheren Blütenansatz für die Bienenweide zu erzielen. Die sich auf den Brandflächen entwickelnden jungen Heidetribe boten dann beste Weidemöglichkeiten. Die Feuer griffen häufig auf die Waldbestände über. Dies war oft auch von den Bauern beabsichtigt (Schade 1961). Um die Wälder zu schützen, versuchte der Staat mehrfach, das Heidebrennen durch Verordnungen (1618, 1644, 1665, 1685, 1687, 1713, 1768) zu regeln bzw. zu verbieten. Aber noch 1824 wurde beklagt, dass die betreffenden Verordnungen nicht eingehalten und ebenso wenig die Täter mit der nötigen Strenge verfolgt wurden. Da das Feuer „noch in neueren Zeiten auch in den Forsten großen Schaden angerichtet hat“ sah sich die Landdrostei 1824 genötigt, noch einmal ausdrücklich auf die Vorschriften hinzuweisen.¹⁰

Wahrscheinlich ist der große Brand im Bereich der Undeloher und Haverbecker Holzungen, der vor allem 1772 das „Haynbuchen Holtz“ (= Heimbucher Holz) stark schädigte, auf Brandstiftung zurückzuführen.¹¹ Auch die auf der Kurhannoverschen Karte von 1776 nördlich

des Meninger Holzes eingetragene Flurbezeichnung „Auf dem großen Brandt“ weist auf ein großes Schadfeuer in diesem Raum hin.

Mastnutzung

Die für den Waldaufbau und die Bestandszusammensetzung zunächst entscheidende Nutzung war die Schweinemast, welche lange Zeit für die Bauern eine enorme wirtschaftliche Bedeutung hatte (Borchers & Schmidt 1973). Die Schweine wurden täglich zur Weide in den Wald getrieben und im Herbst mit Bucheckern und Eicheln gemästet. Die masttragenden Eichen und Buchen wurden begünstigt und in der Regel freigestellt, um breitkronige, somit reich fruchtende Bäume zu erziehen. Die Eichen erfuhren dabei gegenüber den Buchen eine Bevorzugung, weil sie zum einen regelmäßiger und häufiger fruktifizieren und zum anderen größere und bessere Mastfrüchte tragen (Kelm & Sturm 1988). Zudem konnten die Eichenstämme später als Bauholz genutzt werden. Ferner war die Buche als Überhalt nicht gerne gesehen, da sie als Dunkelholz kaum eine Krautschicht auf den Waldboden zulässt und dadurch die Waldweidemöglichkeit einschränkte. Andere Baumarten galten als Weichholz. Dieses durfte zur Deckung des Holzbedarfes von der ansässigen Bevölkerung herausgeschlagen (s. o.).

Die wirtschaftliche Bedeutung der Schweinehaltung als Waldnutzung lässt sich daran erkennen, dass zum einen bei alten Waldbeschreibungen die Erfassung der masttragenden Baumarten (Eiche, Buche) im Vordergrund stand¹² und zum anderen die Wälder in der Regel nicht über die Flächengröße miteinander verglichen wurden, sondern über die Anzahl der Mastschweine, die in sie hineingetrieben werden konnten (Borchers & Schmidt 1973). Eine entsprechende Aufstellung aus dem Jahre 1715 zeigt, dass im Gegensatz zu den meisten anderen hier erwähnten Holzungen des alten Amtes Winsen in den Haverbecker und Undeloher Holzungen eine verhältnismäßig große Anzahl von Schweinen, nämlich 158 Stück, bei voller Mast gemästet werden konnten (Tempel 1993). Es müssen zu dieser Zeit also noch verhältnismäßig viele alte Mastbäume vorhanden gewesen sein.

Trotz des Schutzes der Mastbäume

durch diverse Polizeiverordnungen reduzierten sich die Mastmöglichkeiten in den Wäldern des Untersuchungsraumes in den folgenden Jahren rasch, so dass der Schweinebestand in den umliegenden Dörfern reduziert werden musste. 1744 wurde festgestellt, dass in dem größten Teil der Holzungen des alten Amtes Winsen die Mast „von schlechter Beschaffenheit“ sei, „zumahl in denen wenigsten noch gute Mast-Bäume vorhanden wären“.¹³

Die Schweinenutzung trug auch direkt zur Waldvernichtung bei, denn jeder versuchte aus den gemeinschaftlich bewirtschafteten Wäldern für sich das Möglichste herauszuholen. Unkontrollierter Eintrieb, hirtloses Weiden, Überschreitung der zugelassenen Schweinezahl und Nichtbeachtung der Zuschläge waren üblich (Borchers & Schmidt 1973). Der aufkommende Jungwuchs wurde oftmals von den Schweinen herausgewühlt und völlig vernichtet.

Durch die Einführung des Kartoffelanbaus ab Mitte des 18. Jahrhunderts konnte auf die Stallfütterung umgestellt werden. Eicheln- und Bucheckernmast verloren allmählich an Bedeutung (Schade 1961, Kremser 1990). Der Erhalt von Mastbäumen wurde wirtschaftlich uninteressant. Folglich nahm der Holzfrel stark zu, zumal die steigenden Holzpreise reizten. Viele der noch vorhandenen Eichen- und Buchenaltbestände wurden nun legal oder illegal eingeschlagen.

Dunger-, Streu- und Futtergewinnung

Besonders schädlich wirkte sich das seit Jahrhunderten in der Lüneburger Heide übliche Heidemähen und vor allem der Plaggenhieb aus, wobei die Heidesoden samt Rohhumusdecke und oberstem Mineralbodenhorizont abgestochen wurden. Diese dienten zur Düngung der Äcker. Dazu wurden die Plaggen zum einen direkt auf die Felder gebracht, zum anderen vorher als Stallstreu verwandt.

Der Flächenbedarf zur Gewinnung von Plaggen vergrößerte sich ständig, weil die abgeplaggtten Flächen in der offenen Heide einen zunehmend längeren Zeitraum bis zum erneuten Schluss der Heidedecke benötigten (Deutscher Rat für Landespflge 1985, Peltzer 1975). Der Regenerationszeitraum betrug je nach Standortqualität zwischen 10 und

¹⁰ Ausschreiben der Königlich Großbritannisch-Hannoversch Drostens, das Heidebrennen betreffend, 20. July 1824 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 1420).

¹¹ Protokoll vom 20. 10. 1772 über die Be-
reisung der Wälder im Bereich der heutigen
Forstämter Buschewald, Sellhorn, ehem. Garl-
storf, Raubcammer und Lüneburg (Forstamts-
archiv).

¹² Nach Borchers & Schmidt (1973) sind
dabei unbedeutende Vorkommen beige-
mischter Nadelhölzer im Hinblick auf die
Zweckbestimmung der Aufzeichnungen (Um-
fang der Mastmöglichkeit) unerwähnt ge-
blieben.

¹³ Siehe Fußnote 6

40 Jahren. Außerdem degenerierte die Heide aufgrund der Übernutzung häufig zu offenen Sandwehen. Um den Bedarf an Heidesoden zu decken, wurde daher nicht nur auf den unbestockten Flächen, sondern auch in starkem Maße innerhalb der Wälder Plaggenhieb betrieben. So war den Berechtigten in den Undeloher und Haverbecker Holzungen „der Heide- und Plaggenhieb in der Entfernung von 10 Fuß (= ca. 3 m, d. V.) von den Bäumen“ bis 1828 für die bei der Generalteilung dem Staat zugefallenen Wälder¹⁴ und bis 1839 für die den Gemeinden zugefallenen Wälder¹⁵ erlaubt. Und das, obwohl schon in der Polizeiordnung von 1618 die schädliche Wirkung des Plaggenhiebs für den Wald erkannt und mit einem Verbot belegt worden war¹⁶, welches augenscheinlich nicht durchgesetzt werden konnte.

Neben der Plaggennutzung wurde organisches Material gewonnen, indem die oberirdischen Pflanzenteile abgemäht und zusammen mit Fallaub, Moosen und Flechten in die Ställe eingestreut wurden. Im Gegensatz zu den Plaggen, die aufgrund ihres Gewichtes nur in verhältnismäßig geringer Entfernung gewonnen werden konnten, konnte die Streu noch in ca. 1–2 Stunden Entfernung von den Ställen genutzt werden. Um die geringen Erträge der Äcker auf diesen sandigen Böden zu erhalten, wurde unaufhörlich Jagd auf jeden Brocken organischer Substanz im Wald gemacht. Selbst der Mist der Weidetiere wurde eingesammelt und auf die Felder gebracht (Kremser 1990). Da zudem die ertragsarme Getreidewirtschaft nicht genügend Futter liefern konnte, diente auch Mähheide und Laubheu als zusätzliches, unentbehrliches Stallfutter im Winter (Borchers & Schmidt 1973). Zur Laubheugewinnung (und teilweise zur Brennholzgewinnung) wurden alle 3–5 Jahre Laubbäume im Sommer bis auf den Gipfel entastet und das anfallende Material locker gebündelt und getrocknet (Schneitelwirtschaft). Soweit sie nicht durch die Beweidung stark verbissen waren, wurden auch Wurzelstockauschläge zu diesem Zweck regelmäßig abgetrieben. Ein weiteres Verfahren zur Gewinnung von Laubheu war das Abstreifen des Laubes von den Zweigen mit den Händen (Pott 1990).

Plaggenhieb, Streuharken, Heidemähen und Laubheugewinnung führ-

ten teilweise zu irreversiblen Schädigungen der Böden, da so über Jahrhunderte riesige Mengen Nährstoffe dem Ökosystem entzogen wurden. Dadurch wurde eine massive Verschlechterung der Bodenstruktur und vor allem eine fortschreitende Verarmung des Bodens bewirkt. Verstärkt wurde dieser Verarmungsprozess durch die aufgrund der Auflichtung der Wälder initiierten Auslaugungsprozesse durch Niederschläge. Die auf diesen verarmten Böden existierende anspruchslose Heidevegetation verursachte durch ihre nährstoffarme und schwer zersetzbare Streu eine zunehmende Versauerung und Podsolierung des Bodens einschließlich starker Ortsteinbildungen (Scheffer & Schachtschabel 1989).

Diese Prozesse ließen selbst in den lichten Buchen- und Eichenwäldern die Böden oft so sehr devastieren, dass eine Naturverjüngung dieser beiden Arten nicht mehr möglich war (Borchers & Schmidt 1973). Streugennutzte Flächen schließen die Ansamlung und das Aufwachsen von Buchen aus, denn der entscheidende Faktor für die Buchenfähigkeit der armen Böden der Lüneburger Heide ist die Mächtigkeit der organischen Auflage (Leuschner 1994, Leuschner et al. 1993). Die verarmten Böden waren vorerst nur für die Pionierbaumarten Birke und Kiefer geeignet.

1744 wurde besonders darauf hingewiesen, dass durch den häufigen Plaggenhieb innerhalb der Wälder nicht nur den Wäldern selbst viel Schaden zugefügt wurde, sondern dass dadurch „die Hued und Weyde allerdings auch sehr verdorben würde“. ¹⁷ Denn zum einen gab es in den Wäldern zahlreiche große, frisch geplaggte und somit vegetationslose Flächen, und zum anderen siedelte sich auf den verwüsteten Böden fast ausschließlich Heide an, die zur Hornviehweide nicht geeignet war.

Holznutzung

Obwohl anfangs das Hauptgewicht der Waldnutzung bei der Mast und Weide sowie bei der Plaggen- und Streugewinnung lag, war der Bedarf an Brenn-, Bau- und Nutzholz sehr groß.

Holz war Hauptbaustoff, vorwiegend das solide und durch den hohen Gerbstoffgehalt beständige Eichenholz, welches in großen Mengen benötigt wurde. Oft brannten die stark feuerge-

fährdeten Holzbauten und sogar ganze Ortschaften nieder, deren Aufbau wiederum massiv zur Dezimierung des Eichenholzvorrates beitrug. Die zunehmende Holznot zwang den Landesherrn ab Ende des 16. Jahrhunderts, Verordnungen über den sparsamen Umgang mit Eichenholz zu erlassen. Neben der sparsamen Verwendung war der Erhalt und die Wiederinstandsetzung der Wälder Ziel der Holzordnung. 1618 wurde angeordnet, „dass vor allen Stadden / Flecken und Dörffern / da es immer die Gelegenheit erleiden wil und kan / Eichen / Büchen und Tannen Campe / wo sie nicht ... geordnet und im Stande stehn / gepflüget und zugerichtet / und zu negst darauff folgender Mastzeit / nicht weniger mit Eichen und Buch-Eckern / als Tannen apffel oder Saamen beseet und dermassen befriediget werden sollen / dass kein Viehe darin kommen möge ...“. ¹⁸ Bemerkenswert ist die Erwähnung von Tannen, worunter hier nach Borchers & Schmidt (1973) allgemein Nadelholz verstanden wurde. ¹⁹ Man hatte erkannt, dass Nadelholz

¹⁴ Siehe Fußnote 7.

¹⁵ „Recess über die generelle Auseinandersetzung der Ortschaften ... hinsichtlich derjenigen Abfindungen welche diese Ortschaften bei der im Jahre 1828 vollzogenen Auseinandersetzung mit der Domänen-Cammer in den Undeloher und Haverbecker Interessenten-Forsten abgetreten erhalten haben“, 30. 10. 1838 (Nds. HStA, Hann. 88 F, Nr. 1558).

¹⁶ „Es sol auch keiner unter den Bäumen Plaggen hauen / oder Heyde mehen / damit dadurch den Wurzeln kein Schade geschehen / und die Bäume unversohret bleiben mögen.“ (Polizeiordnung von 1618 = Holzordnung von 1651; Nds. HStA, Celle Br. 65 und Bibliothek der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen, Sign.: 8^o, C 61/2).

¹⁷ Siehe Fußnote 6.

¹⁸ Polizeiordnung von 1618 = Holzordnung von 1651; (Nds. HStA, Celle Br. 65 und Bibliothek der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen, Sign.: 8^o, C 61/2).

¹⁹ Die Bezeichnungen Kiefer, Tanne und Fichte werden häufig unterschiedlich verwandt. Die Baumartenangaben Tannen und Fichten können besonders für das Lüneburger Gebiet nicht allgemein gleichgesetzt werden. Oft sind Fichten und Kiefern oder nur Kiefern gemeint (näheres siehe Borchers & Schmidt 1973).

schneller als Buchen und Eichen zu brauchbarem Bauholz heranwächst und zudem auf den devastierten Standorten besser gedeiht als diese. Es wurde verfügt, „dass in allen und jeden Amptern und Vogteyen / auch das Tannenholtz / als welches der Gebäude halber gar nicht entrathen werden kan / geheget werden / ... / damit man dessen an jedem Ort / die Nothturfft zu den Gebäuden und sonsten haben / und nicht nötig sein möge / Eichen und Buchenholtz zu Balken zugebrauchen ...“.²⁰ Dem Anbau von Nadelholz stand jedoch die Weide- und Mastnutzung der Wälder entgegen. Entsprechend zurückhaltend wurde Nadelholz zunächst verwandt. In der südlich der Undeloher und Haverbecker Holzungen gelegenen Raubkammer konnte erstmals für das Jahr 1645 der Anbau von Fichten und Kiefern nachgewiesen werden (Borchers & Schmidt 1973). Dagegen ist der erste nachweisbare Nadelholzanbau im Forstamt Sellhorn ungefähr auf das Jahr 1745 zu datieren. Aus einer nach der Forstbereitung von 1744 angelegten „Tannenbesamung“ im Oberhaverbecker Holz hatte ein Bauer mehrere junge „Tannen“ (hier: Fichten) unerlaubt ausgegraben und auf seine Wiese verpflanzt.²¹

Seit dem 16. Jahrhundert wurden enorme Mengen an Holz für den Auf- und Ausbau der Handels- und Kriegsschiffe benötigt. Der Bau eines mittelgroßen Kriegsschiffes erforderte 4000 ausgewachsene Eichen. Nachdem die großen Seemächte ihre Bestände ruiniert hatten, waren sie mehr und mehr auf den Import angewiesen. „Eichen-

holz wurde zu dem, was man heute Rüstungsgut nennt, zu einem für lebenswichtig gehaltenen und mit allen Mitteln hart umkämpften Handelsgut“ (Kremser 1990). Neben gerade gewachsenen Eichen wurden sogenannte Kniehölzer, recht- und stumpfwinklig gewachsene Stücke zur Bildung des Schiffsrumpfes, gebraucht und teuer bezahlt. Vor allem dieses Knieholz wurde in den Hudewäldern der niedersächsischen Geest eingeschlagen. Noch zu Zeiten der amerikanischen Freiheitskriege kauften die Holländer riesige Mengen Schiffbauholz in Norddeutschland auf. Während der französischen Besatzung wurden ebenfalls die Wälder intensiv nach Schiffbauholz abgesucht. Eine Aufstellung aus dem Jahre 1806 zeigt, dass auch in den Undeloher und Haverbecker Holzungen nach Schiffbauholz gesucht wurde, aber dass zu diesem Zeitpunkt kein entsprechendes Holz mehr vorhanden war.²²

Außerordentlich groß war zudem der Bedarf an Brennholz für Salinen, Glashütten, Töpfereien, Ziegeleien und zu Heiz- und Kochzwecken in den Wohnräumen, denn Holz war lange Zeit fast der einzige Energieträger. Nur Torf wurde in geringen Mengen und örtlich begrenzt genutzt. Kohle konnte erst mit dem Ausbau des Eisenbahnnetzes am Ende des 19. Jahrhunderts das Brennholz zum Teil ersetzen.

Weil die Ansprüche an die Brennholzqualität bescheiden waren, wurde der Bedarf an Brennholz für den Hausbrand der Bevölkerung zunächst über das Aufsammeln von im Wald herumliegendem Durr- und Windfallholz (= Leseholz) gedeckt. Dieses Holz stand den Berechtigten völlig frei zu. Auch das Weichholz nutzten die Bauern als Brennholz. Mit steigender Bevölkerungszahl und zunehmender Verwüstung der Wälder wurde das Brennholz trotz Sparmaßnahmen immer knapper, so dass wertvolle Nutzholzstämmen zur Energieversorgung eingeschlagen werden mussten (Schade 1961).

Bisher konnten keine direkten Hinweise dafür gefunden werden, dass der enorme Brennholzbedarf der Lüneburger Saline auch durch Holz aus den Haverbecker und Undeloher Holzungen gedeckt wurde. Aufgrund der damaligen Ablegenheit der Haverbecker und Undeloher Holzungen und bedingt durch die schlechten Verkehrsverbin-

dungen spielten die Holzungen diesbezüglich offenbar keine Rolle. Der Einkauf von Holz war im großen Maßstab oft nur dort möglich, wo für den Transport Wasserwege zur Verfügung standen. Folglich bezog die Lüneburger Saline, nachdem das Holz des näheren Umlandes um ca. 1550 verbraucht war, Holz hauptsächlich aus den über Ilmenau, Elbe und Schaale erreichbaren Gebieten Mecklenburgs und Lauenburgs (Kremser 1990). Allerdings wird 1746 berichtet, dass gestohlenes Holz aus dem Oberhaverbecker Holz zu Holzkohle gebrannt und nach Lüneburg verkauft wurde.²³ Durch das Verkohlen des Holzes wurde das Transportgewicht stark vermindert und somit ein längerer Transport über die schlechten Wege ermöglicht.

Der aufgrund des Bevölkerungswachstums steigende Nutzholzbedarf trug ebenfalls zum Raubbau bei. Haus- und Küchengeräte (Eimer, Schusseln, Essbestecke u.a.) sowie Ackergeräte (Wagen, Pflüge, Deichseln u.a.) wurden ganz oder im wesentlichen aus Holz hergestellt. Mit den zunehmenden Handelsbeziehungen wurde Stabholz zur Anfertigung von Fässern in großen Mengen benötigt, denn fast alle Güter wurden in Fässern transportiert. Als Stabholz eignete sich geradfaseriges, gut spaltbares Eichenholz. Da dieses Holz aber nicht sehr lang zu sein brauchte, wurden viele der noch in den Hudewäldern vorhandenen krummschaftigen Eichen eingeschlagen. Nach Kremser (1990) hat der Stabholzhandel in Niedersachsen größere Verheerungen angerichtet als der Handel mit Schiffbauholz.

Bei fortschreitender Devastierung bzw. Abnahme der Waldflächen nahm der Druck der ansässigen Bevölkerung, für die der Wald eine wichtige Lebensgrundlage war, auf die restlichen Waldflächen ständig zu, so dass die Verwüstungen weiter gesteigert wurden. Holzdiebstähle, häufig aufgrund äußerster Not, waren an der Tagesordnung (Tempel 1994).

Die Devastierung schritt so weit voran, dass der Landesherr in den Haverbecker und Undeloher Holzungen eine Einschränkung seines Rechtes der freien Holznutzung zuließ. Der „allergnädigsten Herrschaft“ stand nur noch die „Benutzung von Eichen- und Buchen-Holze zu herrschaftlichen Bauten und Deputaten“ zu.²⁴ Ein freier Verkauf von Holz

²⁰ Siehe Fußnote 18.

²¹ Actum Nedderhaverbeck vom 20ten May 1754 und Actum Garlstorf am 6ten Junius 1754 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L., Nr. 2367).

In dem im Südwesten des NSG Lüneburger Heide gelegenen Benninghöfer Stuh wurden erstmals um 1754 Fichten, Kiefern und Lärchen angebaut (aus: o. V.: Alles und Neues aus den Herzogthümern Bremen und Verden, Band 7, Stade 1774).

²² Tabellarische Nachrichten der Forsten des Bremenschen Oberforst-Departements aus dem Jahr 1806 (Nds. HStA, Hann. 76a, Nr. 961).

²³ Actum Winsen an der Luhe vom 1. Febr. 1746 (Nds. HStA, Hann. 74, Winsen/L. Nr. 2367).

²⁴ Siehe Fußnote 7.

war nicht mehr erlaubt. Ausschließlich „abständiges“²⁵ Eichen- und Buchenholz durfte noch veräußert werden

1.2 Die Forstbereitung von 1744 und ihre Folgen

Da die Holznot bedrohliche Ausmaße angenommen hatte, wurde 1741 im alten, damals zuständigen Amt Winsen eine Forstverbesserungskommission aus erfahrenen Fachkräften gebildet.

Im Abschlussbericht von 1744²⁶ wurde eine starke Verwüstung der Undeloher und Haverbecker Holzungen, wie der meisten Waldungen im Amt Winsen, festgestellt. Bau- und Nutzholz war kaum vorhanden und wurde nicht in Anschlag gebracht. Der vorwiegend als Brennholz zu nutzende haubare Holzvorrat betrug insgesamt 4194 Klafter (je nach Umrechnungsfaktor 14003 m³, 15051 m³ oder 22576 m³)²⁷. Leider wurden hier keine Flächenangaben gemacht. Wird die im Jahre 1823/24 ermittelte bewaldete Fläche (ohne Blößen!) der Haverbecker und Undeloher Holzungen von rund 377 ha (vgl. Tab. 1) – bis dahin dürften hinsichtlich der Gesamtgröße keine wesentlichen Veränderungen stattgefunden haben²⁸ –

dazu in Beziehung gesetzt, ergeben sich je nach Umrechnungsfaktor ca. 21 bzw. 24 bzw. 35 fm haubarer Holzvorrat pro Hektar. Im Landesforst Sellhorn lag 1992 der Normalvorrat je ha bei gemischten Eichen-Buchenbeständen je nach Umtriebszeit und Bodengüte bei rund 150 bis 200 fm. 1744 waren demnach bestenfalls 23 % (im schlechtesten Fall 10 %) des heutigen durchschnittlichen Holzvorrates je Hektar vorhanden. Entsprechend werden die einzelnen Holzungen in dem Abschlussbericht nicht als in sich geschlossene, dicht bestandene Wälder, sondern als verlichtete, mit vielen Blößen durchsetzte und mit Buchen und/oder Eichen bestockte Wälder beschrieben. Als weitere Eigenschaften dieser Wälder werden geringe Stammdurchmesser, niedrige Bestandeshöhen und häufig niederwaldartige Strukturen (Stockausschläge) angegeben.

Über die vorhandenen Nebenbaumarten gibt es nur wenige Informationen. Die Bauern gaben bei der Forstbereitung an, dass sie „das in diesen Holzungen befindliche Weich-Holz“²⁹ nach Gefallen zu hauen präntendiren“. Dieses wurde allerdings von dem zuständigen Oberförster insofern eingeschränkt, „dass die Interessenten woll Heinbü-

chen und Birken sonst aber nichts haueten“. Die ausdrückliche Erwähnung von Hainbuchen deutet darauf hin, dass diese früher in den Undeloher und Haverbecker Holzungen weiter verbreitet waren, als die heute nur sehr vereinzelt Vorkommen im Bereich des Forstamtes bisher vermuten ließen. Wahrscheinlich wurde die Hainbuche hier zunächst durch die häufige Weichholznutzung gefördert, da sie die ausgeprägte Fähigkeit hat, aus dem Stock auszutreiben. Später reduzierte sich der Hainbuchenanteil durch extreme Übernutzung wieder. Sowohl die Erwähnung eines Forstortes „Haynbuchen-Holz“ im Forstbereisungsprotokoll von 1772³⁰

²⁵ „Abständig“ heißen alle Bäume und Bestände, wenn sie anfangen dürr oder trocken zu werden, also absterben (Kremser 1990).

²⁶ Vgl. Fußnote 6.

²⁷ Der exakte Umrechnungsfaktor ist unklar. Nach den im Forstbereisungsprotokoll in § 16 der Einführung gemachten Angaben, umfaßt das Klafter „6 Fuß ins Quadrat gerechnet“. Das ist leider aber kein Raummaß, sondern eine Flächenangabe. Schade (1961) gibt im direkten Zusammenhang mit der Forstbereitung von 1744 für den Klafter 3,3389 m³ an. Dieses entspricht dem preußischen Klafter (6 × 6 × 3 = 108 Fuß) laut Kremser (1990) und Borchers & Schmidt (1973) besteht der hannoversche Klafter entweder aus 216 Kubikfuß (= 6 × 6 × 6 Fuß = 5,35 bzw. 5,3829 m³) oder aus 144 Kubikfuß (6 × 6 × 4 Fuß = 3,5887 m³).

Als Raummaß umfaßt das Klafter neben dem Schichtholz auch holzleere Zwischenräume. Laut Kremser (1990) wurde „ein gewöhnliches waldübliches Klafter von 144 Kubikfuß ... zu 85 Kubikfuß wirkliche Holzmasse .. gerechnet“. Dieses Verhältnis (1:0,59) wird hier auch annäherungsweise bei der Umrechnung der o. g. Klafter von 108 und 216 Kubikfuß in Festmeter zugrundegelegt, obwohl aufgrund der kürzeren bzw. längeren Scheitlänge im Zusammenhang mit der Krümmung des Holzes höhere bzw. geringere Holzmassen zu erwarten wären.

²⁸ Die auf der Kurhannoverschen Karte von 1776 dargestellten Waldflächen weisen gegenüber denen auf der Karte der königlichen Interessentenforsten von 1823 dargestellten und exakt vermessenen Waldflächen keine gravierenden Veränderungen auf

²⁹ Siehe Fußnote 5.

³⁰ Siehe Fußnote 11.

Tab. 1. Flächeninhalt der Haverbecker und Undeloher Holzungen im Jahre 1823. (Nichtholzböden sind Wege, Triften, Ackerflächen und Areale, auf denen Schafställe und Immenzäune stehen. Sie nehmen nur einen sehr geringen Flächenanteil ein.)

Forstort		Bestände in ha	Blößen und Nichtholzböden in ha	Gesamtgröße in ha
Nr.	Name			
1	Oberhaverbecker Holz	83,8	26,1	109,9
2	Niederhaverbecker Holz	41,2	29,4	70,6
3	Wilseder Holz	41,6	14,9	56,5
4	Heinbuch	30,6	17,9	48,5
5	Westerhoop	43,6	3,2	46,8
6	Melbeck und Trenthoop	36,0	8,1	44,1
7	Meninger Holz	23,0	10,2	33,2
8	Löh	12,3	7,2	19,5
9	Bornhoop	17,9	0,2	18,1
10	Nordholz	17,6	0,2	17,8
11	Weseler Büsche	4,3	4,4	8,7
12	Fuhren-Besamung	6,8	-	6,8
13	Große Multhorst	3,6	-	3,6
14	Sellhornsberg	3,3	-	3,3
15	Mittlere Multhorst	2,3	0,1	2,4
16	Erhorner Holz	2,3	-	2,3
17	Fürstenberg	2,2	-	2,2
18	Weseler Büchen	1,7	0,1	1,8
19	Kleine Multholz	1,5	-	1,5
20	Kleine Holz	1,4	-	1,4
	Summe in ha	377,0	122,0	499,0

als auch der Ortsname „Heimbuch“ (auf der Kurhann. Karte: „Heimbuch“), früher nach *Buckmann* (1914) als „Heimböke“ oder „Heynböke“ bezeichnet, weisen auf ein ehemalig größeres Vorkommen von Hainbuchen hin. In der Umgebung der jetzigen Revierförsterei Heimbuch sind heute noch Hainbuchen zu finden. Auch die Bezeichnung des Forstortes „Hainköpen“ (auf der Kurhann. Karte: „Heinbochen“) ist entsprechend zu deuten. Laut *Hammerstein-Loxten* (1869) bedeutet der Namenszusatz „Hain“ ein mit Hainbuchen besetztes Holz.

Die besondere Nennung von Birken weist darauf hin, dass die zu dieser Zeit beschriebenen Buchen- und Eichen-Buchenwälder äußerst aufgelichtet waren. Die Lichtbaumart Birke wäre sonst von der Buche soweit ausgedunkelt worden, dass sie auf keinen Fall mehr einen nennenswerten und im größeren Umfang nutzbaren Anteil an der Walddzusammensetzung gehabt hätte. Nach den heutigen Erfahrungen im Forstamt Sellhorn verjüngt sich die Birke auch nicht unter Eichen.

Ob unter den nicht näher bezeichneten Weichholzern auch Kiefern vorhanden waren, wie es *Borchers & Schmidt* (1973) für den Raum Undeloh und Haverbeck für das 17. Jahrhundert für wahrscheinlich halten, geht aus dem Forstbereitungsprotokoll von 1744 nicht hervor. Einen größeren Anteil an dem Waldaufbau hatten die Kiefern auf keinen Fall, denn dieses wäre sicherlich bei der Beschreibung der einzelnen Walder von der Forstbereitungskommission erwähnt worden, da sie im Nadelholzanbau eine Möglichkeit sah, den Holzbedarf zu beheben (siehe unten).

Weil die Holzproduktion aus Sicht der Forstbereitungskommission als wich-

tigste Waldnutzung angesehen wurde, schlug sie für sämtliche Forsten des Amtes Winsen eine Umstellung der Wirtschaftsweise vor: Die bisher plenterartig betriebene Bewirtschaftung sollte durch Nieder- und Mittelwaldwirtschaft ersetzt werden. Denn nur so sei *„eine gute und beständige Forst zu erhalten, weil man den Wiederwachs allezeit gewiss erwarten kann“*. Die lückigen alten Bestände sollten daher, sobald sich junger Anflug zeige, abgetrieben werden. Die notwendigen Maßnahmen und die Gefahren der Betriebsumstellung wurden detailliert dargestellt.

Neben der Niederwaldwirtschaft empfahl die Kommission den Nadelholzanbau, um so die Versorgungslücke beim Bauholz zu schließen. Ferner wurden genaue Einsparungsmöglichkeiten von Brennholz dargelegt. Die Kommission stellte fest, dass durch Einhaltung ihrer Vorschläge überall ausreichend Brennholz produziert werden konnte. Sobald die Niederwaldungen schlagreif wären, was bei Stockausschlag von Buche und Eiche nach 15 bis 25 Jahren der Fall wäre, könnte sogar noch viel Holz zu Gunsten des Landesherrn verkauft werden.

Da nur noch in einem einzigen Forstort (Buschwedel) im ganzen Amte ein beträchtlicher Vorrat an Alteichen vorhanden war, war der Bauholzmangel nach Meinung der Forstbereitungskommission nicht so schnell zu beheben. Deswegen sollte Eichenholz beim Bauen nur noch für die tragenden Konstruktionen genutzt und sonst möglichst durch Buchenholz oder Mauerwerk ersetzt werden. Dafür sollten verstärkt Ziegeleien errichtet werden.

Die Forstbereitungskommission war der Meinung, dass die Undeloher und Haverbecker Holzungen ohne große Schwierigkeiten nicht nur *„allein in guten Stand gebracht, ..., sondern auch viele von denen vorhandenen Heyden zum Holtzanwachs gebracht werden könnten“*. Damit die Untertanen eher zur Schonung der Zuschläge bereit wären, wurde empfohlen, dass *„solche nicht gar zu groß und in der Holzung umher nach und nach angelegt“* werden. Die Berechtigten sollten künftig das Ausheuen von Weichholz unterlassen, weil *„dadurch der Anwachs des übrigen holtzes behindert wird, und keine ordentliche Forst gemacht werden könne“*. Stattdessen sollten sie mit anderem Feuerholz versorgt werden.

Leider musste 1771 festgestellt werden, dass die von der Forstbereitungskommission zur Wiederherstellung der Interessentenforsten des Amtes Winsen angeordneten Mittel überwiegend keinen durchgreifenden Erfolg hatten.³¹ Beklagt wurde, dass die vorgesehene Neubegründung der Walder oft schwierig sei, weil die meisten lediglich mit *„Buchenaufschlag, welcher aber wegen des Alters der Wurtzeln keine Art zu wachsen hat“*,³² bestanden seien und *„die Samenbaume so sparsam stehen, und die wenigen, so noch vorhanden, bis in den Gipfel aufgeschneitelt wären, also auch bei voller Mast wenig Samen bringen“*. Weil sich dadurch keine geschlossenen, sich gegenseitig schützenden Jungbestände hatten entwickeln können, sei der vereinzelte *„Anflug“* häufig durch *„Durre und brennender Sommerhitze“* vernichtet worden. Außerdem wurde es insbesondere auf diesen mageren und trockenen Sandböden sehr viel Zeit erfordern, bis der Nachwuchs dem Vieh entwachsen sei, zumal die jungen Pflanzen derart vereinzelt standen, dass sie sich nicht gegenseitig hatten treiben können. Weil oftmals trotz des geringen Jungwuchses die Altbestände abgetrieben wurden, hatte diese gut gemeinte Kulturmaßnahme zum weiteren Vordringen der Blößen beigetragen, so dass *„bey einigen Revieren kaum noch die Hälfte mit etwas Busch bestanden“* waren.

Die nur vereinzelt angelegten Kämpfe, die Heisterpflanzen zur Kultivierung der Blößen liefern sollten, waren miserabel geraten, da die Bauern schlecht gearbeitet und z. B. auf diesen Parzellen minderwertige und faule Samen ausgesät hatten. Nur wenige Heister hatten ausgepflanzt werden können. Ein Vorrat von brauchbaren Pflanzen war nicht vorhanden, weshalb für die nächsten Jahre eine Kultivierung der Blößen ausschließlich durch eine Besamung mit Nadel- oder Laubholz zu erreichen sei.

Auch in den Undeloher und Haverbecker Holzungen wurden die von der Forstbereitungskommission 1744 erarbeiteten Verbesserungsvorschläge teilweise nicht umgesetzt. Als Ursachen wurden 1771 festgestellt:

■ dass verschiedene Reviere noch im Wachstum stehen und es daher nicht ratsam sei, diese abzutreiben, zumal die

³¹ „Untherthanigstes Pro Memoria die bisherige Befolgung der von der vormaligen Forstbereitungs und Revisions Commission gethane Vorschläge – und dazu anderweit dienlich erachtete Mittel betreffend“, 31. 07. 1771 (Nds. HStA, Hann. 76a, Nr. 990a; Schriftstück Nr. 43).

³² Gemeint ist hier nicht oder kaum fruktifizierender Buchenstockausschlag. Anscheinend hat die Übernutzung der Wälder schon vor der 1744 geforderten Einführung einer geregelten Niederwaldwirtschaft zu niederwaldartigen Waldstrukturen geführt.

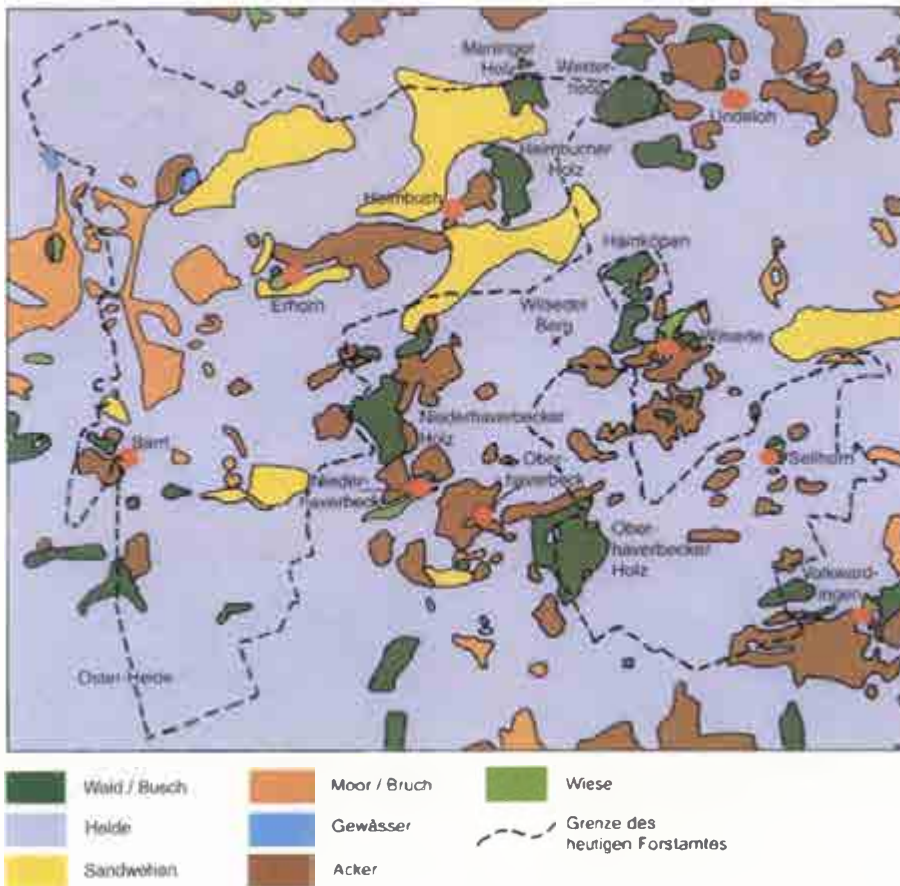


Abb. 1: Karte des Landschaftszustandes um 1775/76 (Grundlage: Kurhannoversche Landesaufnahme).

Wiederanziehung so viele Schwierigkeiten macht (s. o.),

■ dass die Forsten so entlegen seien, dass das Holz nicht profitabel zu verkaufen sei, bzw. auf teurere Holzpreise gewartet werden müsse³³,

■ dass der starke Wildbestand es bis zum Jahre 1769 nicht gestattet hatte, „Haye³⁴ zu treiben oder Besamungen zu machen, wenn man nicht die kostbarsten Befriedigungen daran verwenden will“,³⁵

■ dass die Berechtigten die Zuschläge nicht schonen, auch wegen Mangel an „Hued und Weyde hin und wieder nicht schonen können“.³⁶

Soweit diese Faktoren es zuließen, wurden aber Zuschläge und Besamungen durchgeführt. Es scheint sogar zu ersten Fortschritten bei der Wiederherichtung der verbliebenen Wälder gekommen zu sein. Nachwuchs war im größeren Umfang wieder vorhanden. Die Undeloher und Haverbecker Holzungen waren einem Forstbereisungsbericht von 1773 zufolge mit größten-

teils „jungen auch hin und wieder haubaren Buchen bestanden, zwischen welchen sich etwas junges und altes Eichenholz befindet“³⁷.

Im Gegensatz zum generellen Trend in den Interessentenforsten des Amtes Winsen (siehe oben) waren in den Undeloher und Haverbecker Holzungen zwar einige „gute“ Eichenkämpfe angelegt worden³⁸, allerdings in zu geringer Zahl³⁹. Um dem Bau- und Nutzholzmangel zu begegnen, sollten die Eichenkämpfe daher vermehrt und erweitert und die Blößen mit den herangezogenen Heistern bepflanzt werden. Buchenkämpfe werden nicht erwähnt. Es bestand kein Interesse am zusätzlichen Anbau von Buchen, da sie hauptsächlich als Feuerholz zu gebrauchen waren. Erstmals wird also nicht über Mangel an Brennholz geklagt. Nach dem Forstbereisungsbericht von 1772 verbieten die geringen Holzpreise und die Entlegenheit der Undeloher und Haverbecker Holzungen, das schon vorhandene haubare Buchenholz zu verkaufen.⁴⁰ Nur

das Holz musste „versilbert“ werden, welches bei dem am 8. Mai 1772 im „Haynbuchen-Holtz“ (= Heimbucher Holz) entstandenen, mehrere Reviere vernichtenden Feuer übriggeblieben war.⁴¹ Es war „nicht anzurathen, mehreres Feuerholz anzuziehen“. Stattdessen sollten dort, wo „der Grund und Boden auch nicht durchgehendes Eichen-Holtz Tragen will“, Nadelholzwälder aufgebaut werden, „welche für die Nachkommenschaft nützlicher als die jetzige Waldungen seyn werden“. Eine gut gelungene „Tannenbesamung“ (= Fichtenbesamung) gäbe es schon im Oberhaverbecker Holz.

In den Bereisungsberichten von 1772 und 1773 wird die zerstreute Lage der Undeloher und Haverbecker Holzungen nochmals hervorgehoben. Würden die Holzungen zusammenliegen, entstünde ein sehr großer Wald, in dem Forstwirtschaft dann viel regelmäßiger und besser betrieben werden könnte. Die Kurhannoversche Karte dokumentiert den Landschaftszustand um 1775/76 (vgl. Abb. 1). Im ganzen Naturschutzgebiet Lüneburger Heide besa-

³² Gemeint ist hier nicht oder kaum fruktifizierender Buchenstockausschlag. Anscheinend hat die Übernutzung der Wälder schon vor der 1744 geforderten Einführung einer geregelten Niederwaldwirtschaft zu niederwaldartigen Waldstrukturen geführt.

³³ Dieses wird auch in den Forstbereisungsberichten von 1772 und 1773 betont (Fußnote 37 u. 38).

³⁴ Haye (= Hei, Hey oder Hau): Holzschläge, auf denen sukzessive oft jahrelang gearbeitet wurde, um den Nachwuchs im Schutz des Altbestandes hochzuziehen (Kremser 1990).

³⁵ Hier wird erstmals über zu starke Wildbestände geklagt. Wahrscheinlich wurde 1769 das Wild durch eine große Jagd stark reduziert.

³⁶ Protokoll vom 9.08.1771 (Nds. HStA, Hann. 76a, Nr. 990; Schriftstück 14).

³⁷ Forstbesichtigungs Motata im Amte Winsen an der Luhe vom Jahre 1773 (Forstamt und Nds. HStA, Foto 3, P1/206).

³⁸ Protokoll vom 20.10.1772 über die Bereisung der Wälder im Bereich der heutigen Forstämter Buschewald, Sellhorn, ehem. Garlstorf, Raubcammer und Lüneburg (Forstamt).

³⁹ Siehe Fußnote 37.

⁴⁰ Siehe Fußnote 38.

⁴¹ Siehe Fußnote 37.

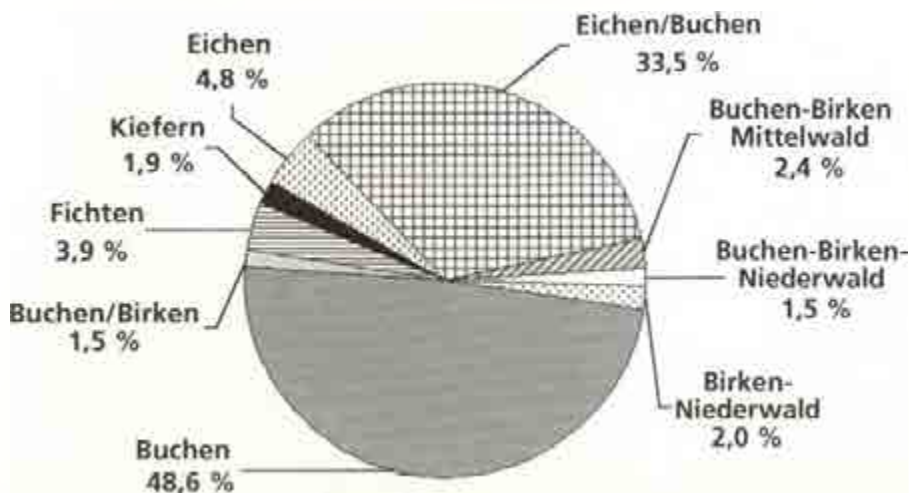


Abb. 2: Die Flächenanteile der Bestandstypen in den Haverbecker und Undeloher Holzungen im Jahre 1823 (Gesamtfläche: 377 ha).

Ben die Wälder (einschließlich Stuhbüsche⁴² und Hofgehölze) nur noch einen Flächenanteil von knapp 5 % (Zum Vergleich: Heute liegt der Waldanteil bei rund 60 %) (Hanstein, Kaiser & Koopmann 1997). Zwischen den Holzungen liegen 1776 riesige Heideflächen, wovon einige zu großen Sandwehen devastiert worden sind (rund 4 % der Gesamtfläche des NSG) (Peltzer 1975, Müller & Hanstein 1998). Die Holzungen befinden sich überwiegend auf den besseren Standorten, auf meist mittleren bis reicheren Geschiebelehmen, also auf heutigen potentiellen Drahtschmielen-Buchenwald-Standorten. Aufgrund der standortbedingt besseren Regenerationsfähigkeit konnten die Wälder hier den vielfältigen anthropogenen und anthropozoogenen Eingriffen am längsten mehr oder weniger gut trotzen.

⁴² Kleine, niederwaldartig bewirtschaftete und somit von Stockausschlägen geprägte Traubeneichegehölze, in denen alle Waldnutzungen (einschließlich Holznutzung) bei den umliegenden Ortschaften lagen.

⁴³ Siehe Fußnote 22.

⁴⁴ „Karte der königlichen Interessentenforsten des Undeloher Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel“ (Nds. HStA, 32n Undeloh /1-2m und 32n Undeloh /2m; Forstamt.)

„Vermess-Register der bei der Theilung der Undeloher Interessenten Forsten von der a.g. Herrschaft zur privativen Benutzung acquirirten Reviere“, aufgestellt im Juli 1827 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L Nr. 3516).

⁴⁵ Siehe Fußnote 44.

Nach einer 1806 verfassten Aufstellung hatten die Wälder des Untersuchungsraumes „große ausgedehnte Heidräume“ und lieferten fast nur Brennholz.⁴³ Entsprechend waren die Wälder dort, wo es noch geschlossene Bestände gab, „mit Buchenholz gut bestanden“. Hier und da fanden sich noch wenige Eichen und etwas Nadelholz. Es war aber kein Schiffbauholz und nur wenig Eichenbauholz vorhanden.

Bisher konnte gezeigt werden, dass in den Haverbecker und Undeloher Holzungen in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts und zu Anfang des 19. Jahrhunderts die Buche vorherrschte. Bestätigt wird dieses durch eine 1823 erfolgte Kartierung und Vermessung der Holzungen.⁴⁴ Danach dominierten auf dem tatsächlich bestockten Holzboden von 377 ha reine Buchenbestände und Eichen-Buchen-Mischbestände mit einem Flächenanteil von 82 % (vgl. Abb. 2). Nadelholzbestände waren mit 4 % Fichten (= rund 15 ha im Oberhaverbecker Holz) und 2 % Kiefern nur in sehr geringem Umfang vorhanden. Obwohl 1772 ausdrücklich aufgrund der schwierigen Absatzlage empfohlen worden war, auf weiteren Buchenanbau zugunsten von Eichen und Nadelholz zu verzichten (s.o.), dominierten auch 1823 Buchen in den Altersklassen der 1–30jährigen und 31–60jährigen Bestände über die Eichen-Bestände (Tempel 1993). So ist zu vermuten, dass sich die Buchen unter dem Schirm der Altbestände natürlich verjüngt bzw. verbreitet hatten. Anscheinend waren (wieder?) einige Waldteile bezüglich

der Bodenverhältnisse und des Auflichtungsgrades in einem so guten Zustand, dass dadurch bei der Anlage von Zuschlägen eine Verjüngung der anspruchsvollen Schlussbaumart Buche gegenüber den Eichen begünstigt wurde.

Da Brennholz in den Haverbecker und Undeloher Holzungen genug vorrätig war, kam es nicht zu der in der Forstbereitung von 1744 geforderten generellen Umstellung der Bewirtschaftungsweise. Auf der Karte aus dem Jahre 1823⁴⁵ sind Niederwald und Mittelwald nur auf ca. 6 % (= ca. 22 ha) der Fläche dargestellt, es dominiert der plenterartig bewirtschaftete Hochwald mit einem Anteil von 94 % (vgl. Abb. 2). Interessanterweise sind keine Niederwälder mit der stockausschlagsfreudigeren Eiche, sondern neben reinen Birken- auch Buchen-Birken-Niederwälder begründet worden. Die Rotbuche weist normalerweise ein sehr geringes Stockausschlagsvermögen auf, so dass sie im Niederwald mit der Zeit von den anderen Baumarten verdrängt wird. Hier wurde sie wahrscheinlich gewählt, weil die wenigen vorhandenen Eichenbestände und der auf den Kämpfen herangezogene Eichennachwuchs dringend für die Bauholznachschut gebraucht wurde. Auch durfte die Buche in dem ihr vorteilhaften kühlfeuchten Klima der Hohen Heide eine höhere Regenerationsfähigkeit zeigen als in anderen Regionen des norddeutschen Tieflandes. Aber trotzdem wäre die Buche wahrscheinlich mit der Zeit von den Birken und den eindringenden Eichen verdrängt worden. Dabei ist zu bedenken, dass bisher erst wenige Umtriebe erfolgt sein konnten.

1.3 Neuordnung der Eigentumsverhältnisse

Trotz der sorgfältig durchdachten Forstordnungen mit ihren genauen Bestimmungen und den harten Strafandrohungen schritt, mit Ausnahme einzelner kleinerer Erfolge, die Devastierung der Wälder weiter voran bzw. war ihre Wiederherstellung mit großen Schwierigkeiten behaftet. Eine Ursache lag darin, dass durch die schlechten Verkehrsverbindungen eine Kontrolle der Bestimmungen schwer möglich war. So hieß es 1746 in einem Bericht über Holzdiebstahle in dem im jetzigen Forstamt

Sellhorn gelegenen Oberhaverbecker Holz: „Die Entlegenheit derselben und daher beschwerlich werdende Aufsicht hat diese Leute noch mehr gereizt“, Holz zu stehlen.⁴⁶ Häufig wurden die Bauern aus purer Not zum Raubbau an den Wäldern gezwungen. Die Hauptursache wurde jedoch mehr und mehr in den komplizierten Eigentums- und Berechtigungsverhältnissen gesehen, denn jeder Berechtigte versuchte dem anderen bei der Nutzung der belasteten Wälder zuvorzukommen und das Möglichste für sich herauszuholen.

Schon 1746 stellte Georg II. in einer Verordnung fest, dass aus der „im Fürstenthum Celle und insonderheit in denen Ämtern Winsen an der Luhe, Haaburg, Moisburg und Bütlingen bisher vorgenommenen Forstbereitung sich ergebe, dass eine der vornehmsten Ursachen des zum Theil schlechten Zustandes dasiger Forsten mit sey, dass sich darine so häufige Vermischungen und verschiedene Berechtigungen und Interessenschaften befinden“, und ordnete an, diese zu beseitigen oder einzuschränken.⁴⁷

Der Gemeinbesitz wurde allgemein als Grund für die Misswirtschaft angesehen (Bosse 1992). Um entsprechend den Ideen des damals aufkommenden Liberalismus ein privatwirtschaftliches Interesse an Forstverbesserungen zu fördern, mussten der Gemeinbesitz oder die gemeinsamen Nutzungsrechte beseitigt werden.

Erst ab Ende des 18. Jahrhunderts und vor allem im 19. Jahrhundert wurde die Aufteilung der Wälder zwischen dem Landesherrn und den Berechtigten in Angriff genommen. Die Nutzungs- und Verfügungsgewalt über die aufgeteilten Wälder sollte allein den jeweiligen Eigentümern zustehen. Alle bisher dem einen oder dem anderen zustehenden Berechtigungen sollten aufhören. Es bestand die Hoffnung, dass die ehemaligen Berechtigten ihre neuen, nun frei von der Vorherrschaft und Bevormundung des Amtes in Eigenverantwortung zu führenden Besitztümer haushälterisch und planvoll bewirtschafteten, da ihnen dann ein größerer Gewinn als bisher aus ihren Forsten erwachsen würde. Ferner wurden zurückgehende Holzdiebstahle und das Einsetzen einer nachhaltigen Bewirtschaftung in den im landesherrlichen Besitz

verbleibenden Wäldern, die nun von allen Berechtigungen befreit waren, erwartet. In diesen staatlichen Wäldern gab es von diesem Zeitpunkt an als einzige wesentliche Nutzung nur noch die Holzproduktion.

Die Teilungsverhandlungen waren schwierig, weil die Berechtigungen der einzelnen Dörfer nicht schriftlich fixiert waren (Schade 1961). Als Voraussetzung für die Teilungsverhandlungen mussten zunächst die bestehenden Berechtigungen festgestellt werden. Häufig gab es deswegen erhebliche Meinungsunterschiede zwischen dem Amt und den berechtigten Ortschaften. Notwendigerweise mussten erst aufwendige und technisch schwierige Vermessungen und Taxationen der Wälder erfolgen. Gleichfalls waren die eigentlichen Teilungsverhandlungen kompliziert, denn jede Partei wollte einen möglichst großen Flächenanteil zugewiesen bekommen. Die um ihre Existenz kämpfenden Bauern waren mit zunehmender Devastierung der Landschaft (Heide und Wald) auf immer größere Nutzungsflächen angewiesen. Sie waren daher nur zur Teilung bereit, wenn sie den größten Teil des Forstgrundes zugesprochen bekamen. Die Verhandlungen zogen sich deswegen häufig über Jahrzehnte hin.

Eine Teilung der Undeloher und Haverbecker Holzungen wurde vom zuständigen Oberforstamt 1821 besonders befürwortet, da neben den auf den Forsten liegenden Berechtigungen insbesondere die zerstreute Lage der einzelnen kleinen Forstorte „eine geregelte gute Forstwirtschaft“ und somit eine Verbesserung dieser „größtentheils schlecht bestandenen Forsten“ erschwerte.⁴⁸ Die Anlage von Zuschlägen zur Förderung des Nachwuchses sowie die Bestrafung für deren unerlaubte Beweidung wurde zwar meist unterlassen, aber die Zersplitterung in kleine Forstorte erlaubte ohnehin nur kleine isolierte Zuschläge. Oft war es unmöglich, diese ohne Einfriedung in völliger Schonung zu halten, da sie „aus allen Seiten mit hungrigen Weidevieh umgeben“ waren.⁴⁹

Nach einer in den Jahren 1823 und 1824 vorgenommenen Vermessung⁵⁰ bestanden die Haverbecker und Undeloher Holzungen aus 20 zerstreut liegenden Forstorten mit einer Gesamtfläche von rund 499 ha (vgl. Tab. 1) Davon

waren 122 ha (rund 25 %) Blößen und Nichtholzboden⁵¹. Bewaldet waren ca. 377 ha (= ca. 75 %). Neben diesen vermessenen Forstorten gab es eine geringe Anzahl kleinerer, unvermessener Forsten.⁵²

Die Teilung der Interessentenforsten von Haverbeck und Undeloh zwischen dem Landesherrn und den 13 berechtigten Dörfern bzw. einstelligen Höfen konnte 1828 abgeschlossen werden.⁵³ Das Oberforstamt war aus Gründen der ökonomischeren Bewirtschaftung und der besseren Sicherung der Waldgrenzen an einer großen, zusammenhängenden oder nahe zusammenliegenden Holzbodenfläche interessiert.⁵⁴ Jedoch konnte das Amt dieses nur zum Teil durchsetzen, da jede Ortschaft verständlicherweise in nächster Nähe Waldnutzungsrechte behalten wollte. Es gab aber nur wenige größere oder dicht beieinander liegende Forstorte, z. B. westlich von Undeloh oder um Haverbeck. So erhielt die königliche Herrschaft zwar seinen ihm zustehenden Flächenanteil an nur drei großen Orten, aber diese lagen weit voneinander entfernt. Im speziellen waren dies der Westerhoop, die überwiegenden Teile des Wilseder Holzes (= Hainköpen) und des Oberhaverbecker Holzes (vgl. Abb. 1). Diese drei Holzungen waren bezüglich der bestockten Fläche die größten der 20 Forst-

⁴⁶ Bericht vom 18.02.1746 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L, Nr. 2367)

⁴⁷ Schreiben von Georg, den Anderen, aus Kensington an die Rent-Cammer zu Hannover, 15. Juli 1746 (Nds. HStA, Hann. 76a, Nr. 1619).

⁴⁸ Brief des Bremenschen Oberforstamtes Harburg an die hohe Königliche Cammer, 30. Nov. 1821 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L, Nr. 3516).

⁴⁹ Siehe Fußnote 48

⁵⁰ Siehe Fußnote 44

⁵¹ Die Blößen lagen überwiegend an den äußeren Rändern der Wälder. „Nach der alten Rechtsauffassung über das Grundeigentum verlor eine Forstfläche auch bei völliger Devastierung ihre Forstgrundqualität selbst dann nicht, wenn sie zu Anger oder Heide herabgekommen war und die Grenzen dieser ehemaligen Waldflächen nicht mehr erkennbar waren“ (Borchers & Schmidt 1973).

⁵² Siehe Fußnote 15.

⁵³ Siehe Fußnote 7.

⁵⁴ Siehe Fußnote 48

Tab. 2. Dem Staat bei der Generalteilung der Haverbecker und Undeloher Holzungen im Jahre 1828 zugefallene Flächen.

	im Oberhaverbecker Holz	im Westerhoop	im Wilseder Holz (= Hainköpen)	Gesamtgröße in ha
Bestände in ha	64,2 (von 83,3)	43,6 (von 43,6)	20,2 (von 41,6)	128,0 (von 377)
Bloßen und Nichtholzboden in ha	13,7 (von 26,1)	3,2 (von 3,2)	6,7 (von 14,9)	23,6 (von 122)
aus der außerhalb des Forstgrundes gelegenen Gemeinheit (Heide)	1,8	7,2	9,8	18,8
Summe in ha	79,7	54,0	36,7	170,4

orte (vgl. Tab. 1). Sie sind die Keimzellen des heutigen Forstamtes Sellhorn. Zahlenmäßig fielen der Herrschaft bei der Teilung rund 128 ha (= 34 %) der bewaldeten Flächen und ca. 23 ha Bloßen und Nichtholzboden zu (vgl. Tab. 2). Zusätzlich erhielt der königliche Fiskus zur Abrundung dieser Flächen aus der außerhalb des Forstgrundes gelegenen Gemeinheit ca. 19 ha (fast ausschließlich Heide), so dass die Gesamtfläche ca. 170 ha betrug. (Heute umfasst der Landesforst Sellhorn rund 5200 ha, davon 4930 ha Holzboden.) Um die Besitzverhältnisse deutlich zu machen und den Hirten die Weidegrenzen aufzuzeigen, wurde die äußeren Grenzen dieser drei Waldflächen durch aufgeschüttete Wälle gekennzeichnet. Auf diesen von allen Berechtigungen befreiten Flächen hatte nun der Landesherr die alleinige Nutzungs- und Verfügungsgewalt. Ab diesem Zeitpunkt war das wesentliche Ziel der Bewirtschaftung die Holzproduktion im Rahmen einer geregelten Forstwirtschaft. Die diesem Ziel entgegenstehenden Waldnutzungsformen wie Weide-, Mast-, Plaggen- und Streunutzung wurden nicht mehr betrieben.

⁵⁵ Siehe Fußnote 15

Die Aufteilung scheint allerdings schon vor 1839 erfolgt zu sein, denn bereits 1829 werden die entsprechenden Holzungen als Gemeinde-Holzungen geführt: „Übersicht der den Undeloher Forstinteressenten nach Abfindung der g. Herrschaft, bey ihrer weiteren Theilung unter sich, von den Undeloher Interessentenforsten, Amtes Winsen a. d. L. privativ zugefallenen Forstgründe“, Jan. 1829 (Nds. HStA, Hann. 74 Winsen/L, Nr. 3516).

Die übrigen Flächen der Haverbecker und Undeloher Holzungen bekamen die Dörfer als gemeinschaftlichen Waldbesitz. Dieser wurde dann mit dem am 4. 02. 1839 vom Staat genehmigten Rezess offiziell unter den 13 Ortschaften aufgeteilt.⁵⁵

Aufbauend auf einer Bestimmung des Generalteilungsrezesses von 1828 wurde in dem Rezess von 1839 den neuen Eigentümern zur Pflicht gemacht, ihre Forsten angemessen und haushälterisch zu bewirtschaften. „Namentlich haben sie auf Anziehung und Verpflanzung von Eich- und Buchheistern stets bedacht zu nehmen, Nadelholz-Anlagen so viel thunlich zu machen und überhaupt die Förderung der Holzcultur auf jede Weise angelegen sein zu lassen.“ Verboten waren fortan Plaggenhieb, die „hut und Weide zur Sommerzeit“ sowie andere, die Holzproduktion gefährdende Nutzungsarten. Bei einer schlechten Bewirtschaftung der Gemeindewälder konnte wieder eine direkte, ständige und kostenpflichtige Aufsicht und Leitung durch herrschaftliche Forstbedienstete eingeführt werden.

Im zweiten Drittel des 19. Jahrhunderts ist dann die von den Dorfgemeinschaften zusammen durchgeführte Beweidung der Heideflächen durch Gemeinheitsteilung beseitigt worden. Seit dem Ablösungsgesetz von 1833 konnten sich die Bauern von sämtlichen Herrendiensten durch Ablösungszahlungen befreien (Kremser 1980). Durch Spezialteilung und Verkoppelung wurde bis ca. 1870 der Besitz der Dörfer und Weiler zusammengelegt und neu verteilt. Zur Ablösung der grundherrlichen Rechte

wurde hiervon ein kleiner Teil an den Staat übertragen. Mit Abschluss der Reformen war der Gemeinbesitz in einen von allen Berechtigungen befreiten privaten Besitz umgewandelt worden.

Die Bauern hielten sich oft nicht an die in den Rezessen getroffenen Vereinbarungen bezüglich der Nutzung der ihnen zugesprochenen Wälder. Die Bevölkerungszunahme in den ersten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts und die zunehmende Verwüstung der Landschaft zwang sie, möglichst viel Wald als Weideflächen für ihr Vieh und als Düngereservoir in Form von Plaggen für ihre Äcker zu nutzen. So holzten die Bauern zum Teil auch aus kurzfristigem Gewinnstreben die ihnen zugefallenen Bestände ab. Der Staat war zunächst kaum in der Lage, die Abmachungen zu kontrollieren, da er Mitte des 19. Jahrhunderts alle verfügbaren Kräfte bei den in großer Zahl beantragten Teilungsverfahren einsetzen musste (Schade 1961).

Die Hoffnung, durch die Aufteilung der Interessentenforsten könnte der Raubbau an dem Wald gestoppt werden, wurde zunächst nicht erfüllt, sondern das Gegenteil trat ein. Die wenigen dem Staat zugefallenen Flächen wurden zwar instand gesetzt, aber die den Gemeinden bzw. den Bauern zugefallenen Wälder wurden i. d. R. nun derart ruiniert, dass der Waldanteil im heutigen Naturschutzgebiet Lüneburger Heide auf seinen niedrigsten Stand sank. Der Wälder mit den formal als Wald geltenden Bloßen besaßen um 1850 nur noch einen Flächenanteil von ca. 3 % (680 ha), einschließlich der Stuhbusche und Hofgehölze von ca. 4–5 % (Hanstein 1997).

1.4 Das Ende der Heidebauernwirtschaft

Die Heidebauern hatten sich mit der Zeit in einem kaum zu durchbrechenden Kreislauf verfangen: Um zum Überleben genug zu produzieren, musste den kleinen Ackerflächen organisches Material zugeführt werden, welches aus vielfach größeren Flächen mit ständig wachsender Mühe „geraubt“ werden musste, wodurch diese mit der Zeit so herunterkamen, dass sie sich zur Weide immer weniger eigneten und sich teilweise sogar in Wüsten verwandelten (Kremser 1990).

Durch die jahrhundertelange Übernutzung der Ökosysteme Wald und Heide brach die alte Heidewirtschaft im Laufe 19. Jahrhunderts zusammen (Deutscher Rat für Landespflege 1985). Beschleunigt wurde dieser Zusammenbruch in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, als die Schnuckenwirtschaft durch die Einfuhr von Baumwolle und preiswerter australischer Wolle unrentabel wurde und die Imkerei durch die Gewinnung von Zucker aus Zuckerrüben und Zuckerrohr ihre wirtschaftliche Bedeutung verlor. „Die Heide wurde nicht mehr gebraucht“ (Bosse 1992). Außerdem hatten Nordamerika, Argentinien, Australien und Russland ihre Getreideproduktion seit den 70er Jahren dermaßen gesteigert, dass die Preise unter die hiesigen Selbstkosten sanken (Kremser 1980). Das heutige Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ muss daher Mitte bis Ende des letzten Jahrhunderts als „ökonomisches wie ökologisches Notstandsgebiet angesehen werden“ (Peltzer 1975).

Diese Situation zwang bzw. bewegte viele Bauern zur Aufgabe ihrer Höfe. Da die Eigentumsverhältnisse inzwischen klar geregelt waren (s.o.), konnte der Staat diese Höfe mitsamt den Nutzungsflächen im heutigen Naturschutzgebiet aufkaufen und mit Aufforstungen beginnen. Viele Bauern kauften aus den Verkaufserlösen andere Höfe auf besseren Böden und in besserer Verkehrslage, andere suchten sich ein Auskommen außerhalb der Landwirtschaft (Lütkepohl & Hanstein 1997). Einige wandern auch nach Amerika aus (Peltzer 1975).

Etwas später konnte mit Hilfe des Mineräldüngers die Plaggendüngung ersetzt werden. Dieses machte es zusammen mit der Mechanisierung der Landwirtschaft und der Einführung neuer Bodennutzungstechniken möglich, die Erträge zu steigern, ohne einen Raubbau an einer vielfach großen Fläche zu betreiben (Bosse 1992). Jetzt hatten sogar die verbliebenen Bauern ein Interesse an der Aufforstung ihrer nun nicht mehr gebrauchten Heiden.

2. Wiederaufbauperiode

Innerhalb der Wiederaufbauperiode lassen sich mehrere Zeitabschnitte voneinander unterscheiden.

2.1 Die Aufforstungszeit

Die dem Staat bei der Generalteilung von 1828 zugefallenen Waldflächen wurden bis Mitte des 19. Jahrhunderts instandgesetzt. Große Teile der meist stark devastierten Laubwaldbestände wurden abgetrieben und diese wie auch die vorhandenen Blößen meist mit Kiefern-Fichten-Mischkulturen aufgeforstet (Tempel 1994). Seltener wurden reine Fichtenbestände begründet. Die Erhaltung und Nachzucht von Buchenhochwald beschränkte sich lediglich auf die besseren Böden der alten Laubwälder.

Die großen planmäßigen Aufforstungen im heutigen Naturschutzgebiet Lüneburger Heide begannen erst mit dem Ankauf beträchtlicher Heideflächen durch den königlich hannoverschen (später preußischen) Fiskus ab Mitte des 19. Jahrhunderts (z.B. wurde 1860 der Hof Sellhorn gekauft). Im Bereich des heutigen Forstamtes Sellhorn war Ende des 19. Jahrhunderts die Aufforstung überwiegend abgeschlossen (Hanstein & Sturm 1986).

Insgesamt konnte bei der Aufforstung nur wenig Rücksicht auf Standortunterschiede genommen werden, denn zum einen sollten die großen Ödflächen möglichst schnell in Kultur gebracht werden, zum anderen wurden differenzierte forstliche Standortkartierungen erst nach dem zweiten Weltkrieg entwickelt bzw. durchgeführt. Aufgrund der ungleichartigen Regeneration der Heide nach dem Plaggenhieb waren gewisse unterschiedliche Qualitäten des Bodens bekannt, was auch bei der Aufteilung der Gemeinheiten berücksichtigt worden war, aber die jahrhundertelange Heidewirtschaft hatte insgesamt zu einer starken Vereinheitlichung der Bodenverhältnisse in den oberen Schichten geführt. Was in den tieferen Schichten bzw. in der erreichbaren Wurzeltiefe vorhanden war, war in der Regel unbekannt.

Zur Heideaufforstung wurde hauptsächlich die anspruchslose Pionierbaumart Kiefer (*Pinus sylvestris*) genutzt. Sie ist an die größtenteils durch die Heidewirtschaft bedingten extremen Standortbedingungen (Flugsande, Podsolierung, Nährstoffarmut, extreme Klimaverhältnisse einer offenen Landschaft u.a.) am besten angepasst (Kelm & Sturm 1988, Hanstein 1997). Einzelne

Kiefernbestände sind im Bereich des Forstamtes auch aus natürlicher Ansammlung hervorgegangen. Im Wirtschaftsbuch von 1879⁵⁶ werden für die Gebiete um Heimbuch und Ehrhorn zahlreiche 30–60-jährige Kiefernbestände auf Dünen erwähnt. Die große Altersspanne dieser Bestände deutet darauf hin, dass sie aus Anflug entstanden sind (Hanstein & Sturm 1986). Für eine unmittelbar dem Staatswald benachbarte Fläche in der Gemarkung Wilsede lässt sich „Führenanflug, welcher sich in der gemeinen Heide und in Sandwehen gebildet hatte“ nachweisen.⁵⁷

Auf den lehmigeren, besser nährstoffversorgten und vor allem frischen Heideböden, oft gekennzeichnet durch das Vorkommen der Glockenheide (*Erica tetralix*), wurden Kiefern und Fichten (*Picea abies*) gemischt angebaut. Die Aufforstung der Äcker, die meistens auf den besten Böden angelegt waren, erfolgte im Wesentlichen durch Saat und Pflanzung von Stieleichen (*Quercus robur*) (Hanstein & Sturm 1986). Ältere Traubeneichen (*Quercus petraea*) sind i.d.R. heute nur auf den alten Waldstandorten zu finden.

Diese Aufforstungen waren durch gleichförmigen Bestandes- und Altersaufbau, ihren dichten Stand und ihre rechtwinklige Einteilung gekennzeichnet. In der Folgezeit erwiesen sich diese großen einheitlichen Bestände als ökologisch sehr labil. Zahlreiche Insektenkalamitäten, Waldbrände, Stürme sowie Schneedruck und Trockenheit führten wiederholt zu schweren Schäden in den Aufforstungsgebieten und machten eine planmäßige Bewirtschaftung fast unmöglich. Infolge der wiederholt beklagten sehr beschränkten Absatzbarkeit des schwächeren Reiserholzes und besonders aufgrund des chronischen Waldarbeitermangels, der in dieser ehemals dünn besiedelten Region durch die Aufgabe zahlreicher Heide-

⁵⁶ Sowohl der Vorbericht zur Forsteinrichtung 1860 als auch die Forsteinrichtungswerke 1879, 1897, 1908 (Zwischenprüfung), 1922, 1928, 1935, 1958 bzw. 1959 (Aufteilung in die Forstämter Langeloh und Sellhorn), 1971, 1978 u. 1988 befinden sich im Forstamtsarchiv.

⁵⁷ Teilungs- und Verkoppelungsrezeß für Wilsede 1863 (zitiert in Hanstein & Sturm 1986).

höfe und die dadurch bedingte Abwanderung der Bevölkerung weiter verstärkt wurde, konnten die Bestände nicht oder nur mangelhaft durchforstet und gepflegt werden (Betriebswerke 1879 und 1897, Zwischenprüfung 1908). Damit wurde die Anfälligkeit dieser großen einheitlichen Bestände gegenüber Schadensereignissen noch zusätzlich erhöht (Hanstein & Sturm 1986).

Diese Kalamitäten führten zu einer Strukturierung und Differenzierung der Erstaufforstungsgebiete. Daneben wurden die Wälder durch die unterschiedliche Bestandesentwicklung auf den verschiedenartigen Standorten (z. B. Lehmlinsen unter Decksanden in erreichbarer Wurzeltiefe) differenziert.

Schon sehr früh kamen Gedanken zur Waldverschönerung auf. Der damals zuständige Forstdirektor Burckhardt hatte 1855 in seinem Werk „Saen und Pflanzen nach forstlicher Praxis“ eine Verschönerung der Saume der gleichförmigen Bestände „durch Mischung und durch Umgürtung mit freundlichem Laubholz“ gefordert. Aus solchen forstästhetischen Gründen, aber auch zur Verringerung der Waldbrandgefahr wurden im Forstamt Sellhorn langs der Hauptwege an vielen Orten Streifen oder Alleen mit Laubholzern (Eiche, Birke, selten Buche) angelegt. Diese prägen heute weite Bereiche der Wälder. Zusätzlich sollte durch Schonung wüchsiger Eichenüberhalter der gleichförmige Eindruck der Wälder gemildert werden (Betriebswerk 1897). Diese Laubbäume stellten in den monotonen Kiefernwäldern Lebensräume und Leitlinien für vielerlei Tierarten, besonders für die Insekten, dar. Als Samenbäume trugen bzw. tragen sie zur Ausbreitung der Laubbäume bei.

2.2 Errichtung des NSG Lüneburger Heide und Auswirkungen auf die Waldbewirtschaftung

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Forstwirtschaft im Untersuchungsraum stark von der neuen

Funktion des Raumes als Naturschutzgebiet und dem zunehmenden Einfluss der Dauerwaldidee geprägt.

Ab 1910 wurden von dem 1909 gegründete Verein Naturschutzpark (VNP) Flächen um den Wilseder Berg für einen Naturschutzpark aufgekauft (Hanstein & Sturm 1986). Der VNP erreichte bald, dass große fiskalische Forstflächen in den Naturschutzpark eingegliedert wurden und dass diese nach einem Ministerialerlass aus dem Jahre 1913 möglichst entsprechend den Bestrebungen des VNP zu bewirtschaften waren. Die Polizeiverordnungen von 1921 und 1922 verankerten das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide rechtlich. Die daraus abgeleiteten Richtlinien machten dann konkrete Auflagen für die Waldbewirtschaftung. Aufforstungen von Kahlschlägen und Ödlandereien waren nun von der Genehmigung des Regierungspräsidenten abhängig. Durch neue Aufforstungen sollten hauptsächlich gemischte Bestände erzogen und der Kahlschlag auf Saumschläge, die möglichst durch natürliche Ansamung bestockt werden sollten, beschränkt werden (Betriebswerk 1922).

Nach dem 1928 aufgestellten Betriebswerk war beabsichtigt, den Laubholzanteil durch Eingriffe in die gemischten Bestände zugunsten der Laubbäume und durch allmähliche künstliche Anreicherung der reinen Nadelholzbestände mit Laubholz anzuheben. Ferner erfolgte eine Erweiterung der Plenterwaldbestände.

Nachdem sich gezeigt hatte, dass sich auf den Saumschlägen nur die Fichte natürlich verjüngte bzw. durchsetzen konnte, wurden diese Flächen durch gemischte Streifensaaten mit Kiefer, Lärche, Akazie (= Robinie), Birke und anschließender Zwischenpflanzung der Roteiche (*Quercus rubra*) künstlich verjüngt. Allerdings zeigte sich bald die Erfolglosigkeit dieser Bewirtschaftungsart, so dass sie 1931 wieder aufgegeben wurde (Betriebswerk Forstamt Sellhorn 1959). Die heutige Diskussion über die alleinige Verwendung von einheimischen Baumarten spielte zu dieser Zeit überhaupt keine Rolle. Ziel war es, den gleichförmigen Kiefernwald sowohl aus Gründen der Betriebssicherheit als der Landschaftspflege durch vielfältige Bestände zu durchbrechen. Darum wurden schon seit der Jahrhundertwende fremdländische Baumarten (Douglasie,

Japanische Lärche, Roteiche u.a.) auf kleineren Flächen angebaut.

Nach der nationalsozialistischen Machtübernahme wurde im Land Preußen mit dem Erlass vom 27. 11. 1933 alle Kahlschläge zurückgestellt und die Dauerwaldwirtschaft zur Norm gemacht (Kremser 1990).

Die Ende 1942 vom Reichsforstmeister für die Forsten des Naturschutzgebietes erlassenen Richtlinien ordneten eine Bewirtschaftung der Wälder des Raumes möglichst unter Naturschutzgesichtspunkten an.⁵⁸ Danach sollten die Forderungen der Landschaftspflege „bestimmend“ für die forstliche Betriebsführung sein, wobei gewisse wirtschaftliche Opfer mit einzuplanen seien. Im Speziellen war beabsichtigt, den Kiefernanteil künftig stark zugunsten des Laubwaldanteiles zurückzudrängen. Die wenigen vorhandenen Laubholzbestände sowie einzelne Laubhölzer in Nadelholzbeständen sollten gepflegt, freigestellt und zunächst über die übliche Umtriebszeit erhalten werden. Ferner wurde angeordnet, fortan von dem Anbau ausländischer Holzarten (Douglasie, Japanische Lärche und Roteiche) abzusehen. Auch die schematisch-rechtwinklige Einteilung der Wälder sollte durch ein an den Gelandelinien orientiertes Wegenetz ersetzt werden. Es wurde angestrebt, die eintonigen Wälder nicht nur horizontal, sondern auch vertikal zu gliedern. Im Sinne des „naturgemäßen Wirtschaftswaldes“ wurde eine Differenzierung der einschichtigen Kieferbestände durch Lichtungshiebe mit Unterbau und durch plenterwaldartige Bewirtschaftung gefordert. Die Kriegswirren verhinderten die Umsetzung dieser Pläne.

2.3 Auswirkungen der Kriegswirtschaft und der Reparationsleistungen auf den Waldzustand

Um den Bedarf für die Vorbereitung des Krieges und die Kriegswirtschaft selbst zu decken, wurde in der Norddeutschen Tiefebene der Einschlag von 1934 bis 1945 um etwa 50 % über den Zuwachs hinaus erhöht, wodurch der Holzvorrat um 1/3 sank (Wiedemann 1948). Da 1933 für Preußen und 1934 für das gesamte Reich unter dem Einfluss der Dauerwaldidee ein generelles Kahlschlagverbot erlassen worden war (Betriebswerk Sellhorn 1959), erfolgten die überhöht-

⁵⁸ Brief des Reichsforstmeisters vom 19. 11. 1942 an den Preußischen Landesforstmeister in Lüneburg; in der Anlage Bericht über die Bereisung des NSG Lüneburger Heide vom 10.–12. Nov. 1942 (Nds. HStA, Nds. 120 Lüneburg Acc. 7/85).

ten Nutzungen mittels immer stärkerer Durchforstungen und Lichtungen. Ein großer Teil der Walder wurde dadurch innerlich stark ausgehöhlt (Betriebswerk Langeloh 1958). Der Bedarf konnte aber auf diese Weise nicht völlig gedeckt werden, so dass ab Ende der 30er Jahre erneut Kahlschläge durchgeführt wurden (Betriebswerk Sellhorn 1959).

Direkt nach dem Krieg erlitten die Wälder des heutigen Forstamtes Sellhorn die stärksten Schäden. Die Stadt Hamburg und umliegende Ortschaften mussten als Ersatz für die fehlende Kohle mit großen Mengen Brennholz versorgt werden (Betriebswerk Forstamt Sellhorn 1959), das häufig feucht verfeuert wurde, wodurch nur $\frac{1}{4}$ der Heizkraft des Holzes ausgenutzt werden konnte und der Bedarf noch weiter anstieg (Wiedemann 1948). Zur Versorgung des Ruhrgebietes wurde zudem massenweise Grubenholz eingefordert. Die bei weitem stärksten Eingriffe erfolgten durch die britischen Reparationshiebe, denen im heutigen Forstamtsbereich über 1000 ha Wald zum Opfer fielen (Hanstein & Sturm 1986). Zur Vermeidung von weiteren Kahlschlägen wurden die übrigen Bestände, die bereits durch die Übernutzung während des Krieges verlichtet waren, in den Nachkriegsjahren nochmals stark durchhauen, so dass der durchschnittliche Bestockungsgrad auf 0,7 bis 0,8 absank (Betriebswerk Sellhorn 1959, Nachtrag im Hauptmerkbuch des Forstamtes Langeloh vom 24. 09. 1947).

Nach den riesigen Kahlschlägen war auf den leichten Sandböden mit Bodenverwehungen zu rechnen. Daher mussten diese Flächen schnell wiederaufgeforstet werden (Betriebswerk Sellhorn 1959). Da damals als Saatgut fast nur Kiefern Samen zur Verfügung standen, erfolgte die Wiederbestockung auf großen Flächen mit Kiefer. Die Gelegenheit, die Pionierbaumart Kiefer auf den besseren Böden durch andere Arten zu ersetzen, konnte also nicht genutzt werden. Dieses Bestreben musste um viele Jahrzehnte, wenn nicht gar um eine Waldgeneration zurückgestellt werden (Hanstein & Sturm 1986).

2.4 Die weitere Entwicklung bis Anfang der 70er Jahre

Erst ab Anfang der 50er Jahre war nach der durch Not und Reparation bestimm-

ten Wirtschaftsweise der Nachkriegszeit wieder eine geregelte und planvolle Bewirtschaftung der Walder möglich. Dabei wurde anstelle der Dauerwaldwirtschaft die Kahlschlagswirtschaft offiziell wiedereingeführt.

Nach den großen gleichförmigen Nachkriegsaufforstungen setzte ab etwa 1950 eine kurze Phase mit dem gegenteiligen Extrem ein. Die Waldlandschaft sollte durch das Einbringen von möglichst vielen Baumarten, in teilweise aus heutiger Sicht unverständlichen Mischungen, belebt werden (Betriebswerk Sellhorn 1959). Ohne Rücksicht auf das auto- und synökologische Verhalten der Baumarten wurden Mischbestände mit bis zu 18 verschiedenen Baumarten begründet, wie zum Beispiel auf einer Fläche im Nordwesten des alten Königlichen Interessentenwaldes „Oberhaverbecker Holz“.⁵⁹ Dort wurden Eiche, Buche, Fichte, Weißtanne, Japanische Lärche, Kiefer, Douglasie, Weiden, Aspe, Roteiche, Sandbirke, Weißerle, Strobe, Sitkafichte, Apfel, Blutbuche, Europäische Lärche und Ahorn in einem einzigen Bestand bei einheitlichen Standortverhältnissen gemeinsam kultiviert.

Zwangsläufig scheiterten diese Anbauversuche nach wenigen Jahren. In den Mischbeständen setzten sich je nach Standort einzelne Baumarten wie Buche, Fichte, Japanische Lärche oder Douglasie durch. Mit den Betriebswerken aus dem Jahre 1959 wurde die Erziehung solcher Mischbestände endgültig wieder aufgegeben und auf den besseren Böden entweder Eiche und Buche oder Fichte und Japanische Lärche oder die Douglasie, auf den schlechteren Böden insbesondere Roteiche und Japanische Lärche begünstigt.

Die Anordnung des Reichsforstmeisters aus dem Jahre 1942, im Naturschutzgebiet Luneburger Heide keine ausländischen Baumarten zu verwenden, wurde nicht mehr berücksichtigt. Der ideelle Flächenanteil der nicht einheimischen Baumarten (Lärche, Douglasie, Roteiche, Strobe) stieg bis Anfang der 70er Jahre auf ca. 10 %.

Das Einbringen der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) an einigen Forstorten, zum Zwecke der Landschaftsgestaltung und aus Forstschutzgründen, hat sich besonders fatal ausgewirkt. Diese Baumart erwies sich als äußerst konkurrenzstark. Aufgrund des

geringen Mannbarkeitsalters und der Verbreitung ihrer Samen durch Vögel konnte sie schnell neue Flächen speziell in den bei der ersten Durchforstung aufgelichteten Kiefernwäldern besiedeln. Sie bildete dabei fast geschlossene Bestände und verdrängte die unterlegene einheimische Vegetation. Diese Art muss heutzutage in einigen Bereichen des Forstamtes ständig bekämpft werden. Als erschwerend erweist sich dabei die Eigenschaft der Traubenkirsche, aus Wurzelresten wieder neu auszutreiben.

Bis Anfang der 70er Jahre spielten die Belange des Naturschutzes für die Forstwirtschaft lediglich eine untergeordnete Rolle. Besonders ab Ende der 50er Jahre kam es zu einer weitgehenden Abkehr von dem Streben, ungleichaltrige, dauerhafte Mischbestände zu erzielen. Reinbestände wurden offiziell propagiert.

Vor allem der Anbau der ohnehin sich durch Naturverjüngung stark ausbreitenden Fichte (*Picea abies*) wurde betrieben (Betriebswerk Sellhorn 1959). Die Fichte sollte zu Ungunsten der vorherrschenden Kiefer Hauptbaumholzart des Forstamtes werden. Ferner war der Anbau der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) auf 15 % der Fläche beabsichtigt.

Die bestandsbildende Nachzucht von Eichen war nicht mehr vorgesehen, da nach Aussage des entsprechenden Betriebswerkes die Qualität der Eiche im allgemeinen sehr gering wäre. Nur zur Sturmsicherung an Waldmänteln und als Mastbäume zur Forderung der Hähersaat sollte sie angebaut werden. Auf Kosten der Eiche wurde die Buche in Mischbeständen zusammen mit der Tanne angebaut.

Die durch Insektenkalamitäten, Waldbrände, Stürme und Reparationshiebe stark dezimierten Altbestände der Aufforstungsperiode (1860–1900) wurden zusätzlich durch zwei gewaltige Stürme (1962 mit 60 000 und 1972 mit 150 000 Festmeter Holzanfall) erheblich reduziert (Hanstein & Sturm 1986). Der Orkan 1972 vernichtete den Wald auf fast 10 % (450 ha) der Forstamtsfläche ganz oder bis auf geringe Reste. Die anderen Flächen wiesen größtenteils starke Schäden auf.

⁵⁹ Heutige Unterabteilungen 36 b4 u e4 (1959 = 115 c).

Der Orkan 1972 stellt eine Zäsur für den Waldbau im Forstamt Sellhorn bzw. in Niedersachsen dar. Mit der Walderneuerung nach den Orkanschäden 1972 auf Grundlage der für die niedersächsischen Landesforsten von *Kremser & Otto* (1973) entworfenen langfristigen regionalen waldbaulichen Planung begann eine neue Phase der Waldbewirtschaftung im Staatsforst Sellhorn, die bis heute anhält. Es wird u. a. eine starke Erhöhung des Flächenanteils der reinen Laubwaldbestände angestrebt. Ferner sollen die Nadelholzbestände mit Laubholz angereichert werden. Dies wird hauptsächlich auf Kosten der Kiefer geschehen, die nun ihre Rolle als Pionierbaumart erfüllt hat. Die heute wichtigsten waldbaulichen Ziele und Waldbehandlungsmaßnahmen beschreibt *Köpsell* (2001) in diesem Heft.

3. Literatur

- Borchers, K. & Schmidt, K.*, 1973: Nachweis der Herkunft für die derzeitigen Kiefernorkommen im nördlichen Niedersachsen (= Aus dem Walde 21). Hannover: 422 S.
- Bosse, G.*, 1992: Von der Lüneburger Heide zum Lüneburger Wald. – Nordwestdeutscher Forstverein (Bericht über die Jahrestagung in Uelzen am 7. und 8. Oktober 1991), 13–37.
- Bückmann*, 1914: Orts- und Flurnamen. In: *Benecke, O. & Benecke, T.*, 1914, Lüneburger Heimatbuch II. S. 158–217.
- Deutscher Rat für Landespflege*, 1985: Zur weiteren Entwicklung von Heide und Wald im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Gutachterliche Stellungnahmen. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 48, 745–774.
- Hammerstein-Loxten, W. C. C. von*, 1869: Der Bardengau – eine historische Untersuchung über dessen Verhältnisse und über den Güterbesitz der Billunger. Hannover, 637 S.
- Hanstein, U., Kaiser, T. & Koopmann, A.*, 1997: Historische Nutzungen. In: *Cordes, H. et al.*: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Bremen, 367 S.
- Hanstein, U.*, 1997: Die Walder. In: *Cordes, H. et al.*: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Bremen, 367 S.
- Hanstein, U.*, 1991: Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – das Beispiel „Meningener Holz“. – NNA-Berichte, Jg. 4, H. 2, 119–123.
- Hanstein, U. & Sturm, K.*, 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (= Aus dem Walde 40). Hannover 195 S.
- Kahlau, W.*, 1954: Zusammenhänge zwischen Mineraldüngung und Leistung der Landwirtschaft in der norddeutschen Geest. Gießen.
- Kelm, H. J. & Sturm, K.* 1988: Waldgeschichte und Waldnaturschutz im Regierungsbezirk Lüneburg – Grundlagen und Ziele. – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg., 38, 47–82.
- Köpsell, R.*, 2001: Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2), 4–8.
- Kremser, W.*, 1990: Niedersächsische Forstgeschichte. Rotenburg/Wümme: 965 S.
- Kremser, W.*, 1980: Zur Forstgeschichte der Lüneburger Heide. – Allgemeine Forstzeitschrift, H. 11, 254–257.
- Kremser, W. & Otto, H.-J.*, 1973: Grundlagen für die langfristige regionale waldbauliche Planung in den niedersächsischen Landesforsten. – Aus dem Walde, H. 20, 491 S.
- Leuschner, Ch.*, 1998: Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. – Ber. d. Reinh.-Tuxen-Ges. 10, 5–8, Hannover.
- Leuschner, Ch.*, 1994: Walddynamik auf Sandboden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). – Phytocoenologia 22, 289–324.
- Leuschner, Ch.; Rode, M. W. & Heinken, T.*, 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im Nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188, 239–249.
- Lütkepohl, M. & Hanstein, U.*, 1997: Spuren der Geschichte. In: *Cordes, H. et al.*: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, Geschichte – Ökologie – Naturschutz. Bremen, 367 S.
- Müller, R. & Hanstein, U.*, 1998: Flugsande, Binnendünen und der Strandhafer (*Ammophila arenaria* [L.] LK.) in der Lüneburger Heide. – Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg., 41, 161–184.
- Peltzer, H.*, 1975, unveröffentlicht: Untersuchung zur Entwicklung des Landschaftsbildes im Naturpark Lüneburger Heide. Institut für Landespflege und Naturschutz der Universität Hannover 69 S., Hannover.
- Pott, R.*, 1990: Veränderungen von Waldlandschaften unter dem Einfluss des Menschen. – NNA-Berichte, Jg. 3, H. 3, 117–131.
- Schade, G.*, 1961: Untersuchungen zur Forstgeschichte des alten Amtes Winsen an der Luhe. Diss. Forstl. Fak. Univ. Göttingen: 179 S.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P.*, 1989: Lehrbuch der Bodenkunde. 491 S., Stuttgart.
- Tempel, H.*, 1994: Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren. – NNA-Berichte, 7 Jg. H. 3, S. 68–75.
- Tempel, H.*, 1993, unveröffentlicht: Die Waldentwicklung der zentralen Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren – dargestellt am Beispiel des Staatsforstes Sellhorn. Dipl.-Arbeit, Geogr. Institut & Institut für Geobotanik, Universität Hannover, 116 S.
- Wiedemann*, 1948: Der heutige Zustand des Waldes in Niedersachsen (Referat bei der Gründung des Landesverbandes Niedersachsen der „Schutzgemeinschaft Deutscher Wald“ in Celle am 24. März 1948).

Anschrift des Verfassers

Holger Tempel
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und
Umweltchemie
21332 Lüneburg

Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn

von Udo Hanstein und Jann Wübbenhorst

1 Die mittleren Jahresniederschläge

In der Hohen Heide fallen reichlichere Niederschläge als in den luvseitig, d.h. westlich vorgelagerten Niederungsgebieten, vor allem aber im Vergleich zu den leeseitigen Nachbarlandschaften der Ostheide und der Altmark. Diese Tatsache hat schon früh Aufmerksamkeit gefunden. Sie galt dem geographischen Phänomen, daß der Gebirgscharakter der Heide (Wagner 1937) sich innerhalb des norddeutschen Tieflandes bei den Niederschlägen (und anderen Klimacharakteristika) so deutlich auswirkt. Aber auch für die Landwirtschaft auf den armen Sandböden hatte die Regenmenge große Bedeutung. Dammann (1969) spricht vom „Sonderklima der Lüneburger Heide“ innerhalb des Flachlandklimas, bedingt durch den Einfluß des Reliefs, der eine kräftige Erhöhung der Niederschlagsbeträge durch die erzwungene Hebung der Luft beim Überschreiten der Höhenzüge der Lüneburger Heide bewirkt. Als Folge nennt er die Verschiebung des Minimums im Jahresgang der Niederschläge auf das späte Frühjahr, wie im Mittelgebirge.

Schon 1902 veröffentlichte Hellmann eine Regenkarte der Provinzen Schleswig-Holstein und Hannover, die allerdings nur auf den Beobachtungen von 1892 bis 1901 beruhte. In der zweiten Auflage (1913) wurde das Jahrzehnt bis 1911 mit erfaßt. Hellmanns Regenkarte wurde als Ausschnitt für die Lüneburger Heide von Olbricht (1909, in modifizierter Form) und von Eichhorn (1914) übernommen. Die Hohe Heide erhielt danach 700 bis 800 mm Jahresniederschlag. Olbricht (1909) schlug bereits die Einrichtung mehrerer Meßstellen in den höchsten Lagen vor. Weitere Daten oder Karten zu den Niederschlagsverhältnissen in der Lüneburger Heide finden wir bei Hoffmeister (1930) und Wagner (1937). Im Klima-Atlas von Niedersachsen von Hoffmeister & Schnelle (1945) fällt das Forstamtsgebiet Sellhorn in die Niederschlagsstufe 720–840 mm, auf

der entsprechenden Karte vom Deutschen Wetterdienst (1964) in die Stufe 750–800 mm. Beiden Karten liegen die Daten von 1891 bis 1930 zugrunde, die außerhalb des Forstamtsbereichs an meistens tiefer liegenden Stationen gemessen wurden. Ihr Aussagegewicht ist un-

befriedigend. Lokale und aktuelle Meßwerte für das Sellhorner Forstamtsgebiet, welches sich in Höhenlagen zwischen 60 und 160 m ü. NN beiderseits des Wilseder Moränenrückens erstreckt (Abb. 1), sucht man in der meteorologischen Literatur vergebens.

Da Menge und jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge für das Waldwachstum und die forstliche Planung eine entscheidende Rolle spielen, richtete der damalige Forstmeister Gustav Zander am Forstamtssitz in Sellhorn 1956 eine Meßstelle ein. Nachdem nun-

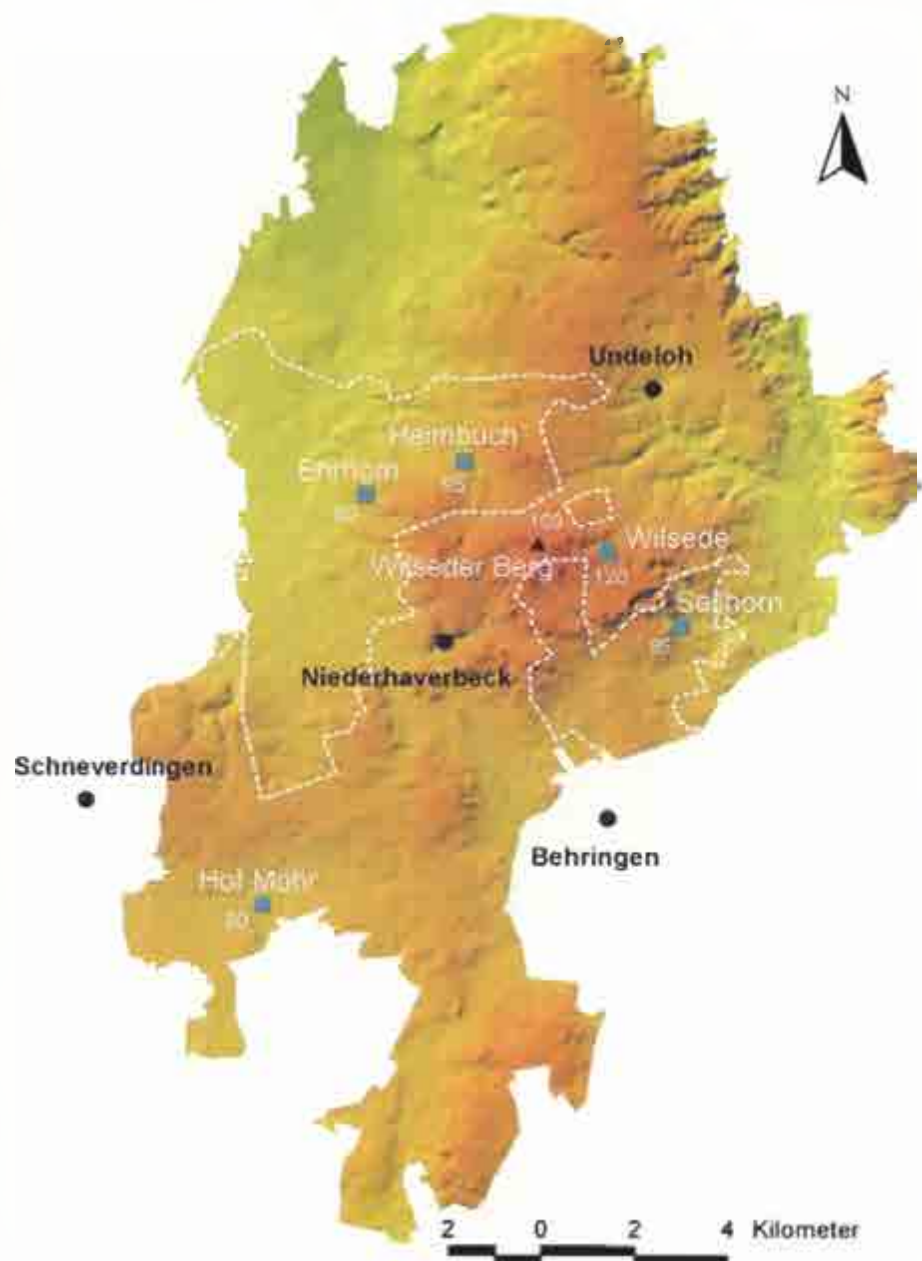
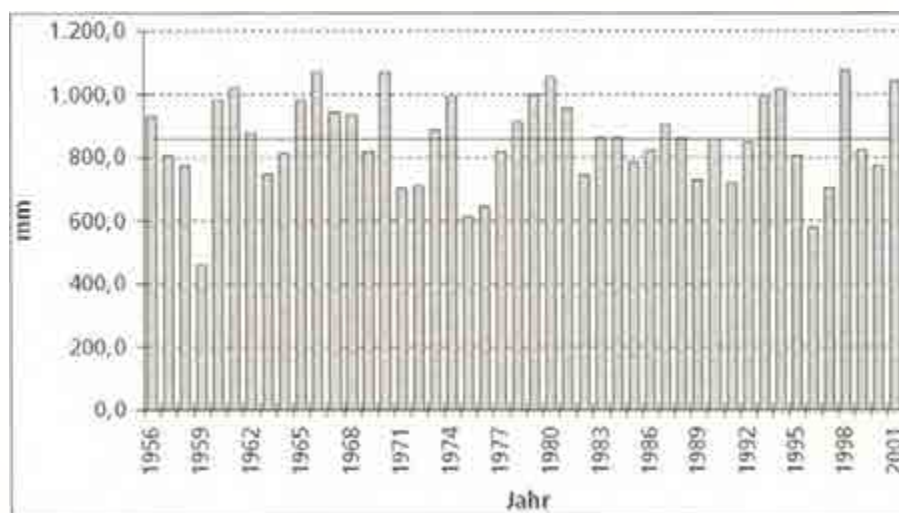


Abb. 1: Karte des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“ (234,4 km²) mit Höhenstufen und den fünf Meßstellen (blau) mit Angabe der Höhe ü. NN. Weiß gestrichelt: Grenze des Forstamtes Sellhorn.

Tab. 1. Jahresniederschläge in Sellhorn seit 1956 (Extremwerte fettgedruckt). Mittelwert über alle Jahre: 854 mm/Jahr.

Jahr	mm	Jahr	mm	Jahr	mm
1956	928	1972	709	1988	859
1957	805	1973	885	1989	727
1958	774	1974	993	1990	857
1959	460	1975	611	1991	719
1960	980	1976	644	1992	846
1961	1020	1977	818	1993	994
1962	878	1978	912	1994	1013
1963	750	1979	1000	1995	805
1964	814	1980	1048	1996	579
1965	979	1981	955	1997	701
1966	1072	1982	743	1998	1077
1967	944	1983	865	1999	823
1968	932	1984	865	2000	773
1969	817	1985	789	2001	1043
1970	1072	1986	820		
1971	701	1987	903		

**Abb. 2: Jahresniederschläge in Sellhorn seit 1956 und Durchschnitt von 1956–2001 (854 mm).**

mehr Niederschlagswerte über eine Periode von 46 Jahren vorliegen, sollen diese hier veröffentlicht, näher betrachtet und mit weiteren örtlichen Meßergebnissen von Wilsede, Heimbuch,

Ehrhorn und Möhr verglichen werden. Für die Überlassung der Wilseder Daten danken wir Herrn Manfred Lütkepohl, für die Ehrhorner der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen.

Tab. 2. Jahresmittel der Niederschläge in Wilsede, Heimbuch, Ehrhorn und Möhr im Vergleich zum Jahresmittel der Station Sellhorn.

Vergleichsstationen				Station Sellhorn Jahresmittel (Höhe ü. NN: 85 m)	Abweichung von Sellhorn in %
Meßstelle	Höhe ü. NN (m)	Zeitraum	Jahresmittel		
Wilsede	120	1962-2001	822	858	96
Heimbuch	95	1964-1970	973	947	103
Ehrhorn	80	1980-2000	788	846	93
Möhr	80	1989-2001	792	843	94

Die Jahressummen der Niederschläge in Sellhorn (85 m ü. NN) von 1956 bis 2001 sind in Tabelle 1 und graphisch in Abbildung 2 zusammengestellt. Ihr Mittelwert beträgt 854 mm. Tabelle 2 bringt den Vergleich mit den übrigen genannten Orten, von denen z. T. nur Daten aus kürzeren Zeitspannen vorliegen. Nur auf diese Meßperioden kann sich der Vergleich mit den Sellhorner Daten beziehen. Deshalb sind die Abweichungen als relative Werte, bezogen auf die im gleichen Zeitraum in Sellhorn gemessenen Niederschläge, angegeben.

Abbildung 1 zeigt, daß Ehrhorn und Möhr, die Meßstationen mit den geringeren Jahresniederschlägen, auf der Luvseite des Moränenrucks liegen, während Heimbuch, Wilsede und Sellhorn mit den höheren Jahresniederschlägen auf der Höhe oder im Lee gelegen sind. Dies ist nach Geiger (1961) bei Erhebungen geringeren Ausmaßes keine ungewöhnliche Erscheinung.

Für das Waldgebiet des Forstamts Sellhorn darf man somit die mittleren Jahresniederschläge in der Spanne von 780 mm (am Westrand) bis 880 mm (gunstigste Lagen im Nordosten) ansetzen, d. h. ein bis zwei Stufen höher als nach der Karte vom Deutschen Wetterdienst (1964).

2 Der Jahresgang der Niederschläge

Die monatlichen Niederschlagssummen für Sellhorn liegen erst ab 1960 vor. Ihre Mittelwerte über 42 Jahre (Abb. 3) zeigen ein Hauptminimum in den Monaten Februar bis Mai, das für die waldbauliche Praxis eine große Rolle spielt, weil es den Anwucherfolg der Frühjahrspflanzungen gefährdet. Zur Zeit der Heideaufforstungen und des Kahl-schlagbetriebes war diese Gefahr größer als heute, da die Pflanzungen unter dem Schirm des Altholzes und auch schon im Herbst oder Winter ausgeführt werden. Ein zweites, kleineres Minimum liegt im Oktober. Ein Maximum bringt der Dezember mit November und Januar, ein zweites der Juli mit Juni, August und September.

Vom mittleren Jahresniederschlag in Sellhorn entfallen 50 % auf die Vegetationszeit oder das Sommerhalbjahr (April–September), 43 % auf die forstliche Vegetationszeit (Mai–September). Der regenreichste Monat während der

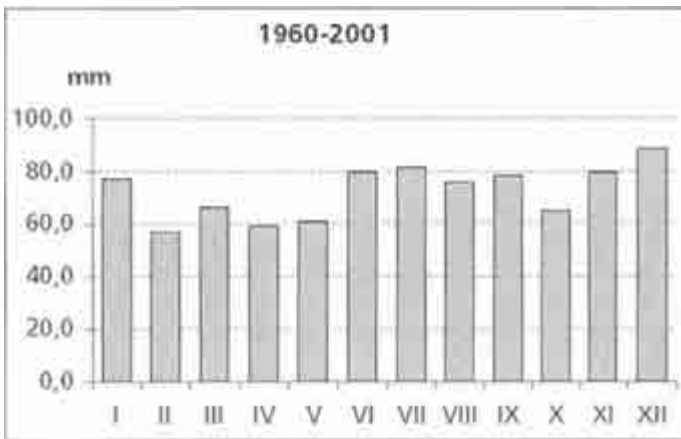


Abb. 3: Monatliche Niederschläge in Sellhorn: Durchschnitt der Jahre 1960–2001.

letzten 42 Jahre war der September 2001 mit 260 mm (gegenüber einem Mittelwert von 78 mm). Bei der Betrachtung von Extremlagen ist allerdings die Statistik der Monatssummen schon überfordert: Eine vierwöchige Trocken- oder Nässeperiode fällt auf, wenn sie in einen Kalendermonat fällt, nicht unbedingt, wenn sie über den Monatswechsel greift.

3 Hinweise auf längerfristige Änderungen der Niederschlagsverhältnisse

Die Standortkartierung im Forstamt Sellhorn (1959/61, 1971 und 1976/77) wertete Daten des Deutschen Wetterdienstes von den Stationen Soltau, Schneverdingen und Handeloh aus. Danach lag das Jahresmittel für den Zeitraum 1931–1970 deutlich über dem von 1891–1930. Der Anstieg setzte um 1950 ein. Aus den Daten der Meßstelle Sellhorn läßt sich für den Zeitraum seit 1956 kein eindeutiger Trend der Jahressummen ablesen.

Aus den Sellhorner Daten ist eine Verlagerung der Niederschläge vom Sommer- auf das Winterhalbjahr erkennbar (Abb. 4). Damit bestätigt sich auch örtlich ein für Deutschland allgemein festgestellter Trend (Umweltbundesamt 1997). Am deutlichsten sind die Abnahmen im Mai und August. Das jährliche Hauptmaximum lag sowohl nach den langjährigen Messungen der benachbarten Wetterstationen als auch nach den Sellhorner Werten bis 1970 im Juli und August. Seit zwei Jahrzehnten fällt es in die Wintermonate November bis Januar. Ein Sommermaximum im

Juli/August ist für die letzten 20 Jahre nicht mehr feststellbar (Abb. 5). Die Minima lagen früher im Februar bis Mai und im Oktober, in jüngster Zeit läßt sich nur noch ein deutliches Minimum im April und Mai erkennen.

Aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, als noch keine systematischen

Niederschlagsmessungen stattfanden, liegen ausführliche Beschreibungen der Witterungsverhältnisse in den Heidegebieten vor. Zwei ausgezeichnete Fachleute und Landeskenner, der Landwirt Peters (1862) und der Forstmann Burckhardt (1872), beklagten die Trockenheit der Heidegegenden und führten sie auf die zu weit getriebene Vernichtung des Waldes zurück. Peters hatte die weltweiten Beobachtungen Alexander von Humboldts zu diesem Phänomen grundlich studiert und verband sie mit physikalischen Überlegungen und eigenen Geländestudien. Er folgerte: „Auch in vielen Gegenden Norddeutschlands haben sich die Nachteile der Entwaldungen schon sichtbar geltend gemacht. Die Witterungsverhältnisse verlaufen sehr unregelmäßig, auf äußerst trockne und durre Jahrgänge folgen ebensolche ungewöhnlich feuchte. – Im Ganzen ist das Klima trockner und dem Pflanzenwuchse ungünstiger geworden.“

Das müssen wir beim genauen Ansehen unserer hohen durren Heiden er-

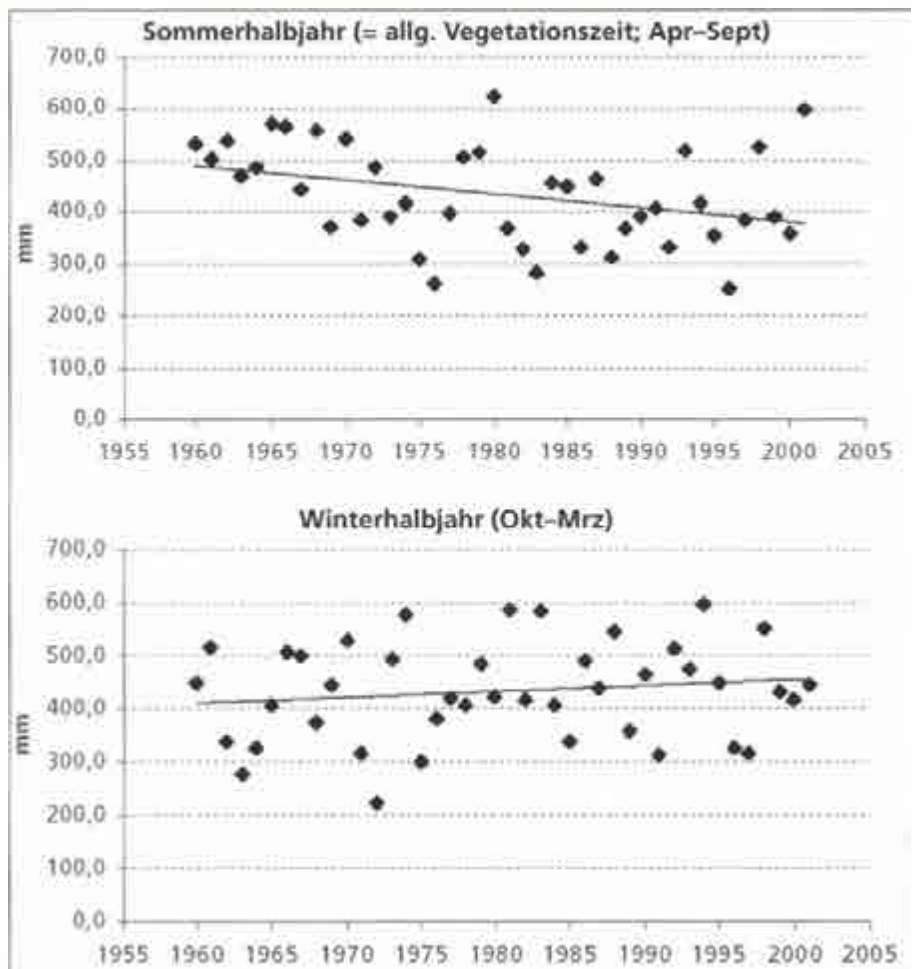


Abb. 4: Entwicklung der Sommer- und Winterniederschläge in Sellhorn seit 1960.

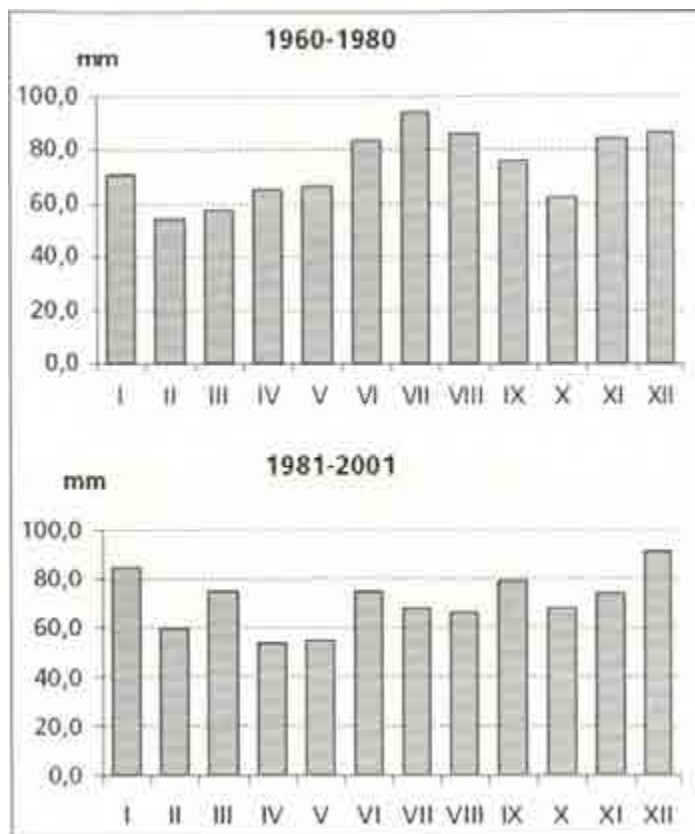


Abb. 5: Monatliche Niederschläge in Sellhorn. Durchschnittswerte für die Zeiträume von 1960–1980 und von 1981–2001.

kennen. Sehr viele zeigen noch deutlich den Verlauf alter Ackerstücke und häufig an solch sterilen Stellen, daß es heute – wo man schon manchen Orts anfängt, alle nur nothdürftig zur Ackercultur sich eignenden Grundstücke wieder urbar zu machen – doch Niemandem einfallen kann, eine Ackercultur dort wieder vorzunehmen.

Vor Zeiten aber sind diese Stücke gewiß nicht zum Spaß und auch nicht kurze Zeit nur geackert, denn sie sind vielfach sehr hoch aufgepflügt. Es war also zu jener Zeit auch bei uns feuchter! Ich gehe noch weiter, – denn ich habe bestimmt beobachtet, daß heute in Norddeutschland aller jener Boden, der von großen Waldkörpern umgeben, absolut feuchter ist, als der ähnliche Boden ohne große Waldungen in seiner Nähe.“

Und bei Burckhardt (1872) lesen wir: „Man kann nicht zweifelhaft darüber sein, daß mit der zu weit getriebenen Vernichtung früherer Heidewälder, die physischen Verhältnisse jener Gegenden sehr nachteilig verändert sind; ... Mit der Ausrottung der Waldungen sind Luft und Boden trockener geworden.

Auch weiß man, daß Waldgegenden die Regenwolken mehr fesseln, als die kahle Heide. ... Den unzweideutigen Beweis liefern aber die jetzt trockenen Wasserrinnen und manche frühere Wasserbecken. Die Quellen sind versiegt; wo Grünland war, ist jetzt Heide; den alten trockenen Rinnen entlang findet man beim Nachgraben zuweilen noch Reste von Erlenstöcken. Wo die Großvater noch Hechte fingen, kann jetzt kaum eine Kuh ihren Durst stillen. Wie sehr der Stand des Grundwassers gesunken, ohne daß Gräben, Drains oder dergl. im Spiele gewesen wären, darüber ließen sich noch manche Einzelheiten bringen. Lediglich mit der zu weit getriebenen Entwaldung hängen alle diese, in den Heiden wohl bekannten Erscheinungen zusammen.“

Von 1860 bis 1900 fanden großflächige Aufforstungen statt. Linde (1904) geht schon auf ihre Wirkung ein: „Allgemein ist in der Heide der Glaube verbreitet, daß durch die großen Aufforstungen der Regenfall reichlicher und die Trockenperioden kürzer geworden seien. Ob dies in Wahrheit der Fall ist,

kann noch nicht mit Sicherheit gesagt werden, da die Untersuchungen darüber noch nicht abgeschlossen sind. Dazu kommt noch etwas anderes. Der Boden im ganzen Gebiet ist äußerst durchlässig. Auch der stärkste Regen versickert meist spurlos nach kurzer Zeit. ... Die Verdunstung ist hier nur kurze Zeit nach dem Regen stark, dann muß sie, weil das Wasser im Boden versickert, gering sein. ... Daher kommt es hier weniger zur Tageswolkenbildung, ja man hat häufig bemerkt, daß die von Westen kommenden Wolkenmassen über der Heide aufgeschluckt werden.“

Damit hat Linde wohl einen entscheidenden Punkt getroffen. Die Verdunstung des nackten oder nur dürrig bewachsenen Bodens von Sandfeldern oder übernutzten Heideflächen ist sehr gering im Vergleich zu Wald oder Wiese, wo 60 bis 80 % des Niederschlags verdunsten (Baumgartner 1965, zit. bei Mitscherlich 1971). Und nackte oder kaum bewachsene Böden nahmen um die Mitte des 19. Jahrhunderts einen großen Teil der Heidegebiete ein. Allerdings scheint die Trockenheit in dem Zeitraum, den Peters und Burckhardt rückschauend betrachten, auch eine großräumige Erscheinung gewesen zu sein. Nach Glaser (2001) setzte – nach einem überdurchschnittlich niederschlagsreichen Jahrhundert – um 1740, stärker noch ab 1780, in Deutschland eine sehr trockene Periode ein, die erst um 1910 endete.

Die jährlichen Aufzeichnungen des Forstamts Sellhorn, die ab 1871 als „Hauptmerkbuch“ geführt wurden, enthalten im Zusammenhang mit dem Gedeihen der Forstkulturen auch Angaben zum jährlichen Witterungsverlauf. In den vier Jahrzehnten von 1871 bis 1910 wird aus 21 Jahren über Trockenheit berichtet. Extremjahre waren 1883: „im Mai, Juni, Juli 9 Wochen regen- und thaulos“, 1887: „lange Dürre im Frühjahr und Sommer, die Brunnen versiegten“, 1896: „große Sommertrocknis, 5 Wochen heiße Dürre“ und 1910: „monatelange entsetzliche Dürre, von Mai bis Oktober kaum Niederschläge“.

Die verschiedenen lokalen wie überregionalen Angaben lassen darauf schließen, daß die Niederschläge im Forstamtsgebiet Sellhorn im 20. Jahrhundert deutlich höher waren als im Jahrhundert davor.

4 Zusammenfassung

Auf der Basis vierzigjähriger Messungen darf man die mittleren Jahresniederschläge für das Waldgebiet des Forstamts Sellhorn in der Spanne von 780 mm (am Westrand) bis 880 mm (günstigste Lagen im Nordosten) ansetzen. Verschiedene lokale wie überregionale Angaben lassen darauf schließen, daß die Niederschläge im Forstamtsgebiet Sellhorn im 20. Jahrhundert deutlich höher waren als im Jahrhundert davor.

Vom mittleren Jahresniederschlag in Sellhorn entfallen 50 % auf die Vegetationszeit oder das Sommerhalbjahr (April–September), 43 % auf die forstliche Vegetationszeit (Mai–September). Die höchsten Regenmengen brachten früher Juli und August.

In jungerer Zeit haben sich die Niederschlagsmengen insgesamt und auch ihr Maximum zum Winter hin verlagert. Das Minimum lag und liegt in den Monaten Februar bis Mai (seit 1980 v.a. April und Mai).

5 Literatur

Burckhardt, H. (1872): Die Aufforstung der Heiden. Aus dem Walde III: 41–85.

Dammann, W. (1969): Physiologische Klimakarte Niedersachsens. N. Arch. Nds. 18/4: 287–298.

Deutscher Wetterdienst (1964): Klima-Atlas von Niedersachsen. – Offenburg.

Eichhorn, A. (1914): Klima. In: Benecke, O. & Th.: Lüneburger Heimatbuch: 222–250. – Bremen.

Geiger, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. – Braunschweig.

Glaser, R. (2001): Klimageschichte Mitteleuropas. 227 S. – Darmstadt.

Hellmann, G. (1913): Regenkarten der Provinzen Schleswig-Holstein und Hannover sowie von Oldenburg, Braunschweig, Hamburg, Bremen, Lübeck und vom Harz mit erläuterndem Text und Tabellen. 2. Aufl. 36 S. – Berlin.

Hoffmeister, J. (1930): Das Klima des Regierungsbezirks Lüneburg. In: Lohmann (Bearb.): Festschrift aus Anlaß des 100jährigen Bestehens des land- und forstwirtschaftlichen Provinzialvereins für das Fürstentum Lüneburg: 477–489. – Uelzen

Hoffmeister, J. & Schnelle, F. (1945): Klima-Atlas von Niedersachsen. – Oldenburg i.O.

Linde, R. (1904): Die Lüneburger Heide. 149 S. – Bielefeld u. Leipzig.

Olbricht, K. (1909): Grundlinien einer Landeskunde der Lüneburger Heide. 151 S. – Stuttgart.

Peters, W. (1862): Die Heidflächen Norddeutschlands. 150 S. – Hannover.

Wagner, H. (1937): Die Lüneburger Heide. 110 S. – Oldenburg i.O.

Anschrift der Verfasser

Dr. Udo Hanstein
Kastanienweg 16
D-29 640 Schneverdingen

Jann Wübbenhorst
Alfred Toepfer Akademie für
Naturschutz
Hof Möhr
29640 Schneverdingen
E-Mail:
Jann.Wuebbenhorst@nna.niedersachsen.de

Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

von Gisela Ernst(t) und Udo Hanstein

Wenn wir den Wald nur mit dem Maßstab seiner Gelderträge erfassen, nicht als Lebensgemeinschaft und als Schöpfungsgeheimnis, nicht in seiner Schönheit und seiner Symbolik oder als Ort der Märchen und der Inspiration für Dichtung und Kunst, bewegen wir uns auf einem unsäglich niedrigen, des menschlichen Geistes unwürdigen Niveau.

Vorbemerkung: Frau Gisela Ernst widmete dieser Untersuchung in den letzten Lebensjahren den größten Teil ihrer Arbeitskraft, sei es bei unermüdlicher Geländearbeit – mit immer neuer Freude am Wald –, sei es bei der nächtlichen Auswertung der Funde oder der Besprechung der Ergebnisse. Sie starb am 4. Februar 2001 nach schwerer Krankheit. Bis wenige Tage vor ihrem Tod hat sie sich mit diesem Manuskript beschäftigt.

Inhaltsverzeichnis			
1	Einleitung	30	3.9 Verteilungsmuster
2	Material und Methode	30	3.10 Artenzahl-Areal-Beziehung
2.1	Das Untersuchungsgebiet	30	4 Gefährdung der Arten und ihrer Lebensräume
2.2	Die Geschichte der Buchenwälder im Untersuchungsgebiet	32	4.1 Das Artenspektrum im Vergleich
2.3	Die Immissionsbelastung des Untersuchungsgebiets	33	4.2 Betrachtung der Waldgeschichte unter flechtenökologischen Gesichtspunkten
2.4	Die Untersuchungsflächen	33	4.3 Diskussion einiger Einflußgrößen
2.4.1	Historisch alte Wälder (Biototyp 1)	33	4.3.1 Biotopverlust und Verinselung
2.4.2	Bestände in historisch jungen Wäldern (Biototyp 2a)	33	4.3.2 Biotopkontinuität
2.4.3	Waldinnenränder in historisch jungen Wäldern (Biototyp 2b)	34	4.3.3 Klimafaktoren
2.4.4	Waldaußenränder an historisch jungen Wäldern (Biototyp 2c)	34	4.3.4 Substratangebot
2.4.5	Hofgehölze (Biototyp 3)	34	4.3.5 Luftverunreinigung
2.5	Die Untersuchungsmethode	35	4.3.6 Toxitoleranzenzeiger
2.5.1	Geländearbeit	35	4.3.7 Bewertung der Einflüsse
2.5.2	Notierungen	35	4.3.8 Wiederbesiedlung
2.5.3	<i>Cladonia</i> -Arten	35	5 Ein Schutzkonzept für epiphytische Flechten im Untersuchungsgebiet
2.6	Aussagekraft für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide	35	5.1 Notwendigkeit und praktische Möglichkeiten
3	Flechtenkundliche Ergebnisse	36	5.2 Exkurs zur besonderen Schutzwürdigkeit alter Buchenwälder
3.1	Übersicht über die Untersuchungsergebnisse	36	5.3 Schutzkonzept für alte Laubwälder
3.2	Vergleich der Biotypen	37	5.4 Naturwälder
3.3	Die historisch alten Wälder	42	5.5 Waldinnenränder
3.4	Literaturvergleich zu den Flechtenfloren historisch alter Wälder	43	5.6 Totholz
3.5	Alter und Lebensphase der Bestände	44	5.7 Hofgehölze
3.6	Die Rolle des Substrats	47	5.8 Nutzen des Schutzkonzepts für andere Arten
3.6.1	Buche und Eiche	47	6 Allgemeine Empfehlungen für den Schutz epiphytischer Flechten in den Wäldern des niedersächsischen Tieflands
3.6.2	Stiel- und Traubeneiche	48	6.1 Die Richtung der Waldentwicklung
3.6.3	Sonstige Baumarten	48	6.2 Zur Situation der Buchenwaldflechten
3.6.4	Funde an Totholz	49	6.2.1 Erforschung der Flechtenflora
3.6.5	Zur Bevorzugung mattsüchtiger Trägerbäume	49	6.2.2 Schutz flechtenreicher Buchenwälder
3.6.6	Individuelle Unterschiede der Trägerbäume	50	6.2.3 Sonstige Möglichkeiten zur Förderung der Buchenwaldflechten
3.7	Konkurrenz	50	7 Zusammenfassung
3.8	Verbreitung und Ausbreitung der Flechten im Forstamt Sellhorn	50	8 Literatur
			Anhang I: Kommentierte Artenliste
			Anhang II: Beschreibung der Untersuchungsflächen

Verzeichnis der Karten, Abbildungen, Photos, Zeichnungen, Tabellen und Abkürzungen

Karten	Seite	Tabellen	Seite
1 Lage des Untersuchungsgebiets und der Vergleichsgebiete in Deutschland	30	11a Arten, die nur an Eiche gefunden wurden	48
2 Lage der historisch alten Wälder und der Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet	31	11b Arten, überwiegend an Eiche	48
3 Verbreitung im Untersuchungsgebiet für 10 Arten, die als Kontinuitätszeiger gelten	51	12 Arten an Stiel- und Traubeneiche	48
4 Verbreitung im Untersuchungsgebiet für 10 Arten der historisch jungen Wälder u. d. Hofgehölze	52	13 Anzahl Arten in den 5 historisch alten Waldgebieten	60
5 Das Schutzkonzept für das Forstamt Sellhorn im Überblick	69	14 Aufteilung der Waldflechten nach Toxizitätstufen	62
		15 Gegen Luftverschmutzung empfindliche Arten	63
		16 Seltenheit, Gefährdung und Schutzbedarf für das örtliche Schutzkonzept	66
		17 Waldbestände mit Arten 1. u. 2. Schutzpriorität	68
		18 Flechten und Moose in reich besiedelten Flächen	71
		19 Altersklassenverteilung der Buche in den Landesforsten des niedersächsischen Tieflandes	72
Abbildungen		Abkürzungen	
1 Gefundene Arten, nach Rote-Liste-Kategorien, Trägerbaumarten und Biotoptypen geordnet	36	Trägerbäume:	
2 Anzahl Trägerbäume je Baumart	37	BA Bergahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	
3 Anzahl Trägerbäume je Biotoptyp	37	Bi Birke (Sand- u. Moorbirke, <i>Betula pendula</i> , <i>B. pubescens</i>)	
4 Dominanzkurven für die Biotoptypen 1 und 2a	42	B od. Bu Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	
5 Bestandesalter und Artenzahlen	46	E od. Ei Eiche (Stiel- u. Traubeneiche)	
6 Verteilungsmuster der Waldflechtenarten	54	Er Schwarzerle (<i>Alnus glutinosa</i>)	
7 Artenzahl-Areal-Beziehung	56	Es Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	
8 Entwicklungstendenzen einiger Biotopfaktoren	64	Fi Fichte (<i>Picea abies</i>)	
9 Altersverteilung der Buche im Forstamt Sellhorn	65	Hb Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	
10 Altersverteilung der Eiche im Forstamt Sellhorn	66	Ho Schwarzer Holunder (<i>Sambucus nigra</i>)	
		Hu Hülse, Stechpalme (<i>Ilex aquifolium</i>)	
		Ki Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	
		Li Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	
		Ob Obstbaum (Apfel, Birne, Zwetschge)	
		RE Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)	
		SA Spitzahorn (<i>Acer platanoides</i>)	
		StEi Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	
		Ta Weißtanne (<i>Abies alba</i>)	
		TrEi Traubeneiche (<i>Quercus petraea</i>)	
		V od. Va Varia, alle Gehölze außer Bu und Ei	
		Vo Vogelbeere, Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	
		Wa Wacholder (<i>Juniperus communis</i>)	
		Wn Walnuß (<i>Juglans regia</i>)	
Photos		Sonstige Abkürzungen:	
1 <i>Evernia prunastri</i> an Eiche	34	BT Biotoptyp	
2 Stammwunden an Eiche	34	h. a. W. historisch alter Wald	
3 Buche in der Zerfallsphase	35	h. j. W. historisch junger Wald	
4 Buche in der Zerfallsphase	35	Nds. Niedersachsen	
5 Fichten-Hochstumpf	49	nds. niedersächsisch	
6 Alteiche mit Krustenflechten	54	RL Rote Liste (wo nicht anders angegeben, ist die Rote Liste Nds. gemeint, Hauck 1992a u. 1996, mit Ergänzungen nach Rücksprache mit Hauck)	
7 <i>Usnea filipendula</i> an Eiche	62	TB Trägerbaum	
8 Buchenstamm mit Krustenflechten	72	UF Untersuchungsfläche	
		UG Untersuchungsgebiet	
		N, S, O, W Norden, Süden, Osten, Westen	
Zeichnungen			
1 <i>Cladonia pyxidata</i>	36		
2 <i>Pseudevernia furluracea</i>	49		
3 <i>Graphis scripta</i>	53		
4 Bartflechten	70		
Tabellen			
0 Waldentwicklung im Untersuchungsgebiet	32		
1 Liste aller Funde, geordnet nach Biotoptypen, Untersuchungsflächen und Trägerbaumarten	Anlage		
2 Zusammenfassung d. Funde nach Biotoptypen	Anlage		
3 Häufigkeit, Stetigkeit, Verbreitung, Toxizität	38		
4 Arten nach ihrem Vorkommen in den verschiedenen Biotoptypen geordnet	Anlage		
5 Vergleich der Flechtenfloren verschiedener Gebiete	39		
6a Artenzahlen der einzelnen Biotoptypen	42		
6b Gemeinsame Arten der Biotoptypen	42		
7 Zeigerarten für Waldkontinuität	44		
8 Flechtenflora der 5 historisch alten Waldgebiete	45		
9 Artenzahlen in den Beständen der Reifephase	47		
10a Arten, die nur an Buche gefunden wurden	47		
10b Arten, überwiegend an Buche	47		

1 Einleitung

Auf Wunsch des Niedersächsischen Forstamts Sellhorn begann G. Ernst 1989 mit der Erfassung epiphytischer Flechten in einigen Waldbeständen und Hofgehölen. Erste Ergebnisse wurden von Ernst (1996), Ernst (1997) und Vagts & Ernst (1997) veröffentlicht. In Absprache mit der oberen Naturschutzbehörde, dem Landesamt für Ökologie und der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz wurden die Untersuchungen ab 1997 auf weitere Flächen ausgedehnt und systematischer betrieben. Seitdem beteiligte sich U. Hanstein an den Arbeiten. In der vorliegenden Arbeit ist G. Ernst für die flechtenkundlichen, U. Hanstein für die waldkundlichen Aussagen verantwortlich.

Die Untersuchungen hatten vornehmlich die folgenden Ziele:

- einen Beitrag zur Flechtenflora des Norddeutschen Tieflandes zu liefern,
- die Kenntnis des Arteninventars im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide zu erweitern, dessen epiphytische Flechtenflora – bis auf erste Ansätze in jüngster Zeit (Ernst 1996 und 1997, Hauck 1995a) – noch nicht erforscht war,
- Fragen zur Biotopkontinuität, zur Habitat-Bindung und zur Ausbreitungspotenz waldbewohnender epiphytischer Flechten nachzugehen,
- Beziehungen zwischen Waldbewirtschaftung und Flechtenvorkommen aufzudecken
- und daraus Empfehlungen für den Flechtenschutz in der forstlichen Praxis abzuleiten.

2 Material und Methode

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist das Niedersächsische Forstamt Sellhorn, gelegen im Nordteil der zentralen Lüneburger Heide in den Landkreisen Soltau-Fallingb. und Harburg (Karte 1). Der 169 Meter hohe Wilseder Berg, um den sich die Waldflächen gruppieren, liegt 45 Kilometer Luftlinie südlich des Hamburger Rathauses. Die Bundesstraße 3 berührt das Gebiet im Westen, die Autobahn Hamburg–Hannover im Südosten. Die landeseigene Forstfläche von rund 52 Quadratkilometern verteilt sich auf zwei große und einen kleinen Komplex,



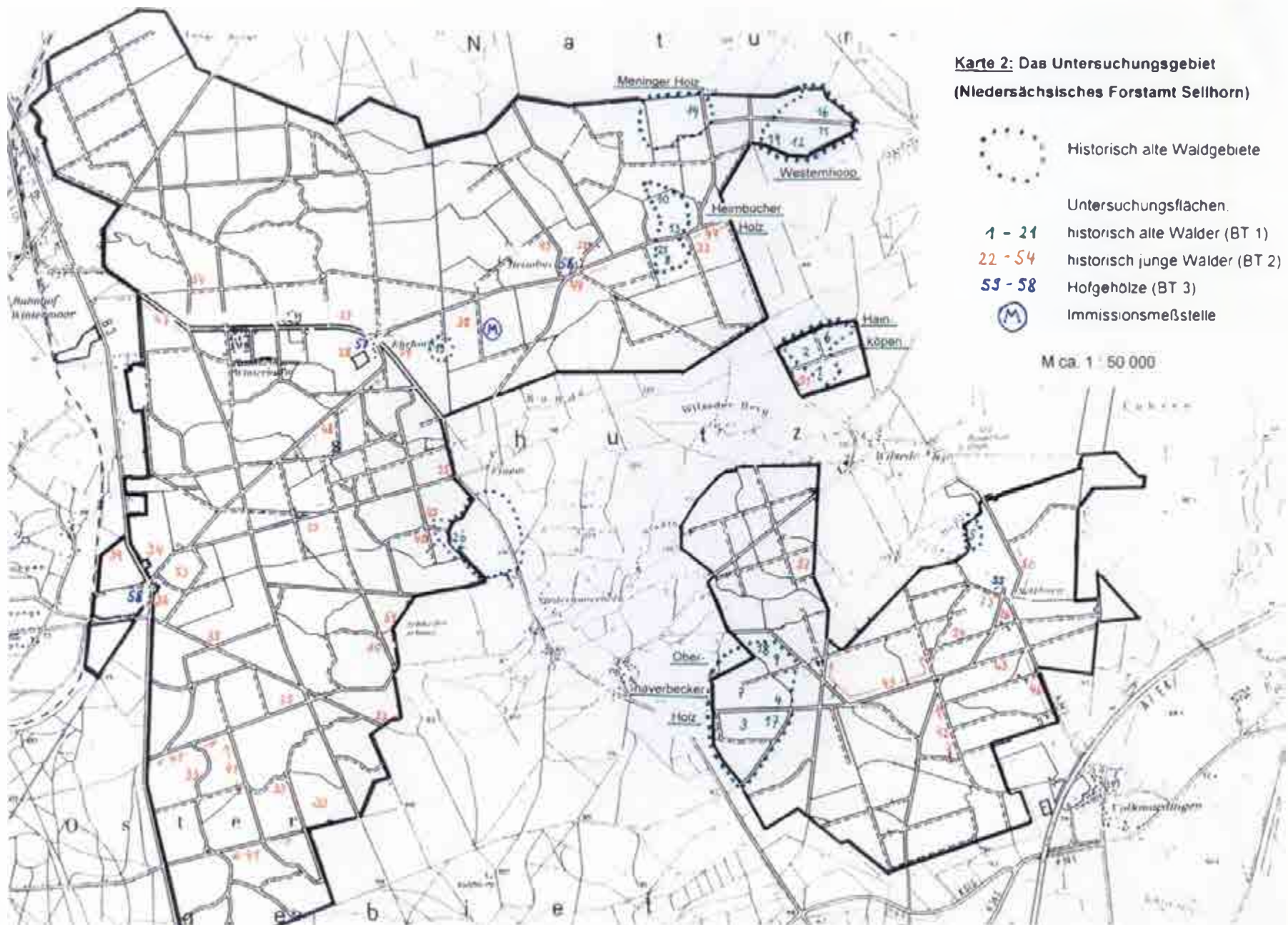
Karte 1: Die Lage des Untersuchungsgebiets und der auf Tabelle 5 zum Vergleich herangezogenen Waldgebiete in Deutschland

die durch offene Heidelandschaften getrennt sind (Karte 2, S. 31). Mit diesen gemeinsam bilden sie seit 1911 den zentralen Teil des inzwischen 234 Quadratkilometer großen Naturschutzgebiets Lüneburger Heide.

Die Wälder stocken teils auf ebenem, teils auf welligem oder hügeligem Gelände in 60 bis 160 Meter Höhe. Dabei kommen alle Expositionen vor. Nach der naturräumlichen Gliederung (Meisel 1964) fällt der größte Teil des Untersuchungsgebiets in die Haupteinheit Hohe Heide. Randgebiete werden im Westen der Wümmeniederung, im Südwesten der Sudheide zugeordnet. Die etwas abweichende Karte der forstlichen Wuchsgebiete (Niedersächsisches Forstplanungsamt 1991) weist fast die ganze Forstamtsfläche dem Wuchsbe-

zirk Hohe Heide zu. Dessen Westgrenze ist klimatisch und topographisch definiert, und zwar im wesentlichen als Regennengen- und Warmegrenze. Die östliche Hälfte des Forstamts- (und Untersuchungs-)gebiets gehört durch ihre Lage auf dem Wilseder Moränenrücken zum Teilwuchsbezirk Hochste Geest.

Die höher gelegenen zentralen Teile der Lüneburger Heide heben sich gegenüber den westlichen und östlichen Nachbarlandschaften durch ihre orographisch-klimatischen Besonderheiten deutlich ab. Ihr Regionalklima wird als „kleines Berglandklima“ bezeichnet. Der Regenstau durch den Moränenzug des Wilseder Berges bewirkt im Untersuchungsgebiet durchschnittliche Jahresniederschläge zwischen 780



und 880 mm je nach orographischer Lage (Hanstein & Wübbenhorst 2001, in diesem Heft). Die mittlere Jahrestemperatur ist rund ein Grad niedriger als in der tiefer liegenden Umgebung (Deutscher Wetterdienst 1964). Generell sind hier epiphytische Flechten durch ein feucht-kühles Klima begünstigt. Die Moosflora enthält nach Koperski (1988) einen hohen Anteil montaner und borealer Arten.

Das Untersuchungsgebiet bildet zusammen mit den nördlich angrenzenden Wäldern das nordwestlichste große Waldgebiet der waldreichen Lüneburger Heide gegenüber den waldarmen Nachbarlandschaften (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998a). Zugleich gehört es – vom Südwestteil abgesehen – zu den unzerschnittenen verkehrssarmen Räumen in Niedersachsen (Schupp 1991).

Das Forstamt Sellhorn ist ein typisches Heide-Aufforstungsrevier (Hanstein 1997). Nur 4 % (rund 200 ha) seiner heutigen Waldfläche sind alte Waldboden mit autochthonen Resten von bodensauren Tiefland-Buchenwäldern als der zonalen Vegetation. Dieser Waldtyp ist extrem selten geworden und nach Schmidt (1997) in Schutzgebieten ungenügend repräsentiert. Alles übrige sind nach 1800, im wesentlichen erst von 1840 bis 1900 mit Kiefern und Fichten wiederbewaldete Sandwehen und Heiden sowie einige mit Stieleiche aufgeforstete Äcker.

2.2 Die Geschichte der Buchenwälder im Untersuchungsgebiet

Die beherrschende Rolle der Buche in den Terminalstadien der Waldsukzession in vormittelalterlicher Zeit hat Leuschner (1994) für die Sandboden der Lüneburger Heide allgemein beschrieben. Speziell für das Untersuchungsgebiet geben uns die pollenanalytischen Untersuchungen von Becker (1995) an benachbarten Kleinmooren Einblick in die frühe Geschichte der Buchenwälder. Seit der Jungsteinzeit hatte der Mensch die von Eichen beherrschten Wälder beeinflusst und zurückgedrängt. Von der vorchristlichen Eisenzeit bis zum Beginn des Mittelalters gewannen die Wälder wieder an Fläche, anthropo-zoogene Heideflächen spielten nur eine geringe Rolle. Die Massenausbreitung der Buche

vollzog sich um 1000 v. Chr. (Becker 1995). Die Buche erreichte nun ein erstes Maximum und übertraf stellenweise die Eiche in den Baumpollenanteilen (Becker 1995). Man darf sich das Untersuchungsgebiet in diesen Epochen mit ziemlich geschlossenen Wäldern vorstellen, was auch mit dem Fehlen von archäologischen Siedlungsnachweisen übereinstimmt (Voss 1967, Thieme 1984). Erst im frühen Mittelalter setzte eine starke und anhaltende Verdrängung des Waldes zugunsten der Heide ein (Becker 1995). Diese Entwaldung scheint gerade auf den Sandböden in den rings um den Wilseder Berg gelegenen Teilen der Zentralheide besonders früh und gründlich abgelaufen zu sein. Beim Eintritt in das Licht der Geschichte um 1600/1650 zeigen sich die Wälder des Untersuchungsgebiets nur noch als kleine zerstückelte Reste (Schade 1960, Barenscheer 1967). Die besonders frühe und starke Entwaldung der Zentralheide um den Wilseder Berg wird auch durch das frühe und ausgeprägte Auftreten von Dünenfeldern bestätigt. Bei Ehrhorn, mitten im heutigen großen Waldkomplex, verursachten Sandverwehungen schon um 1550 große Schäden (Müller & Hanstein 1998).

In der weiteren Umgebung dagegen wurden große zusammenhängende Wälder erst im 17. und 18. Jahrhundert zerstört, z.B. Druhwald und Raubkammer (Schade 1960, Zimmermann 1908). Der östlich benachbarte Garlstorfer Wald blieb in erheblichem Umfang erhalten.

Im Jahre 1824, vor der Neuordnung der Rechts- und Eigentumsverhältnisse in den Wäldern des Untersuchungsgebiets, bestanden die „Haverbecker und Undelohrer Holzungen“ aus 20 Waldinseln mit zusammen 377 Hektar Wald, deren Größe zwischen 1,4 und 84 Hektar variierte (Tempel 1993).

Die Buche, die vorübergehend zugunsten der Eiche zurückgedrängt war, erreichte zur Zeit der mittelalterlichen Wüstungsperiode innerhalb der verbliebenen Waldreste wieder die Vorherrschaft (Becker 1995) und behielt sie bis in das 19. Jahrhundert (Tempel 1993).

Der Holzvorrat dieser Wälder war schon um 1650 (Schade 1960) nicht befriedigend und wurde es bis 1850 (Tempel 1993) immer weniger. Durch Übernutzung, Waldweide, Streu- und Plaggennutzung waren die Wälder stark verlichtet und mit Heideblößen durchsetzt. Es fehlte vor allem an älteren und starken Bäumen. Ab 1850 trat mit geregelter Forstwirtschaft und Heideaufforstung die Wende ein (Hanstein 1997). Die weitere Entwicklung ist in Tabelle 0 zusammengestellt.

Die bestockte Waldfläche ist von 1823 bis heute von rund 200 Hektar auf knapp 5000 Hektar – fast auf das 25fache – angewachsen! 1744 und 1823 verteilte sich die ohnehin geringe Fläche auf sieben durch Heide oder Flugsandfelder voneinander getrennte Waldreste, fünf größere zwischen 23 und 64 ha und zwei kleine zu 3,3 und 2,3 ha. Bis 1744 handelte es sich um rei-

Tab. 0. Änderung der Waldverhältnisse im heutigen Forstamt Sellhorn von 1744 bis 1998 und Fortschreibung bis 2040. Die Angaben für 1744 u. 1823 basieren auf Untersuchungen von Tempel (1993), in denen insbesondere die Forstbereitungsprotokolle von 1744 und die Generalteilungsverhandlungen und -karten von 1823/28 ausgewertet wurden, im übrigen auf den Forsteinrichtungswerken des Forstamtes Sellhorn aus den Jahren 1879, 1922, 1958/59 und 1998, z. T. auf die heutige Forstamtsfläche umgerechnet. Die Zahlen für das Jahr 2040 wurden nach der langfristigen Konzeption für das Forstamt geschätzt. Die Flächenangaben beziehen sich auf Hauptbestand und Nachwuchs, das Verhältnis Buche:Eiche nur auf den Hauptbestand.

		1744	1823	1879	1922	1958/59	1998	2040
Waldfläche	ha	rd. 200	rd. 200	2800	4850	4930	4933	4950
davon Buche/Eiche	ha	rd. 180	170	90	164	230	730	1500
davon über 100jähr.	ha	kaum	35	30	25	82	228	240
davon über 140jähr.	ha	0	2	0	8	20	80	180
davon über 200jähr.	ha	0	0	0	0	0	13	15
durchschn. Vorrat je ha Waldfläche	Fm	40–50				140	200	250
Verhältnis Buche : Eiche			80:20	60:40	40:60	33:67	34:66	60:40

nen Laubwald aus überwiegend Buche, dann wurden die ersten Blößen mit Fichten, später auch mit Kiefern aufgeforstet. Der Anteil an Althölzern war auch in den alten Zeiten sehr gering. Von den über 100jährigen Beständen entfielen 1823 rund 90 % auf die Buche (Tempel 1993).

2.3 Die Immissionsbelastung des Untersuchungsgebiets

Innerhalb Deutschlands gehört das Untersuchungsgebiet zu einer relativ gering belasteten Region. Auf den Karten der Waldschäden (Umweltbundesamt 1986, 1997) erscheint das ostniedersächsische Tiefland von 1983 bis 1995 jeweils in der niedrigsten oder zweitniedrigsten Stufe. Dies gilt auch für die SO_2 -Belastung, die für dieses Wuchsgebiet für 1985 mit 25–50 kg/ha, seit 1990 mit über 25 kg/ha angegeben wird.

Die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt unterhält im Untersuchungsgebiet (in unserer Untersuchungsfläche 38) in einem Eichenbestand die Dauerbeobachtungs- und Stoffbilanzfläche „Ehrhorn-Eiche“ (Meesenburg et al. 2001, in diesem Heft). Von ihr liegen seit 1980 Depositionsdaten vor. Danach hat der Schwefeleintrag dort seinen Höhepunkt um oder kurz vor 1980 gehabt. Zu Beginn der 80er Jahre lag die Gesamtd deposition an $\text{SO}_4\text{-S}$ in diesem Eichenbestand um 20 kg/ha und fiel signifikant auf Werte um 10 kg/ha in den Jahren 1997/98. Die jährlichen Stickstoffeinträge ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) lagen dagegen während dieses Zeitraums ziemlich gleichbleibend um 25 kg/ha. Im Vergleich mit anderen niedersächsischen Meßstellen liegt die Station Ehrhorn auch bei den Stickstoffeinträgen unter dem Durchschnitt (Meesenburg et al. 1998).

2.4 Die Untersuchungsflächen

In die Untersuchung wurden fast alle über 140 Jahre alten Buchen- und Eichenbestände des Forstamts Sellhorn einbezogen, dazu ein großer Teil der 100- bis 140jährigen Bestände dieser Baumarten, besonders wo sie zum Vergleich zwischen altem Waldboden und Heideaufforstungen oder zum Studium der Ausbreitung der epiphytischen Flechten geeignet erschienen, z.B. weil sie an ältere Bestände angrenzen. Es kam uns darauf an, die älteren Buchen

möglichst vollständig zu erfassen, da zum einen Buchenwälder als die natürliche Vegetation auf den betreffenden Standorten gelten (Heinken 1996), zum anderen die Forstverwaltung eine starke Ausweitung der Buchenfläche zu Lasten des Nadelwaldes in Angriff genommen hat und sich schließlich einige vielversprechende Buchenalthölzer in der Alters- und Zerfallsphase zur Untersuchung anboten. Die Untersuchung erstreckt sich auch auf vier von Wald umgebene Hofgehölze.

Am Gesamtareal aller Untersuchungsflächen von 120 ha haben Buche und Eiche mit je rund 55 ha gleiche Anteile, circa 10 ha entfallen auf sonstige Baumarten.

Insgesamt wurden 58 Flächen mit zusammen 120 ha (1,2 qkm) bearbeitet. Ihre Lage im Forstamt Sellhorn zeigt Karte 2. Der Kopf der Tabelle 1 (Anlage) gibt Auskunft über Alter, Baumartenzusammensetzung, Größe, Exposition und Bodendeckung der Untersuchungsflächen. Kurze Beschreibungen derselben finden sich im Anhang II. Wir teilen die Untersuchungsflächen nach walddgeschichtlichen und flechtenökologischen Gesichtspunkten in fünf Biotoptypen ein (wobei wir diesen Begriff nicht im Sinne des Biotoptypenschlüssels des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Drachenfels 1994, verwenden):

2.4.1 Historisch alte Wälder (Biotoptyp 1)

Als „historisch alte Wälder“ (vgl. Anonymus 1994 und Wulf 1994, gleichbedeutend mit „Altwälder“ bei Härdtle & Westphal 1998) bezeichnen wir alle Örtlichkeiten, die in der Kurhannoverschen Karte von 1776 (Nieders. Landesverwaltungsamt 1960) und der sehr genauen „Karte der königlichen Interessentenforsten des Undeloher Forstbeganges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel“ von 1823 (Nds. Staatsarchiv Hannover 32n Undeloh) als Wald dargestellt waren. Zu dieser Zeit hatte das Waldareal im Untersuchungsgebiet nahezu seinen Tiefpunkt erreicht. Auf Grund älterer Beschreibungen kann ziemlich sicher angenommen werden, daß diese Flächen mindestens auch in den rund 150 Jahren davor – d.h. seit dem Ende des 30jährigen Krieges – als Wald – im weitesten Sinne des Begriffes – bestanden hatten und die zusammenge schrumpften Reste von bis zum frü-

hen Mittelalter wesentlich ausgedehnteren, buchenreichen Wäldern darstellten. Die Einstufung als historisch alter Wald schließt aber den Kahlschlag oder die Umwandlung in Nadelwald nicht aus. In manchen Fällen war die Waldkontinuität für kürzere Zeit unterbrochen (Naheres in den Einzelbeschreibungen, Anhang II).

Die untersuchten Bestände dieses Biotoptyps bestehen zu 60 bis 100 % aus Buchen und Eichen. Bei den letzteren handelt es sich auf alten Waldböden durchgehend um Traubeneiche (*Quercus petraea*), die als autochthon gilt, in früheren Epochen allerdings vom Menschen gegenüber der Buche begünstigt wurde. Die heidetypischen Traubeneichen tragen – ebenso wie die süd-schwedischen (Arup 1997a) – häufig eine relativ feinschuppige, leicht abschulfernde Borke, wodurch sie sich in ihrer Eigenschaft als Flechtenträger von den im Alter meist grob und tiefrissig beborkten Stieleichen (*Quercus robur*) unterscheiden (vgl. 3.6.2). Auch Zimmermann (1991) nennt feinrindige Schafte als typisches Merkmal der Traubeneichen in der Lüneburger Heide.

Zu diesem Biotoptyp gehören 21 Untersuchungsflächen mit zusammen rund 65 ha (bei einer Größenspanne von 0,4–12,0 ha). Davon hält die Buche 60 %, die Eiche 34 %, andere Baumarten 6 %. Die Buchenanteile fallen fast ganz in die Bestände von 140 Jahren aufwärts, die jüngeren bestehen überwiegend aus Eichen.

2.4.2 Bestände in historisch jungen Wäldern (Biotoptyp 2a)

Wir wählen den Begriff „historisch junge Wälder“, um den Gegensatz zum vorgenannten Biotoptyp deutlich zu machen und um Verwechslungen mit dem Bestandesalter zu vermeiden. Bei diesem und den beiden folgenden Biotoptypen handelt es sich meistens um Bestände der ersten Generation, die durch Aufforstungen von Sandflächen, Heiden oder Äckern entstanden sind. Wenige Flächen – vor allem Sanddünen – wurden schon zu Beginn des 19. Jahrhunderts wieder bewaldet, der größte Teil zwischen 1840 und 1900. Die typische Aufforstungsbaumart war die Kiefer, häufig wurde die Fichte eingemischt. Äcker wurden mit Stieleichen bewaldet, deren Saatgut wahrschein-

lich größtenteils aus dem Fernhandel stammte. Die in diesem Biotyp vor kommenden Traubeneichen entwickelten sich – zunächst ohne forstliche Absicht – aus abgeräumten krüppelhaften Eichenstübbüschen, den letzten autochthonen Waldresten auf den Heiden. Deren Stockausschläge wuchsen in den Kiefernauflösungen mit und wurden später in die Bewirtschaftung übernommen.

Die ältesten Untersuchungsflächen dieses Biotyps genügen zwar nicht der Definition für historisch alten Wald, besitzen aber doch schon eine über das Bestandesalter hinausgehende Geholztradition, die bis in die Zeit der kurhanoverschen Landesaufnahme zurückreicht. Einige der historisch jungen Wälder haben direkten Anschluß an benachbarte historisch alte Wälder. Alle liegen jetzt in großen geschlossenen Waldkomplexen, in denen Kiefern oder Fichten vorherrschen.

Auf diesen Biotyp entfallen 19 Untersuchungsflächen mit insgesamt rund 41 ha (Größenspanne 0,2–7,7 ha). Der Buchenanteil beträgt hier nur 36 %, neben 53 % Eiche und 11 % sonstigen Baumarten.

2.4.3 Waldinnenrand in historisch jungen Wäldern (Biotyp 2b)

Bei den Heideaufforstungen mit Nadelwald war es üblich, längs der Wege und Einteilungslinien Säume von Laubbäumen zu pflanzen, selten mit Buchen oder Traubeneichen, häufig mit Stieleichen oder Birken (Titelbild dieses Heftes). Diese mittlerweile 100- bis 130jährigen Streifen blieben auch bei der Verjüngung der nachgelagerten Bestände erhalten und wurden von bedrangenden Nadelbäumen planmäßig freigestellt. Sie stellen einen wesentlichen Anteil des im Forstamt Sellhorn vorhandenen älteren Laubholzes. In manchen Revieren bilden sie ein grobmaschiges Netz, das möglicherweise als Stütze und als Verbreitungsweg epiphytischer Flechtenpopulationen eine Rolle spielen könnte, zumal hier auch krumme und schiefe, nicht nutzholztaugliche Wuchsformen und anbrüchige Bäume geduldet wurden und werden (Photos 2 u. 7, S. 34 u. 62).

Kleinklimatisch unterscheiden sich die Innenränder von den Beständen durch höheren Lichtgenuß und stärkere

Luftbewegung. Die meisten dieser Innenränder begleiten Waldwege, die von Kraftfahrzeugen des Forstbetriebs, streckenweise auch von Pferdekutschen und Reitern benutzt werden. In langen Trockenzeiten wird viel Staub aufgewirbelt, der mineralischen (vom Lehm kies der Wegedecke) und organischen (Humus und Pferdekot) Ursprungs sein, sich in der rauen Birken- oder Eichenborke ablagern und zur Eutrophierung führen kann.

In diesem Biotyp wurden neun Flächen mit zusammen 9,1 ha bearbeitet. (Die Flächenangabe ist wegen der schmalen Linienstrukturen problematisch.) Die Buche ist hier nur mit 14 %, die Eichenarten sind mit 76 % beteiligt, der Rest entfällt hauptsächlich auf Birken.

2.4.4 Waldaußenrand an historisch jungen Wäldern (Biotyp 2c)

Wegen des gegenüber dem vorigen Biotyp noch stärkeren Einflusses des Freilandklimas wurden die Waldaußenränder abgetrennt. Es sind fünf Untersuchungsflächen mit zusammen rund 2,0 ha. Hier dominiert die Stieleiche, Buchen kommen nicht vor. (Photo 1)



Photo 1: Zu den häufigen Strauchflechten gehört die Pflaumenflechte *Evernia prunastri*, hier als dichter Pelz an einem Stieleichenstamm am Waldaußenrand (Untersuchungsfläche 53). Photo U. Hanstein.

2.4.5 Hofgehölze (Biotyp 3)

Die vier untersuchten Hofgehölze umgeben mindestens 600 Jahre alte Wohnstätten, die früher als Bauernhöfe – wahrscheinlich immer von kleinen Schutzgehölzen aus Eichen, möglicherweise auch Buchen umgeben – in der freien Heide lagen. Drei von ihnen werden seit rund 130 Jahren als Forstgehölze genutzt. Alle vier sind von den seitdem herangewachsenen großflächigen Heideaufforstungen umschlossen. Die Hofgehölze enthalten freistehende, z.T. über 200 Jahre alte starke Einzelbäume und Baumgruppen aus Stieleichen und einer größeren Vielfalt an weiteren heimischen und fremdländischen Waldbaumarten, ferner Obstbäume, Holundersträucher und Hainbuchenhecken, sind also in Struktur und Gehölzzusammensetzung nicht walddtypisch.

Von Kleintierhaltung abgesehen, findet auf diesen Gehölzen seit Jahrzehnten keine Landwirtschaft mehr statt, so daß die für den neuzeitlichen Agrarbetrieb typischen Emissionen fehlen.

Die Fläche der Hofgehölze wird mit insgesamt 3,8 ha eingeschätzt.



Photo 2: An schwachwüchsigen, unterdrückten Bäumen und auf dem hartgetrockneten Holz rindenloser Stammwunden wachsen oft ganz unauffällige seltene Krustenflechten. Photo U. Hanstein.

2.5 Die Untersuchungsmethode

2.5.1 Geländearbeit

Die Geländearbeit wurde in den Jahren 1989 bis 2000 – mit dem Schwerpunkt 1997/98 – an insgesamt rund 80 Tagen durchgeführt (die Voruntersuchungen nicht mitgerechnet). Untersuchungsflächen, deren Flechtenflora wenig interessant erschien, wurden seltener begangen als solche, die nach ihrer Struktur und den ersten Funden mehr versprachen. Gelegentlich wurden gezielte Nachsuchen durchgeführt. Die Zahl der Begehungen in den einzelnen Untersuchungsflächen ist in Tabelle 1 vermerkt.

Da das Ziel der Untersuchung nicht die Bestimmung der Luftgüte, sondern die Erforschung der epiphytischen Flechtenvegetation in Abhängigkeit von verschiedenen Standortfaktoren war, wurden sehr viele Bäume aufgesucht, in lohnenden Untersuchungsflächen möglichst alle. Krumm gewachsene Bäume, Stämme mit Wunden, Rillen oder Höhlungen, Zwiesel, sterbende und tote sowie auffallend schwachwüchsige Bäume wurden besonders gründlich abgesucht (Photos 2, 3 u. 4). Die hellen Lager mancher Krustenflechten machten oft auf vielversprechende Trägerbäume aufmerksam (Photos 6 u. 8, S. 54 u. 72). Die meistens durch Windbruch entstandenen Hochstümpfe (Photo 5, S. 49) wurden einbezogen, nicht dagegen die flachen Baumstubben aus dem Forstbetrieb. Hölzerne Pfähle und Pfosten im Wald wurden zum stehenden Totholz gezählt. Epigäische und epilithische Arten wurden nicht notiert.

Die Stämme wurden vom Stammfuß einschließlich der Wurzelanläufe bis in etwa 1,80 m Höhe abgesucht, nur ausnahmsweise mit der Leiter bis rund 4 m Höhe. Herabreichende und abgefallene Äste wurden ebenso betrachtet wie die Kronen gestürzter oder gefällter Bäume. Wenn Bestände nur teilweise begangen wurden, ist die Größenangabe der Untersuchungsfläche entsprechend reduziert.

2.5.2 Notierungen

Die Nomenklatur folgt Wirth (1995). Notiert wurden die Flechtenarten und die Trägerbaumarten, in der Regel – außer bei den sehr allgemeinen Arten – auch die Anzahl der Trägerbäume (TB),



Photos 3 u. 4: Vielfältig ist das Habitatangebot in der Zerfallsphase der Buchen, auf alternder Rinde, auf hartem oder weichfaulem Holz, im Licht oder Schatten, an beregneten oder trockenen Stellen (Untersuchungsfläche 1). Photos G. Ernst.

nicht jedoch die Anzahl der Lager je Trägerbaum. Mit der Anzahl der Funde ist also – wenn nicht im Einzelfall anders erklärt – immer die Anzahl der Trägerbäume gemeint.

Die in den Tabellen genannten Trägerbaumsommen übersteigen die Zahlen der erfolgreich untersuchten Bäume, da ein Trägerbaum häufig mehrere Flechtenarten trägt. (Nur in der Untersuchungsfläche 1 wurde zusätzlich der Flechtenbewuchs einzelner Stämme nach Artenzusammensetzung und Größe der Lager aufgeschrieben, z.T. auch abgezeichnet, um seine Entwicklung in den nächsten Jahren verfolgen zu können.) Bäume, die flechtenfrei waren oder nur *Lecanora conizaeoides* oder *Lepraria incana* trugen, wurden nicht notiert. Dies hatte jedoch zu einer Charakterisierung der Untersuchungsflächen beitragen können.

Lepraria incana und *Lecanora conizaeoides* sind in jeder Untersuchungsfläche zu finden, wenn auch in unterschiedlicher Häufigkeit, *L. incana* an den Stämmen, *L. conizaeoides* wenigstens an den Ästen.

Die Bodendeckung durch eine Kraut- oder Strauchschicht als Hinweis auf die Lichtverhältnisse im unteren Stammraum wurde nur grob eingeschätzt, zumal sie auch innerhalb eines Bestandes oft stark variiert

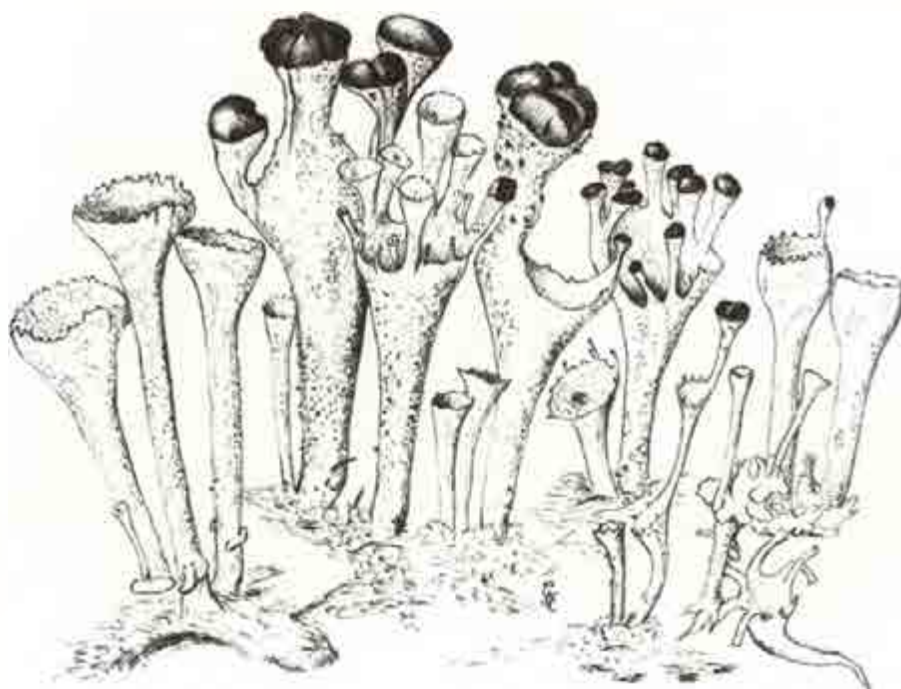
2.5.3 *Cladonia*-Arten

Die Becherflechten (Gattung *Cladonia*) wurden beachtet, jedoch nicht vollständig aufgenommen. Sie sind in Tabelle 1 enthalten, aber nicht in die weiteren Berechnungen eingegangen. Cladonien bevorzugen, vom Erdboden oder anliegenden Totholz ausgehend, mit gleitendem Übergang die Stammfüße. Sie besiedeln gern auch schräge oder liegende Stämme und dicke Äste. An den stehenden Stämmen wurden keine anderen *Cladonia*-Arten gefunden als am liegenden Totholz, auf dem sie aber i. d. R. reichlicher auftreten.

2.6 Aussagekraft für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

Unser Untersuchungsgebiet deckt von den rund 14000 ha Wald im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide knapp 5000 ha (rund 35 %) ab. Von dem wichtigen Biotoptyp der über 100jährigen Laubwaldbestände in historisch alten Wäldern wird etwa die Hälfte durch unsere Untersuchungsflächen erfaßt. Weitere Bestände dieses Typs finden sich vor allem im Eigentum des Vereins Naturschutzpark, dort sind allerdings nur wenige älter als 140 Jahre.

Über 100jährige Laubwaldbestände aus Acker- und Heideaufforstung dürf-



Zeichnung 1: *Cladonia pyxidata* – Becherflechte: Besonders häufig am Stammfuß. Zeichnung G. Ernst.

ten sich in den übrigen Teilen des Naturschutzgebietes nur wenige finden, da zunächst in dieser Region fast nur vom Staat, erst ab der Wende zum 20. Jahrhundert auch von Privateigentümern aufgeforstet wurde (Hanstein 1997).

Hofgehölze mit alten Laubbaumen existieren dagegen in weit größerer Zahl und unterschiedlicher Lage zum geschlossenen Wald, im Besitz des Vereins Naturschutzpark allein 50 ha, dazu weitere im Privatbesitz.

Für die im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide vorherrschenden Nadelwälder ist diese Untersuchung nicht repräsentativ, auch wenn die in den Untersuchungsflächen beigemischten Nadelbäume mit abgesucht wurden.

3 Flechtenkundliche Ergebnisse

3.1 Übersicht über die Untersuchungsergebnisse

Auf den Untersuchungsflächen wurden insgesamt 103 epiphytische Flechtenarten notiert, von denen 68 in Niedersachsen auf der Roten Liste stehen, ferner elf Arten der Gattung *Cladonia* (253). Eine 104. Art – *Parmelia ernstii* FEUERER & THELL ined. – wurde erst nach Abschluß unserer Untersuchungen beschrieben und von *Parmelia saxatilis*

abgetrennt. Sie ist in den Tabellen und Auswertungen nicht enthalten (Naheres s. Anhang I). Die Verteilung der insgesamt 5610 Funde auf die 58 Untersuchungsflächen und auf die Trägerbaumarten (Buche, Eiche, andere Baumarten) zeigt Tabelle 1. (Sie befindet sich zusammen mit den Tabellen 2 und 4 als Anlage in der Tasche im hinteren Einbanddeckel). Eine kommentierte Liste aller im

Untersuchungsgebiet gefundenen Arten bringen wir als Anhang I.

Wie sich die Funde auf die fünf Biotoptypen und innerhalb dieser auf die Baumarten verteilen, zeigen Tabelle 2 und – in anderer Aufbereitung – Tabelle 4. Zwölf Arten wurden ausschließlich in den historisch alten Wäldern notiert, acht von ihnen nur in je einer Untersuchungsfläche. Acht Arten fanden wir nur in den historisch jungen Wäldern (einschließlich der Innenränder), eine Art nur am Waldaußenrand, drei Arten nur in den Hofgehölsen. Keine Art kam ausschließlich an den Waldinnenrändern vor. 22 Arten siedeln in allen fünf Biotoptypen.

Auf Buchen (1520 Trägersäume; immer ohne Berücksichtigung derjenigen mit *Lecanora conizaeoides* und *Lepraria incana*) wurden 66 Flechtenarten, auf Eichen (3340 Trägersäume) 73 und auf anderen Baumarten oder unbestimmtem Totholz (750 Trägersäume) 70 Arten notiert, davon auf Nadelbäumen (110 Trägersäume; Kiefer, Fichte, besonders stehendes Totholz) 22 Arten. Ausschließlich wuchsen auf Buche 12, auf Eiche 13, auf anderen Baumarten 8 (davon nur auf Fichte 1) und nur auf Totholz 10 Arten. Bemerkenswert ist der hohe Anteil von Rote-Liste-Arten an der Buche, nämlich 40 % der Funde. Buchenbestände spielen im Untersuchungsgebiet als Flechtenlebensräume eine besondere Rolle.

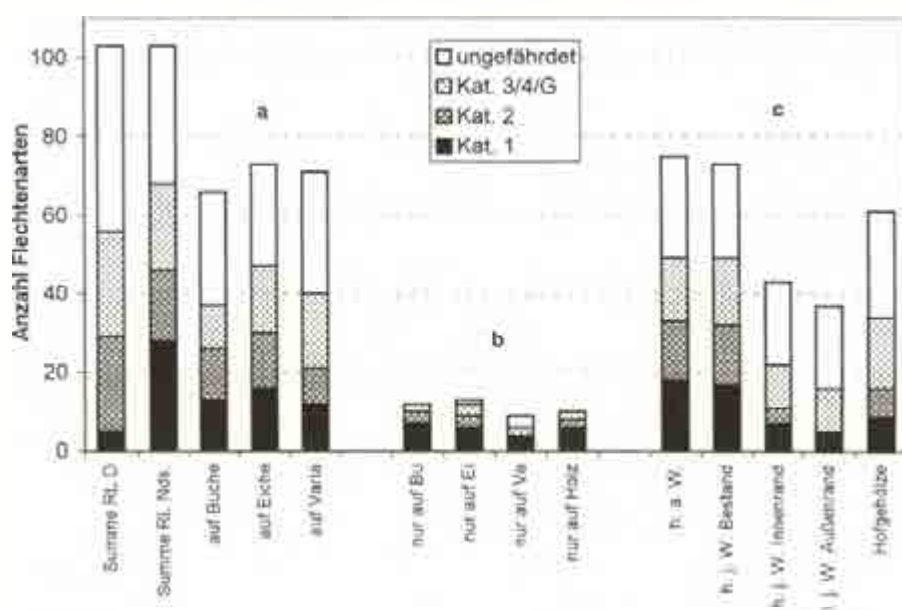


Abb. 1: Anzahl Flechtenarten (ohne Gattung *Cladonia*) im Untersuchungsgebiet, getrennt nach Rote-Liste-Kategorien; a) je Trägerbaumart, b) ausschließlich auf bestimmter Trägerbaumart, c) je Biotoptyp (außer erster Säule immer Rote Liste Niedersachsen).

Die Abbildungen 1–3 zeigen die Unterschiede im Flechtenbestand der Biotoptypen und Trägerbaumarten mit Angabe der Rote-Liste-Kategorien. Die Besprechung der Biotoptypen folgt in 3.2 und 3.3, die der Baumarten in 3.6.

Eine Übersicht über die Häufigkeit und Stetigkeit der Flechtenarten gibt Tabelle 3 (S. 38/39). Von den insgesamt 103 Arten (ohne Cladonien) wurde eine große Anzahl nur einmal oder wenige Male gefunden: 14 Arten je einmal, 5 Arten zweimal, 5 Arten dreimal, 8 Arten viermal, 7 Arten fünfmal, d.s. 40 Arten (= 38 %), die weniger als sechsmal notiert wurden. 25 dieser Arten gelten in Niedersachsen als gefährdet (Hauck

1992a). Fünf weitere (*Chaenotheca brachypoda*, *Ch. chlorella*, *Ch. xyloxena*, *Loxospora elatina* und *Scoliciosporum sarothamni*) sowie *Anisomeridium nysaegenum* (mit 6 Funden) fehlen in der Roten Liste Flechten von Niedersachsen (Hauck 1992a), da bis dahin keine Funde aus dem Bundesland bekannt geworden waren. *Pachyphiale carneola*, *Lecanora allophana* und *Porina leptalea* galten im ganzen Lande, *Chaenotheca stemonea* und *Mycocalicium subtile* im niedersächsischen Tiefland als verschollen (Hauck 1996).

Nur 18 Arten (= 17 %) wurden an jeweils mehr als hundert Trägerbäumen gefunden, unter ihnen sechs Rote-Liste-Arten.

Tabelle 3 enthält ferner eine Einteilung der Arten in solche, deren Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern liegt (im folgenden „Waldflechtenarten“ oder kurz „Waldarten“ genannt), und solche, die ebenso oder überwiegend außerhalb geschlossener Wälder angetroffen werden. Die Einteilung stützt sich auf Angaben bei Wirth (1995) und Hauck (1996) sowie eigene regionalen Erfahrungen (Ernst 1997). Von den 103 notierten Arten haben wir 71 als Waldarten eingestuft. – Schließlich finden sich kurze Anmerkungen zum örtlichen Vorkommen der Arten.

Die nationale Bedeutung unseres Untersuchungsgebiets wird im Vergleich der Artenlisten aus zwölf weiteren Gebieten in Niedersachsen, im südlichen Holstein, auf dem Darß, im Steigerwald und im Siebengebirge erkennbar (Tab. 5, S. 39/41, Karte 1). In kaum einem anderen Gebiet wird die hier notierte Artenzahl erreicht. Sieben Arten wurden nur im hiesigen Untersuchungsgebiet gefunden.

3.2 Vergleich der Biotoptypen

Eine schon am Anfang unserer Untersuchung gestellte Frage war die, ob sich die Flechtenflora der historisch alten Wälder von derjenigen der historisch jungen Wälder unterscheidet. Gibt es im Forstamt Sellhorn eine die historisch alten Wälder charakterisierende Flechtenflora? Durch die Einbeziehung der Waldränder und die in die Wälder eingebetteten Hofgehölze, zu und von denen eine Ausbreitung der Flechten leicht möglich sein konnte, ergab sich eine größere Übersicht über die epiphy-

tische Flechtenflora und damit eine bessere Grundlage für die Beantwortung dieser Frage. Wenn auch das Untersuchungsgebiet zu klein ist, um eindeutige oder gar übergreifende Aussagen machen zu können, so lassen sich doch aus den Tabellen 2, 4 (i.d. Anlage), 6a und 6b (S. 42) einige wesentliche Schlüsse ziehen.

Die größte Übereinstimmung in der Flechtenflora der Biotoptypen besteht mit 62 % bei den Beständen der historisch alten und der historisch jungen Wälder. Dennoch unterscheiden sie sich in 36 Arten. Die Dominanzverhältnisse zeigen in den historisch alten Wäldern ein ausgeglicheneres Bild (Abb. 4, S. 42).

Mit 58 % ist auch die Übereinstimmung der Flechtenflora der Waldaußenränder und der Hofgehölze groß. Die Außenränder bringen nur eine Art (*Calicium adpersum*) zusätzlich ein. Die geringe Artenzahl (37) der Waldaußenränder beruht auf ihrer Baumartenarmut – fast nur Eichen – und der geringen Zahl und Größe der Untersuchungsflächen.

Die verhältnismäßig hohe Anzahl von 61 Flechtenarten der Hofgehölze, zu denen nur vier Untersuchungsflächen mit insgesamt vier ha Größe gehören, beruht auf der Mannigfaltigkeit der Trägerbaumarten und der unterschiedlichen Belichtung und Beregnung der Stämme, 18 – ein knappes Drittel – der Arten in den Hofgehölzen sind typisch für freistehende Bäume, Obstbäume oder Zaune (in Tab. 3 mit „Fr“ bezeichnet). Einige weitere bevorzugen nährstoffreiche Standorte. Dennoch bringen die Hofgehölze und die Waldaußenränder nur neun Arten zu den 94 im Wald gefundenen Arten hinzu (Verbreitungsgruppe H in Tab. 4).

Die Waldinnenränder in den historisch jungen Wäldern haben mit den historisch jungen Wäldern 42 Arten (= 54 %) gemeinsam. Den Innenrändern fehlen aber unter anderen 19 Arten aus den Gruppen B, E und G (Tab. 4), die in die Rote-Liste-Kategorien 1 und 2 gehören. Dagegen finden die Bartflechten *Usnea filipendula*, *U. subfloridana* und *Bryoria fuscescens* in den Waldinnenrändern besonders gute Bedingungen vor.

Bei allen anderen Kombinationen der Biotoptypen liegt der Prozentwert der gemeinsamen Arten unter 50

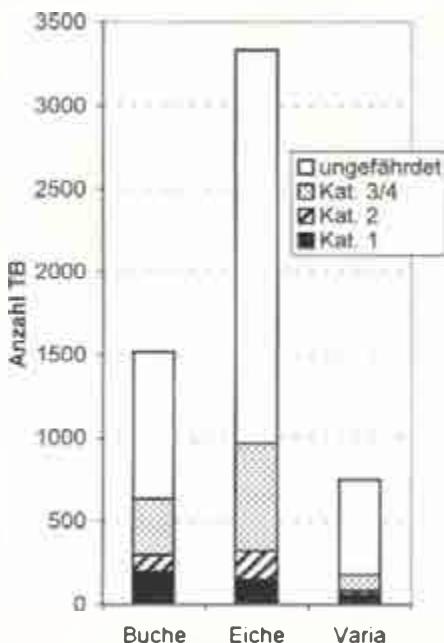


Abb. 2: Anzahl Trägerbäume je Baumart und RL-Kategorie (ohne TB mit *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana* und *Cladonia spp.*).

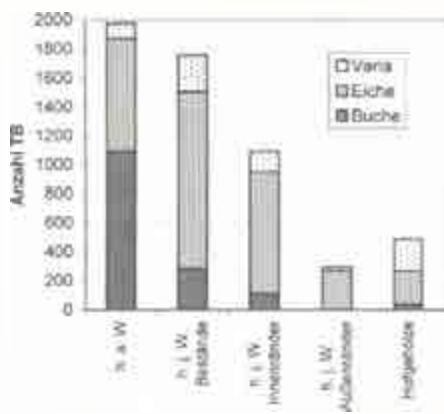


Abb. 3: Anzahl Trägerbäume je Biotoptyp und Baumart (ohne TB mit *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana* und *Cladonia spp.*).

Tab. 3. Häufigkeit und Stetigkeit der Flechtenarten (ohne Gattung *Cladonia*) sowie Angaben zu Verbreitung, Vorkommen und Toxizität.

¹⁾ **RL Nds. nach Hauck (1992a) u. (1996) mit Ergänzungen nach Rücksprache mit Hauck; RL D nach Wirth et al. (1996): 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; 4 = potentiell wg. Seltenheit gefährdet; G = Gefährdung anzunehmen; / = nicht bewertet; * gilt z. Zt. als nicht gefährdet**

²⁾ **Anzahl der Trägerbäume bei über 20 abgerundet**

³⁾ **A = Allgemein verbreitete Arten, häufig anthropogen gefördert; Fr = Arten, die bevorzugt an freistehenden Bäumen, Sträuchern oder an Zäunen vorkommen; W = Waldflechtenarten nach Wirth (1995), Hauck (1996) und Ernst (1997)**

⁴⁾ **Toxizitätszahlen nach Wirth (1992)**

Artname	Rote Liste ¹⁾		Anzahl ²⁾ Träger- bäume	Anzahl UF (von 58)	Stetig- keit %	Verbrei- tung ³⁾	To- Zahl ⁴⁾	Versuch einer Erklärung bei fehlender Übereinstimmung zwischen Rote-Liste-Kategorie und Fundzahl; auch kurze Angaben zum Substrat oder Standort
Nds.	D							
<i>Lepraria incana</i>	*	*	xxx	58	100	A	9	Häufigkeit nicht untersucht
<i>Lecanora conizaeoides</i>	*	*	xxx	58	100	A	9	Häufigkeit nicht untersucht sehr viel seltener als <i>L. incana</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	*	*	750	55	95	A	8	oft nur an Ästen oder abgefallen, durch Größe auffallend
<i>Parmelia saxatilis</i>	*	*	400	55	95	W	7	an Ästen häufiger als an Stämmen
<i>Ochrolechia microstictoides coll.</i>	*	*	400	50	86	W		nicht von <i>Ochrolechia lumen</i> getrennt
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	*	*	350	47	81	W	8	sowohl am Straßenrand wie im Waldbestand
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	*	*	300	43	74	W	7	
<i>Platismatia glauca</i>	*	*	250	49	84	W	5	in den Baumkronen wohl häufiger
<i>Lecanora exilis</i>	*	*	250	48	83	Fr	9	vorwiegend an Eiche
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	*	*	200	47	81	A	8	
<i>Evernia prunastri</i>	3	*	200	33	57	Fr	6	nur an lichtreichen Stellen größere Bestände
<i>Mycoblastus fucatus</i>	*	*	175	36	62	W		fast ausschließlich an Buche
<i>Graphis scripta</i>	3	3	175	20	34	W	5	bes. in den historisch alten Wäldern
<i>Pertusaria amara</i>	3	3	150	32	55	W	5	durch hellen Thallus auffallend
<i>Pertusaria pertusa</i>	3	3	130	28	48	W	4	durch hellen Thallus auffallend
<i>Thelotrema lepadinum</i>	1	2	130	12	21	W	2	bes. in den historisch alten Wäldern
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	3	3	120	35	60	W	4	meistens zusammen mit <i>Chaenotheca ferruginea</i>
<i>Lepraria lobifera</i>	*	*	110	31	53	W	8	bes. zwischen und über Moos an Buche
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	3	*	90	37	64	W	6	fast ausschließlich an Zweigen
<i>Ochrolechia androgyna</i>	2	3	80	28	48	W	4	s. <i>Pertusaria hemisphaerica</i>
<i>Parmelia sulcata</i>	*	*	70	27	47	A	8	bes. an lichtreichen Stellen
<i>Pertusaria hymenea</i>	1	1	65	14	24	W	3	Apotheken oft ausgefressen historisch alte Wälder
<i>Usnea filipendula</i>	1	2	65	14	24	W	3	an Eichen und Birken bes. der Waldinnenränder
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	*	*	60	26	45	Fr		auf Weide-Zaunpfosten häufiger
<i>Porina aenea</i>	*	*	55	22	38	W	7	bes. an schwachwüchsigen oder jungen Buchen
<i>Arthonia vinosa</i>	2	2	55	20	34	W	3	an Eichen manchmal m ² -große Flächen deckend
<i>Bacidina amoldiana coll.</i>	/	*	40	21	36	W		einschließlich <i>Bacidina delicata</i> , da fast nur mit Pycniden
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	3	*	40	21	36	W	(7)	fast nur im Kronenbereich
<i>Chaenotheca brunnea</i>	1	2	35	21	36	W	2	bes. an stehendem Totholz
<i>Parmelia glabrata</i>	*	*	35	20	34	W	6	ziemlich euryök
<i>Lecanora argentata</i>	2	2	35	11	19	W	4	in den historisch alten Wäldern
<i>Dimerella pineti</i>	3	*	30	17	29	W	6	wohl manchmal nicht bes. beachtet und daher übersehen
<i>Cetraria chlorophylla</i>	*	*	30	16	28	W	5	bes. an ausladenden Ästen
<i>Phlyctis argentea</i>	3	*	25	15	26	W	6	bes. an lichtreichen Standorten
<i>Calicium vinde</i>	3	3	25	9	16	Fr	4	an lichtreichen Standorten bes. an den Hofgehölzen
<i>Lepraria umbricola</i>	/	*	20	16	28	W		am Stammbaum zu wenig beachtet
<i>Arthonia spadicea</i>	2	3	20	11	19	W	5	
<i>Pertusaria flavida</i>	1	2	18	10	17	W	4	manchmal stark abgefrassen
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	2	2	17	12	21	W	4	nicht immer eindeutig von <i>Ochrolechia androgyna</i> unterschieden
<i>Ropalospora viridis</i>	*	*	15	11	19	W		oft mit <i>Mycoblastus fucatus</i> zusammen
<i>Bryoria fuscescens</i>	1	2	14	7	12	W	4	unauffällig da nur kleine Exemplare
<i>Physcia tenella</i>	*	*	14	5	9	A	8	an freistehenden Bäumen und anthropogenen Substraten
<i>Pertusaria albescens</i>	2	3	13	7	12	Fr	4	an +/- freistehenden Bäumen
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	*	*	12	10	17	W		am Stammbaum sonst auf Erde
<i>Micarea prasina</i>	*	*	12	6	10	W	4	auf tief abgesägten Stubben häufiger
<i>Placynthiella icmalea</i>	*	*	10	7	12	Fr		auf Weidezäunen häufiger
<i>Calicium glaucellum</i>	3	3	10	6	10	W		auf stehendem Totholz
<i>Pyrenula nitida</i>	2	2	10	4	7	W	5	in den historisch alten Wäldern
<i>Xanthoria parietina</i>	*	*	9	6	10	Fr	7	an freistehenden Bäumen und anthropogenen Substraten
<i>Cyphelium inquinans</i>	3	2	9	3	5	Fr		auf Weidezäunpfosten häufiger
<i>Buellia griseovirens</i>	3	*	8	7	12	W	5	kommt auch außerhalb des Waldes vor
<i>Arthonia radiata</i>	3	3	8	6	10	W	5	Art der hier fehlenden Hainbuchen und Eschen
<i>Pertusaria coccoodes</i>	2	3	8	6	10	W	4	
<i>Amandinea punctata</i>	*	*	8	5	9	A		an freistehenden Bäumen und Zäunen häufig
<i>Opegrapha varia</i>	2	2	8	4	7	W		
<i>Opegrapha vulgata</i>	2	3	8	2	3	W		in den historisch alten Wäldern
<i>Hypocenomyce caradocensis</i>	*	*	7	6	10	W	6	an Eichen
<i>Micarea misella</i>	2	3	7	6	10	W		auf stehendem Totholz
<i>Xanthoria polycarpa</i>	3	*	7	6	10	Fr	7	im Freiland häufiger
<i>Calicium salicinum</i>	2	2	7	5	9	W	3	auf stehendem Totholz
<i>Mycocalicium subtile</i>	1	2	7	4	7	W		nicht lichenisierter Pilz auf stehendem Totholz
<i>Opegrapha ochrocheila</i>	1	3	7	4	7	W		auf stehendem Totholz oder in Stammwunden
<i>Anisomendium nyssaegenum</i>	2	G	6	4	7	W		leicht zu übersehen
<i>Chrysothrix candelaris</i>	1	2	5	4	7	W	4	in tiefen Borkenrissen
<i>Haemalomma ochroleucum</i>	3	3	5	4	7	Fr		besonders an lichtreichen Standorten

Tabelle 3 Fortsetzung.

Artname	Rote Liste ¹⁾		Anzahl ¹⁾ Träger- bäume	Anzahl UF (von 58)	Stetig- keit %	Verbrei- tung ¹⁾	To- Zahl ⁴⁾	Versuch einer Erklärung bei fehlender Übereinstimmung zwischen Rote-Liste-Kategorie und Fundzahl; auch kurze Angaben zum Substrat oder Standort
	Nds.	D						
<i>Lecanora sambuci</i>	1	2	5	4	7	Fr	2	nur auf Holunder gefunden
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	*	*	5	3	5	A	7	an eutrophierten Bäumen und anthropogenen Substraten
<i>Physcia adscendens</i>	*	*	5	3	5	A	8	an eutrophierten Bäumen und anthropogenen Substraten
<i>Ramalina farinacea</i>	2	3	5	3	5	Fr	6	Art freistehender Bäume
<i>Xanthoria candelaria</i>	*	*	5	3	5	Fr	(5)	Art freistehender eutrophierter Bäume
<i>Chaenotheca xylorena</i>	1	1	4	4	7	W		auf stehendem Totholz
<i>Parmelia subaurifera</i>	1	2	4	4	7	W		
<i>Lepraria rigidula</i>	3	*	4	3	5	Fr		besonders an Obstbäumen
<i>Scleriosporium chlorococcum</i>	*	*	4	3	5	Fr	8	an lichtreichen Standorten, besonders an Ästen
<i>Usnea subfloridana</i>	1	2	4	3	5	W	3	z.T. nur Fernglasbestimmung, ev. häufiger als angegeben
<i>Chaenotheca brachypoda</i>	1	2	4	2	3	W		je nach Witterung auffallend oder leicht zu übersehen
<i>Chaenotheca stemonea</i>	1	2	4	2	3	W		in den Borkenrispen leicht zu übersehen
<i>Opegrapha vermiciellifera</i>	1	3	4	2	3	W	6	besonders auf morscher Borken
<i>Lecanora saligna</i>	3	*	3	3	5	Fr	6	auf Weidezaunpfosten häufiger
<i>Chaenotheca chlorella</i>	1	1	3	2	3	W		an Hochstumpfen, auch auf deren "Gipfel"
<i>Ciostomum griffithii</i>	2	3	3	2	3	W		auch im umgebenden Gebiet selten
<i>Parmelia acetabulum</i>	3	3	3	2	3	Fr	6	Art freistehender Bäume
<i>Psilolechia lucida</i>	*	*	3	2	3	A		an freiliegenden Wurzelanläufen und anthrop. Substrat
<i>Lecanactis abietina</i>	2	2	2	2	3	W		Warum hier so selten? (vgl. Lohbergen, Tabelle 5)
<i>Pertusaria leioplaca</i>	1	3	2	2	3	W	5	Art der hier seltenen Hainbuchen
<i>Pyrenopeziza quereana</i>	1	G	2	2	3	W		an Eiche zwischen anderen Krustenflechten
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	2	2	2	1	2	W	3	an Eichenstämmen im Wald
<i>Graphis elegans</i>	1	1	2	1	2	W		zwischen <i>Graphis scripta</i> leicht zu übersehen
<i>Calicium adpersum</i>	1	2	1	1	2	W	2	an Eiche an Straße im Wald
<i>Candelariella reflexa</i>	*	*	1	1	2	Fr	4	Art freistehender Bäume
<i>Chaenotheca inchialis</i>	1	2	1	1	2	W	3	zw. anderen <i>Chaenotheca</i> -Arten leicht zu übersehen
<i>Lecania cyrtella</i>	2	3	1	1	2	Fr	3	besonders auf Ästen freistehender Bäume/Straucher
<i>Lecanora allophana</i>	1	3	1	1	2	W	3	ein kleiner, durch andere Flechten bedrängter Thallus
<i>Lecanora carpinea</i>	3	3	1	1	2	W	5	Art der hier seltenen Hainbuchen
<i>Lecanora chlorotera</i>	3	*	1	1	2	Fr	6	an Straßenbäumen häufiger
<i>Lepraria elobata</i>	*	*	1	1	2	A		wie auch für <i>L. jackii</i> mußte sehr viel häufiger Material
<i>Lepraria jackii</i>	*	*	1	1	2	W		zur Analyse der Flechtenstoffe mitgenommen werden
<i>Loroxpora elanna</i>	1	*	1	1	2	W	2	leicht zw. anderen sorediosen Arten zu übersehen
<i>Pachyphialia carneola</i>	1	1	1	1	2	W		zwischen <i>Trentepohlia</i> -Algen schwierig zu entdecken
<i>Parmelia caperata</i>	1	2	1	1	2	Fr	3	auf Spitzahorn
<i>Porina leptalea</i>	1	2	1	1	2	W		zwischen <i>Porina aenea</i> leicht zu übersehen
<i>Scleriosporium sarothamni</i>	4	*	1	1	2	W		an Fichte
<i>Usnea hirta</i>	1	3	1	1	2	W	4	auf Wacholder
Summe	68	58						

Tab. 5 auf Seite 40/41: Flechtenflora des Forstamtes Sellhorn im Vergleich zu den Flechtenfloren einiger Waldgebiete Norddeutschlands und der Mittelgebirge (Artenliste ohne *Cladonia*- und *Lepraria*-Arten und *Lecanora conizaeoides*).

1) zusätzliche Arten, die hier nicht übernommen wurden

Fettdruck = Arten, die nur im Staatsforst Sellhorn gefunden wurden

Untersuchungsgebiete (s. Karte 1, S. 30), Sammler und (Literatur):

1: Staatsforst Sellhorn, NO-Niedersachsen, NN 70–130 m; Ernst & Hanstein.

2: Staatsforst Lohbergen, NO-Niedersachsen, NN 80–100 m; Ernst (unveröffentlicht).

3: Staatsforst Braken, NO-Niedersachsen, NN 40–50 m; Ernst & Feuerer (unveröffentlicht).

4: Staatsforst Hasbruch, N-Niedersachsen, NN 15–22 m; Homm & de Bruyn (Homm & de Bruyn 2000).

5: 16 Gebiete in NW-Niedersachsen, NN 0–15 m; 149 soziologische Aufnahmen unterschiedl. Größe; Mohr (Mohr 1992).

6: Nördl. Teil des Reg.bez. Weser-Ems, NN 0–75 m, neben Wäldern auch andere baumbestandene Lebensräume (L = Literaturnachweis), de Bruyn (de Bruyn 2000)

7: 5 Gebiete in Schleswig-Holstein: Staatsforst Tiergarten, Kannenbruch, Forst Farchau, Staatsforst Reinfeld, Schwinkenrader Forst, NN 40–60 m; Ernst & Feuerer (unveröffentlicht).

8: 4 Gebiete in NO-Niedersachsen: Göhrde, Pretzter Landwehr, Wirl, Amt Neuhaus, NN 15–80 m; Hauck (Hauck 1995, 1998) einschl. * unveröffentlichter Funde von G. Ernst i. d. Pretzter Landwehr.

9: 7 Monitoringflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, NN 0 bis 10 m, Litterski (Litterski 1999b).

10: 10 Gebiete im Oberharz, S-Niedersachsen, NN 350–800 m; Hauck (Hauck 1995b).

11: 2 Gebiete im südniedersächsischen Hügelland und Bergland: Lauenberger Eichenreservat, Bramwald, NN 290–390 m; Hauck (Hauck 1995a).

12: 18 Gebiete im Steigerwald, Franken, NN 250–450 m; Ernst & Feuerer (unveröffentlicht), / = nur einmal oder wenige Male gefunden;

// = verbreitet; /// = verbreitet und in großer Menge

13: Siebengebirge, Rheinland, NN 100–460 m, Killmann & Boecker (Killmann & Boecker 1998). + = Art kommt vor

Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Großgebiet	Sellhorn	Lohbg	Braken	Hasbr	NWNds	NWNds	Sch-Ho	NONds	Darß	Harz	SNds	Steir W	Sbg
Sammler	Er & Ha	Er	Er & F	Ho & B	Mohr	Bruyn	Er & F	Hau	Litt.	Hau	Hau	Er & F	K & B
Größe der UF in ha	120	2	6	600	-	-	40	-	60	-	-	50	4800
Höhe über NN bis ... m	130	100	50	22	15	75	60	80	10	800	390	450	460
Einheit	Träg. B	UF	Träg. B	Träg. B	Rasterfl	Aufn.	Quadr	UG	UG	UG	UG	Vor-	Vor-
Anzahl	58				43	149	224	5	4	7	10	2	komm
<i>Amandinea punctata</i>	8	5	-	-	13	10	192	-	2	2	5	1	+
<i>Anisomeridium nyssaegenum</i>	6	4	-	-	-	-	52	1	-	-	-	-	-
<i>Arthonia radiata</i>	8	6	-	2	15	10	50	3	2	-	1	-	+
<i>Arthonia spadicea</i>	23	11	1	2	14	-	69	4	1	2	-	1	+
<i>Arthonia vinosa</i>	55	20	2	2	5	-	16	1	4	-	-	2	-
<i>Bacidina arnoldiana</i> coll.	48	21	-	2	-	-	114	4	-	-	-	-	+
<i>Bryoria fuscescens</i>	14	7	-	-	-	-	L	-	3	1	6	-	+
<i>Buellia griseovirens</i>	8	7	-	1	-	18	162	1	1	1	5	-	+
<i>Calicium adpersum</i>	1	1	-	-	-	-	3	-	4	-	-	1	-
<i>Calicium glaucellum</i>	10	6	-	-	-	-	1	-	2	2	1	1	-
<i>Calicium salicinum</i>	7	5	-	-	1	-	14	-	2*	-	-	-	-
<i>Calicium viride</i>	25	9	-	-	6	1	76	-	4	1	6	1	-
<i>Candelariella reflexa</i>	1	1	-	-	2	-	102	-	1	-	1	-	+
<i>Cetraria chlorophylla</i>	34	16	-	-	-	5	19	-	4	1	6	-	+
<i>Chaenotheca brachypoda</i>	4	2	1	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
<i>Chaenotheca brunnea</i>	37	21	-	1	-	-	-	1	2*	-	-	-	-
<i>Chaenotheca chlorella</i>	3	2	-	-	-	-	7	-	1	-	-	-	-
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	125	35	-	-	3	-	13	-	3	-	1	-	+
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	373	47	13	4	34	8	86	5	4	5	1	2	+
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	2	1	-	-	-	-	3	-	1	1	1	-	-
<i>Chaenotheca stemonea</i>	4	2	-	-	-	-	8	2	-	1	-	-	-
<i>Chaenotheca trichialis</i>	1	1	-	-	5	-	67	-	-	1	-	-	-
<i>Chaenotheca xyloxena</i>	4	4	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Chrysothrix candelaris</i>	5	4	-	-	-	1	17	-	3	1	-	-	-
<i>Cliostomum griffithii</i>	3	2	1	-	2	13	99	-	3	3	-	-	-
<i>Cyphelium inquinans</i>	9	3	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
<i>Dimerella pineti</i>	33	17	1	5	29	-	93	5	1	1	3	1	-
<i>Evernia prunastri</i>	213	33	-	4	16	72	189	4	4	3	6	2	+
<i>Graphis elegans</i>	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Graphis scripta</i>	178	20	1	30	42	31	59	5	2*	1	5	-	+
<i>Haematomma ochroleucum</i>	5	4	-	-	3	3	64	-	1*	-	-	-	-
<i>Hypocenomyce caradocensis</i>	7	6	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	212	47	2	2	7	14	74	3	4	5	4	2	+
<i>Hypogymnia physodes</i>	796	55	10	8	13	40	152	2	4	7	10	2	+
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	91	37	-	-	-	-	42	-	4*	2	7	-	+
<i>Lecanactis abietina</i>	2	2	21	30	17	11	45	1	2	1	-	1	-
<i>Lecania cyrtella</i>	1	1	-	-	-	-	49	-	1	2	3	-	-
<i>Lecanora allophana</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lecanora argentata</i>	38	11	7	2	2	-	38	1	-	1	1	-	-
<i>Lecanora carpinea</i>	1	1	1	3	2	1	78	1	-	2	-	-	+
<i>Lecanora chlorotera</i>	1	1	-	1	33	41	166	-	1	2	3	-	+
<i>Lecanora expallens</i>	251	48	6	3	42	35	204	2	4	5	9	2	+
<i>Lecanora saligna</i>	3	3	-	-	1	-	15	-	2	2	1	-	+
<i>Lecanora sambuci</i>	5	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxospora elatina</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micarea misella</i>	7	6	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Micarea prasina</i>	12	6	1	2	-	-	59	2	2	2	1	-	+
<i>Mycoblastus fucatus</i>	177	36	1	1	-	2	12	1	3	2	8	1	-
<i>Mycocalicium subtile</i>	7	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ochrolechia androgyna</i>	82	28	4	-	-	-	24	1	3	-	6	1	-
<i>Ochrolechia microsticta</i> coll.	436	50	34	2	-	-	9	1	4	-	7	2	-
<i>Opegrapha ochrocheila</i>	7	4	-	-	10	-	31	-	1	-	-	-	-
<i>Opegrapha varia</i>	8	4	4	-	-	1	29	-	1	1	-	-	-
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	4	2	-	-	15	1	52	-	-	-	-	-	-
<i>Opegrapha vulgata</i>	8	2	7	2	31	-	73	-	-	-	-	-	-
<i>Pachyphiale carneola</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parmelia acetabulum</i>	3	2	-	-	1	14	132	-	1	-	2	-	-
<i>Parmelia caperata</i>	1	1	-	-	1	5	43	-	-	-	-	-	+
<i>Parmelia glabrata</i>	35	20	-	5	33	15	82	2	2	2	8	1	+
<i>Parmelia saxatilis</i>	430	55	4	6	7	25	91	2	3	1	10	2	+

Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Großgebiet	Sellhorn	Lohbq	Braken	Hasbr	NWNds	NWNds	Sch-Ho	NONds	Darß	Harz	SNds	Stei W	Sbqb
Sammler	Er & Ha	Er	Er & F	Ho & B	Mohr	Bruyn	Er & F	Hau	Litt	Hau	Hau	Er & F	K & B
Größe der UF in ha	120	2	6	600	-	-	40	-	60	-	-	50	4800
Höhe über NN bis ... m	130	100	50	22	15	75	60	80	10	800	390	450	460
Einheit	Träg. B	UF	Träg. B	Träg. B	Rasterfl	Aufn.	Quadr	UG	UG	UG	UG	Vor-	Vor-
Anzahl	58			43	149	224	5	4	7	10	2	komm	komm
<i>Parmelia subaurifera</i>	4	4	-	-	1	-	140	-	-	1	-	/	+
<i>Parmelia sulcata</i>	77	27	-	2	21	30	206	1	3*	3	6	//	+
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	317	43	-	2	-	-	12	2	4	5	10	/	+
<i>Pertusaria albescens</i>	13	7	-	-	-	-	67	-	3	-	6	/	-
<i>Pertusaria amara</i>	153	32	1	3	-	30	66	4	4	3	6	//	+
<i>Pertusaria coccodes</i>	8	6	2	-	2	17	63	-	1	1	-	/	+
<i>Pertusaria flavida</i>	18	10	-	-	-	-	9	-	3	-	-	/	-
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	17	12	-	-	-	-	19	-	3	2	2	/	-
<i>Pertusaria hymenea</i>	66	14	8	3	17	6	35	1	-	-	1	/	-
<i>Pertusaria leioplaca</i>	2	2	-	2	29	17	40	2	2	-	-	//	-
<i>Pertusaria pertusa</i>	130	28	10	7	26	21	86	5	3	1	7	/	+
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	5	3	-	-	-	1	112	1	1	1	-	/	+
<i>Phlyctis argena</i>	26	15	-	-	-	7	112	1	1	2	4	//	+
<i>Physcia adscendens</i>	5	3	-	-	1	-	101	-	2	2	3	/	+
<i>Physcia tenella</i>	14	5	-	-	7	11	180	2	1	1	3	/	+
<i>Placynthiella icmalea</i>	10	7	3	1	-	-	24	2	2	6	1	/	-
<i>Platismatia glauca</i>	295	49	3	-	2	-	15	1	4	2	8	/	+
<i>Porina aenea</i>	57	22	1	25	40	30	64	5	3	-	3	///	+
<i>Porina leptalea</i>	1	1	-	-	-	-	21	-	-	-	-	-	+
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	42	21	-	-	-	23	42	1	2	5	7	/	+
<i>Psilolechia lucida</i>	3	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	/	-
<i>Pyrenula nitida</i>	10	4	2	2	8	6	19	2	-	1	1	//	-
<i>Pyrrhospora quernea</i>	2	2	-	-	-	-	89	-	1*	1	-	-	-
<i>Ramalina farinacea</i>	5	3	-	-	1	9	168	-	3	1	6	/	+
<i>Ropalospora vindis</i>	15	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	/	+
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	4	3	-	-	-	-	1	1	1	1	4	1	+
<i>Scoliciosporum sarothamni</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thelotrema lepadinum</i>	133	12	7	8	6	9	27	-	2	1	-	-	-
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	62	26	2	-	2	-	18	1	4	4	-	/	+
<i>Trapeliopsis pseudoqranulosa</i>	12	10	-	-	-	-	-	-	-	1	-	/	+
<i>Usnea filipendula</i>	65	14	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	+
<i>Usnea hirta</i>	1	1	-	-	-	4	L	-	-	2	-	1	+
<i>Usnea subfloridana</i>	4	3	-	-	-	-	6	-	-	1	4	-	+
<i>Xanthoria candelaria</i>	5	3	-	-	5	1	138	-	1	-	1	/	+
<i>Xanthoria panetina</i>	9	6	-	-	6	-	183	2	1	2	-	/	+
<i>Xanthoria polycarpa</i>	7	6	-	1	1	4	177	-	1	2	-	/	-
<i>Anisomeridium biforme</i>				1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arthothelium ruanum</i>				22	17	43	3	-	-	-	-	/	-
<i>Enterographa crasssa</i>				1	-	16	-	-	-	-	-	-	-
<i>Imshaugia aleurites</i>				-	-	1	-	1	4	-	-	-	-
<i>Lecanora pulcaris</i>				1	9	57	3	1	-	9	-	-	+
<i>Lecanora symmicta</i>				-	1	32	-	-	2	-	-	/	-
<i>Lecidella elaeochroma</i>				1	1	116	-	1	2	1	-	//	-
<i>Ochrolechia subviridis</i>				-	7	9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Opegrapha atra</i>				1	1	28	-	1	-	-	-	-	-
<i>Opegrapha rufescens</i>				1	-	15	-	-	2	-	-	-	-
<i>Opegrapha viridis</i>				2	-	17	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parmelia exasperatula</i>				-	2	74	-	-	-	3	-	/	+
<i>Parmelia laciniatula</i>				-	1	47	-	-	-	-	-	-	+
<i>Parmelia revoluta</i>				-	7	33	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parmelia subrudecta</i>				3	7	135	-	-	-	-	-	/	+
<i>Pertusaria coronata</i>				-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phaeographis inusta</i>				13	5	15	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyrenula nitidella</i>				7	1	9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ramalina fastigiata</i>				1	3	103	-	-	1	-	-	-	-
<i>Schismatomma decolorans</i>				2	-	45	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strangospora pinicola</i>				-	-	18	-	-	-	-	1	-	-
Anzahl Arten	117	96	31	34	60	55	100	46	70	63	53	32	57
hier nicht genannte Arten ¹⁾		-	-	-	4	1	74	-	8	15	14	-	13

Tab. 6a. Die Artenzahlen epiphytischer Flechten in den verschiedenen Biotoptypen; „Waldarten“ nach Tabelle 3. In den Trägerbaumzahlen sind *Lecanora conizaeoides* und *Lepraria incana* nicht enthalten, da sie nicht gezählt wurden.

Biotoptyp (BT)	Artenzahl		Waldarten in %	
	gesamt	nur in diesem BT	der Artenzahl	der TB-zahl
1 Historisch alte Wälder	75	12	80	80
2a Bestände in historisch jungen Wäldern	77	6	74	67
2b Waldinnenränder in hist. jungen Wäldern	43	0	79	65
2a + 2b historisch junge Wälder	78	8		
2c Waldaußenränder	37	1	49	51
3 Hofgehölze	61	3	55	52
2c + 3 licht- u. nährstoffreiche Standorte	62	9		

Tab. 6b. Gemeinsame Arten in den verschiedenen Biotoptypen (ohne Gattung *Cladonia*.)

Biotoptypen	Arten Summe	gemeinsam		getrennt
		Anzahl	in %	
1 + 2a	94	58	62	36 (17 + 19)
2a + 2b	78	42	54	36 (35 + 1)
2a + 3	90	48	53	42 (29 + 13)
2c + 3	62	36	58	26 (1 + 25)

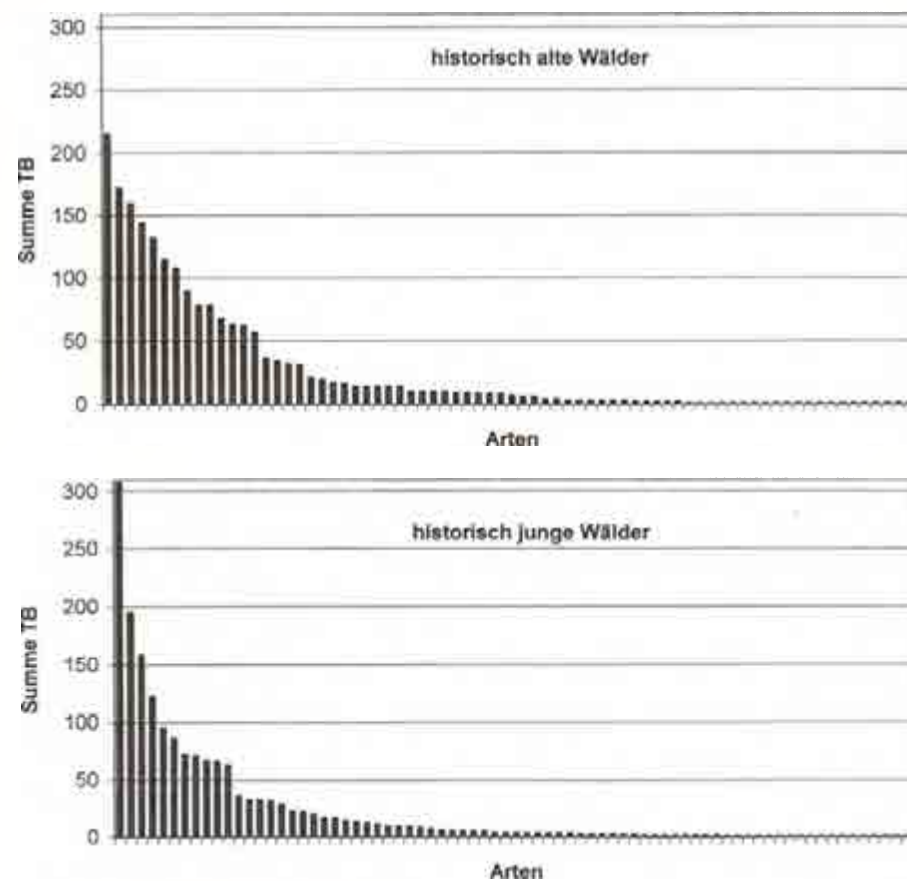


Abb. 4: Dominanzkurven für die Biotoptypen „historisch alte Wälder“ und „historisch junge Wälder“ (ohne *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana* und *Cladonia* spp.).

Der Anteil der Waldflechtenarten – sowohl hinsichtlich der Artenzahl als auch der Trägerbäume – ist erwartungsgemäß in den historisch alten Wäldern am höchsten (80 %, s. Tab. 6a), am geringsten in den Waldaußenrändern (um 50 %).

3.3 Die historisch alten Wälder

In den historisch alten Wäldern wurden zwölf Arten gefunden, die in den anderen Biotoptypen fehlen (Tab. 4, Verbreitungsgruppe A, i. d. Anlage). Wir lassen die beiden *Lepraria*-Arten beiseite, die bei gezielter Untersuchung dieser Gattung wohl auch in anderen Biotoptypen gefunden werden können, sowie *Lecania cyrtella*, die im allgemeinen freistehende Bäume bevorzugt, und auch *Scoliciosporum sarothamni*, die an Fichte gefunden wurde und nicht typisch für unsere historisch alten Wälder ist. Danach verbleiben acht Arten, für die eine Bindung an historisch alte Wälder denkbar ist. Sie sind in Niedersachsen alle in die Kategorien 1 und 2 der Roten Liste eingestuft. Können diese acht Arten als typisch für historisch alte Wälder angesehen werden?

Da vier der acht Arten nur in je einer Untersuchungsfläche (an ein bis zwei Trägerbäumen) und die übrigen vier in zwei bis vier Untersuchungsflächen (4–10 Trägerbäume) gefunden wurden, ist eine eindeutige Antwort schon wegen des geringen Materials nicht möglich. Fünf dieser Arten siedeln besonders in den Waldbeständen der Alters- und Zerfallsphase (s. 3.5). Die Frage, ob hier beide Bedingungen – historisch alter Wald und hohes Bestandesalter – zusammenkommen müssen oder ob eine von ihnen – und dann welche – allein entscheidend ist, wird für Nordwestdeutschland bis auf weiteres unbeantwortet bleiben müssen. Da sich zur Aufforstung offenen Ländes Buchen gar nicht, Eichen wenig eignen, gibt es kaum historisch junge Laubwälder, die bereits wieder ein Alter von 180 bis 250 Jahren erreicht haben. Erst in fernerer Zukunft, wenn die inzwischen heranwachsenden jungen Buchenwälder (s. Tab. 19, S. 72) in ein höheres Alter kommen, wird diese Frage für die Verbreitung epiphytischer Flechten von großer Bedeutung sein.

Die Überlebens- und Ausbreitungsstrategien der Gefäßpflanzen des Wald-

bodens, die oft für die Bindung einzelner Arten an historisch alte Wälder verantwortlich gemacht werden (z.B. Wulf 1994), unterscheiden sich so grundsätzlich von denen epiphytischer Flechten, daß die gewonnenen Erkenntnisse sicher nicht übertragen werden dürfen.

Bei der Betrachtung der Arten, die den historisch alten und den historisch jungen Wäldern gemeinsam sind (Tab. 4, Verbreitungsgruppe B), fällt in den historisch jungen Wäldern die Häufung der Funde in den ältesten Beständen auf. Diese besitzen zugleich die längste Biotopkontinuität. *Thelotrema lepadinum* wurde in den historisch alten Wäldern an 132 Trägerbäumen auf 11 Untersuchungsflächen gefunden, ein Mal in einem von den übrigen Fundstellen ziemlich entfernt liegenden historisch jungen Bestand, der aber schon eine über 200jährige Waldtradition besitzt. Drei weitere Arten der Rote-Liste-Kategorien 1 und 2 sind im Untersuchungsgebiet nicht selten: *Pertusaria hymenaea* (an 66 Trägerbäumen auf 14 Untersuchungsflächen), *Lecanora argentata* (38 TB/11 UF), *Arthonia spadicea* (23 TB/11 UF). Alle drei wurden in den historisch alten Wäldern häufiger, aber auch in den ältesten historisch jungen Beständen notiert. Ein Fund von *Arthonia spadicea* liegt in der erst 100jährigen Untersuchungsfläche 40 in enger Nachbarschaft zu der von der Art besiedelten Fläche 20 (historisch alter Wald).

Aufschlußreich ist auch die Betrachtung der Arten, die im historisch alten Wald fehlen, im historisch jungen Wald aber auftreten. Sie sind in Tabelle 4, Gruppen F und G zusammengefaßt.

Die elf Arten der Gruppe F finden sich alle auch in den Hofgehölzen wieder. Bei genauerer Analyse der 14 Fundstellen in historisch jungen Wäldern fallen 10 von ihnen in solche Bestände, die einst aus Hofgehölzen hervorgegangen sind und zu ihnen in direkter Nachbarschaft stehen. Sechs der elf Arten sind allgemein mehr an freistehenden Bäumen als im Waldinneren zu finden. Fast alle Funde wurden an Eichen oder sonstigen Baumarten gemacht, die typischen Buchenflechten fehlen. Bei den acht Arten der Verbreitungsgruppe G verbietet die geringe Zahl der Funde weitere Aussagen, außer daß auch diese Funde nicht an Buchen gemacht wurden.

3.4 Literaturvergleich zu den Flechtenfloren historisch alter Wälder

Zieht man die Literatur über die Flechten historisch alter Wälder heran, findet man Übereinstimmungen, aber auch starke Abweichungen. Tabelle 7 (S. 44) soll dies verdeutlichen. In der englischen (Rose 1976, Bowen 1980) und schwedischen (Arup 1997b, Fritz & Larsson 1996) Literatur sind etwa 100 Arten den historisch alten Wäldern zugeordnet, von denen im Forstamt Sellhorn 21 gefunden wurden (Tab. 7, Gruppe a–c). Der Tabelle 7 hinzugefügt sind sechs Arten, die in Niedersachsen (Hauck 1996) oder Schleswig-Holstein (Jacobsen 1992) für historisch alte Wälder angegeben sind, sowie zwei Arten, die in unserem Untersuchungsgebiet eine solche Bindung zeigen.

Die überwiegende Mehrzahl der aus der englischen und schwedischen Literatur nicht in die Tabelle 7 aufgenommenen Arten gilt in Niedersachsen und Schleswig-Holstein – etwa die Hälfte auch in Deutschland allgemein – als ausgestorben, vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder als bisher nicht nachgewiesen.

Von den oben genannten, im Forstamt Sellhorn gefundenen 21 Arten erweisen sich hier sieben als charakteristisch für historisch alte Wälder (Gruppe a). Drei von diesen wurden nur je einmal gefunden. Vier Arten sind bedingt hinzuzuzählen, da sie außer in historisch alten Wäldern nur in sehr alten Beständen der historisch jungen Wälder beobachtet wurden (Gruppe b). Die übrigen zehn Arten kommen im Untersuchungsgebiet nur oder mit großem Anteil und über alle Altersklassen verteilt in historisch jungen Wäldern vor (Gruppe c).

Drei der hinzugefügten sechs norddeutschen Arten können auch für das Forstamt Sellhorn als typisch für historisch alte Wälder gelten (Gruppe d). Hervorzuheben ist *Lecanora argentata*, die außer in den historisch alten Wäldern nur in den ältesten Beständen der historisch jungen Wälder gefunden wurde.

Pertusaria hymenaea ist in der Literatur nicht als charakteristisch für historisch alte Wälder angegeben. Im Untersuchungsgebiet wurde sie auf elf Untersuchungsflächen der historisch alten Wälder sowie den zwei Untersuchungs-

flächen mit den ältesten Beständen der historisch jungen Wälder mit insgesamt 66 Funden notiert. *Opegrapha vulgata* fanden wir im Untersuchungsgebiet auch nur in historisch alten Wäldern, doch reicht die Zahl der Funde nicht für eine gesicherte Aussage.

Die in Tabelle 7 durch Fettdruck gekennzeichneten insgesamt 15 Arten haben in unserem Untersuchungsgebiet ihren Schwerpunkt in den historisch alten Wäldern bzw. in Beständen in der Alters- und Zerfallsphase. Bemerkenswert ist, daß zehn dieser Arten hier nur oder fast nur an Buchen gefunden wurden. Auch in Südwestschwedens beobachtete Arup (1997d), daß die Buchenflechten typische Waldbewohner sind, während die meisten der an Eichen gebundenen Arten auch außerhalb des Waldes auftreten.

Wir mochten bei diesen 15 Arten nicht von einer Bindung an historisch alte Wälder sprechen, sondern lieber mit Arup (1997b) von einem gewissen Zeigerwert für Waldkontinuität. Je mehr dieser Arten in einem Waldbestand auftreten, desto wahrscheinlicher war die Örtlichkeit lange Zeit mit geeignetem Wald bestockt. Der Umkehrschluß ist nicht erlaubt, da für das Vorkommen der Arten außer der Waldkontinuität auch die übrigen Lebensraumfaktoren stimmen müssen. Das Fehlen solcher Zeiger bedeutet also nicht, daß der betreffende Wald historisch jung sein muß. Im übrigen hat der Zeigerwert bestimmter Arten nur regionale Geltung. So wenig Arup (1997b) für Südwestschwedens mit den englischen Zeigerarten arbeiten konnte, passen die meisten englischen oder schwedischen Zeigerarten bei uns (s. Tab. 7).

Im Untersuchungsgebiet sind *Graphis scripta*, *Pertusaria hymenaea* und *Thelotrema lepadinum* die stetigsten, d.h. die weniger anspruchsvollen unter den Kontinuitätszeigern. Da sie auch schon mittelalte Buchenbestände besiedeln können, sind auch ihre Ausbreitungs- und Überlebenschancen höher.

Unsere sehr kleine Untersuchungsfläche 1 (1,2 ha) erreicht mit zwölf zum Teil sehr anspruchsvollen Kontinuitätszeigern im Untersuchungsgebiet den Spitzenwert. Lange Buchenbestandeskontinuität im engsten Sinne (nachgewiesen durch Westphal 2000), hohes Bestandesalter, lokale Klimagunst, eine immissionsgeschützte Lage und scho-

Tab. 7. Zusammenstellung der in England und Schweden als charakteristisch für historisch alte Wälder angegebenen epiphytischen Flechtenarten, die im Staatsforst Sellhorn vorkommen, ergänzt durch Angaben für Holland, Schleswig-Holstein und Niedersachsen. Fett gedruckt sind 15 Arten, die im UG auf Waldkontinuität hinweisen. (Die Gruppen a–e sind in Abschn. 3.4 erläutert).

a W = (historisch) alter Wald; W = Wald; WR = Waldrand; LB = Laubbaum; HG = Hofgehölz; Fr = freistehende Bäume; Ei = Eiche; (1) = nur ein Fund; 0 = vermutlich ausgestorben; + = weitere im Gebiet vorkommende epiphytische Flechtenarten.

Untersuchungsgebiet	Autoren (s. unten)	RL Nds	England		Schweden		Holland		Schl.- Holst.	Nds.	Sellhorn		Synonyme
			RO	BO	ARUP	FRI %	APTR		JACOB	HAUCK	h.a.W.	h.j.W u.HG	
							RL	Bt			UF/TB	UF/TB	
a	<i>Loxospora elatina</i>	1	K	K			0	Ei	0	-	1/1		Haematomma
	<i>Opegrapha ochrocheila</i>	1	+	K	K	88			(1)aW	a W	4/7		
	<i>Opegrapha vermicellifera</i>	1	+	+	K	91	3	Kn	W Fr	W Fr	2/4		
	<i>Pachyphiale carneola</i>	1	K	K	K	95			(1)aW	a W	1/1		
	<i>Porina leptalea</i>	1	K	K			2	Bu	(1)W	0 W	1/1		
	<i>Pyrenula nitida</i>	2	K	K	K	68	2	Bu	a W	a W	4/10		
	<i>Thelotrema lepadinum</i>	1	K	K	K	75	2	Bu	a W	a W	11/132	1/1	
b	<i>Arthonia spadicea</i>	2	+	+	+	55			a W	a W	7/14	4/9	C. lichenoides Coniocybe su.
	<i>Calicium salicinum</i>	2	+	K			1	Pa	a Ei	a W	3/3	2/4	
	<i>Chaenotheca brachypoda</i>	1		K	K		3	Kn	0	0	1/1	1/3	
	<i>Chaenotheca chlorella</i>	1			K		4	Pa			2/1	1/1	
c	<i>Arthonia vinosa</i>	2	+	K	+		0	Ei	a W	a W	12/31	6/20	Alectoria
	<i>Bryoria fuscescens</i>	1	+	K	+		1	Dü	Zaun	a W	1/2	6/12	
	<i>Calicium adpersum</i>	1			K		0	Ei	a Ei	a W		1/1	
	<i>Chaenotheca brunneola</i>	1	+	K			0	Ei	0	W	10/18	11/18	
	<i>Cyphelium inquinans</i>	3	+	+	K		1	Fr	Zaun	Zaun W		3/9	
	<i>Lecanactis abietina</i>	2	+	K	+		4	Ei	a W	a W	1/1	1/1	
	<i>Ochrolechia androgyna</i>	2	+	K	+				a W	(a)W	11/37	17/45	
	<i>Pertusaria flavida</i>	1	+	K			0	Ei	Fr	a W	5/10	5/8	
	<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	2	+	K	+		1	Ei	a W	W WR	5/9	7/8	
	<i>Usnea hirta</i>	1		K			3	Fr	0	W Fr		1/1	
d	<i>Graphis elegans</i>	1	+	+			2	Bu	(1)aW	0 W	1/2		
	<i>Graphis scripta</i>	3	+	+	+		2	Bu	W	(a)W	15/172	5/6	
	<i>Lecanora argentata</i>	2			+		2	Bu	W WR	a W	9/34	2/4	
	<i>Chaenotheca stemonea</i>	1								a W		2/4	
	<i>Chrysothrix candelaris</i>	1	+	+	+		2	Pa	a Ei	a W		4/5	
	<i>Pertusaria leioplaca</i>	1	+	+	+		3	Bu	W WR	a W	1/1	1/1	
e	<i>Pertusaria hymenea</i>	1	+	+	+		2	Bu	a LB	W Fr	12/62	2/4	
	<i>Opegrapha vulgata</i>	2	+	+	+		3	Bu	W Fr	W	2/8		

Rose, F. (1976), Tab. 5: K = Arten, die zur Berechnung des revidierten Index der ökologischen Kontinuität der Wälder, „Revised Index of Ecological Continuity“, in England und Schottland herangezogen werden.

Bowen, H. J. M. (1980), Tab. 2: K = Indikatorarten für alte Wälder in Zentral-England.

Arup, U. (1997b), Tab. 11: K = Indikatorart für Waldkontinuität im südwestlichen Schweden.

Fritz, Ö & Larsson, K. (1996), Tab. 2: Anteil der Funde (in %), die auf Wälder mit langer Waldkontinuität entfallen, Provinz Halland/SW-Schweden.

Aptroot, A. et al. (1998): Für die Niederlande sind nur RL-Arten mit den Biotoptypen (Bt): Ei-chenwald, Bu-chenwald, alte Pa-kanlagen, Du-nenwald, Fr-eistehende Bäume, Kn-ick angegeben.

Jacobson, P. (1992): Zu den in der Tabelle aufgeführten Arten sind aus „Nachweise seit 1975 in Schleswig-Holstein“ (S. 35–58) die Biotoptypen angegeben.

Hauck, M. (1996): Aus „Katalog der niedersächsischen Flechtenarten“ und „Nichtlichenisierte Arten“ (S. 21–138) sind die Biotoptypen angegeben.

nende forstliche Behandlung mögen dabei zusammenwirken. Nach Frömb-ling (1911) gab es im Forstort Hainköpen um 1860 noch einzelne Baumriesen. Wie unterschiedlich die fünf historisch

alten Forstorte des Untersuchungs-gebiets mit Kontinuitätszeigern ausge-stattet sind, läßt Tabelle 8 erkennen. (Zu den Ursachen dieser Unterschiede s. 4.3.1.)

3.5 Alter und Lebensphase der Bestände

In den Tabellen 1 und 4 sind innerhalb der verschiedenen Biotoptypen die Un-tersuchungsflächen nach dem abneh-

Tab. 8: Vergleich der Flechtenfloren der fünf historisch alten Waldgebiete im Forstamt Sellhorn (nur Waldflechtenarten der Roten Liste; M. H. = Meninger Holz). Fett gedruckt sind Arten, die auf Waldkontinuität hinweisen (s. Tab. 7). Gruppe A: nur in einem der fünf Gebiete gefundene Arten; Gruppe B: in zwei der fünf Gebiete gefundene Arten; Gruppe C: in drei der fünf Gebiete gefundene Arten; Gruppe D: in vier der fünf Gebiete gefundene Arten; Gruppe E: in allen fünf Gebieten gefundenen Arten.

Gruppe Artenzahl	Forstort Summe der UF in ha	Oberfläcker Holz 13,3										Hainkuppen 9,2						Heimbucher Holz 9,6						Westernhoop 14,7						M.H. 12,0																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
		RL Nds	3	4	7	9	17	18	UF	Anzahl UF TB	TB auf UF	1	2	6	UF	TB	Anzahl UF TB	TB auf UF	8	10	13	21	UF	TB	Anzahl UF TB	TB auf UF	11	12	16		19	UF	TB	Anzahl UF TB																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																												
A 21	Flechtenart	1	2						1	2																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																				</

nehmenden Bestandesalter geordnet. Daß die Artenzahl mit dem Bestandesalter ansteigt, läßt sich erkennen, auch wenn diese Beziehung durch die sehr unterschiedliche Größe der Untersuchungsflächen gestört wird. Auffallend ist die Zunahme der Rote-Liste-Arten mit dem Bestandesalter, sowohl in historisch alten als auch in historisch jungen Beständen (Abb. 5). Anders ausgedrückt: der Mangel an Beständen in der Altersphase hat viele Flechten auf die Rote Liste gebracht. In der Artenzahl-Areal-Beziehung (Abb. 7, S. 56) findet man die älteren Bestände überwiegend oberhalb der Kurve, d.h. mit überdurchschnittlicher Artenzahl.

Nimmt man den Flechtenbewuchs der Buchen als Maßstab, so werden in den historisch alten Wäldern die Bestände ab 120 Jahren interessant, ähnlich wie in Südwestschweden (Arup 1997a). Dann können zehn und mehr Arten, darunter mindestens drei seltene

Waldflechtenarten, vorkommen. Doch gilt das keineswegs für alle Untersuchungsflächen. Dafür scheint sehr wesentlich das Lichtklima verantwortlich zu sein. Buchenbestände in der dann herrschenden Optimalphase sind für das Gros der Arten noch zu dunkel. Als Hinweis auf die Lichtverhältnisse im unteren Stammraum haben wir den Deckungsgrad der Bodenvegetation eingeschätzt. Bei Deckungsgraden von 10 % und weniger sind Arten- und Individuenreichtum der Flechten deutlich reduziert. Heinken (1995), der in verschiedenen Bestandstypen des niedersächsischen Tieflandes den relativen Lichtgenuß am Boden ermittelte, maß in buchendominierten Beständen Mittelwerte zwischen 1,17 und 3,71, überwiegend zwischen 2 und 3 %. Besonders flechtenarm sind Buchenbestände mit tief angesetzten, breiten Kronen und tiefhängenden Ästen. Eine Beimischung von starker lichtdurchlässigen Baumar-

ten wie Eiche oder Kiefer fördert die Beleuchtung der Buchenstämme (und bringt mit der Eiche zusätzliche Arten, s. 3.6.1). In Eichenwäldern ermittelte Heinken (1995) dagegen relative Beleuchtungsstärken von 5 bis 9 %. Einen Artenreichtum, wie er in den historisch alten Wäldern ab Alter 120 möglich ist, fanden wir in den historisch jungen Wäldern erst bei 170-jährigen Beständen.

Ein markanter Sprung erfolgt mit dem Eintritt der Bestände in ihre reifen Phasen. Orientiert man sich an den Buchen, so fallen von den historisch alten Wäldern die Flächen 1 bis 4, von den historisch jungen Wäldern die Flächen 22 bis 25 in die Alters- und Zerfallsphase. (Die Lebensphasen natürlicher Buchenwälder werden von den Naturwaldforschern unterschiedlich bezeichnet. Wir folgen mit den Begriffen Optimalphase, Altersphase und Zerfallsphase Leibundgut 1993). Die Altersphase und die beginnende Zerfallsphase sind gekennzeichnet durch zunächst kleinere, später größere Lücken im Kronendach und damit einen höheren Lichtgenuß im Stammraum sowie durch Bäume mit nachlassender Vitalität, häufige Stammwunden mit harttrockenem oder weichfaulem Holz, Höhlungen in den Stämmen und Hochstümpfe von in drei bis acht Meter Höhe abgebrochenen Bäumen, d.h. durch spezielle Substrate oder Habitate, wie sie in den Beständen der Optimalphase selten sind oder fehlen (Photos 3 u. 4). Auch der Stammbau und damit die Säurebelastung wird in der Altersphase geringer, weil die Kronen sich abwölben und die Äste sich stärker nach außen neigen.

Die acht eben genannten Untersuchungsflächen in der Alters- und Zerfallsphase machen zusammen 15,6 ha aus, d.h. 13 % der untersuchten Waldfläche (ohne Waldaußenränder und Hofgehölze). Von den 94 in den Walduntersuchungsflächen insgesamt gefundenen Flechtenarten wurden 79 (= 84 %) auch in diesen acht „Uralt“-beständen notiert. Eine weitere Aufschlüsselung nach historisch alten und historisch jungen Wäldern sowie nach Kategorien der Roten Liste bringt Tabelle 9.

Der größere Artenreichtum in den historisch jungen Wäldern läßt sich mit ihrem größeren Eichenanteil und ihrer Bestandsgeschichte erklären. In zwei von ihnen sind Teile vormaliger Hofgehölze aufgegangen und haben zusätz-

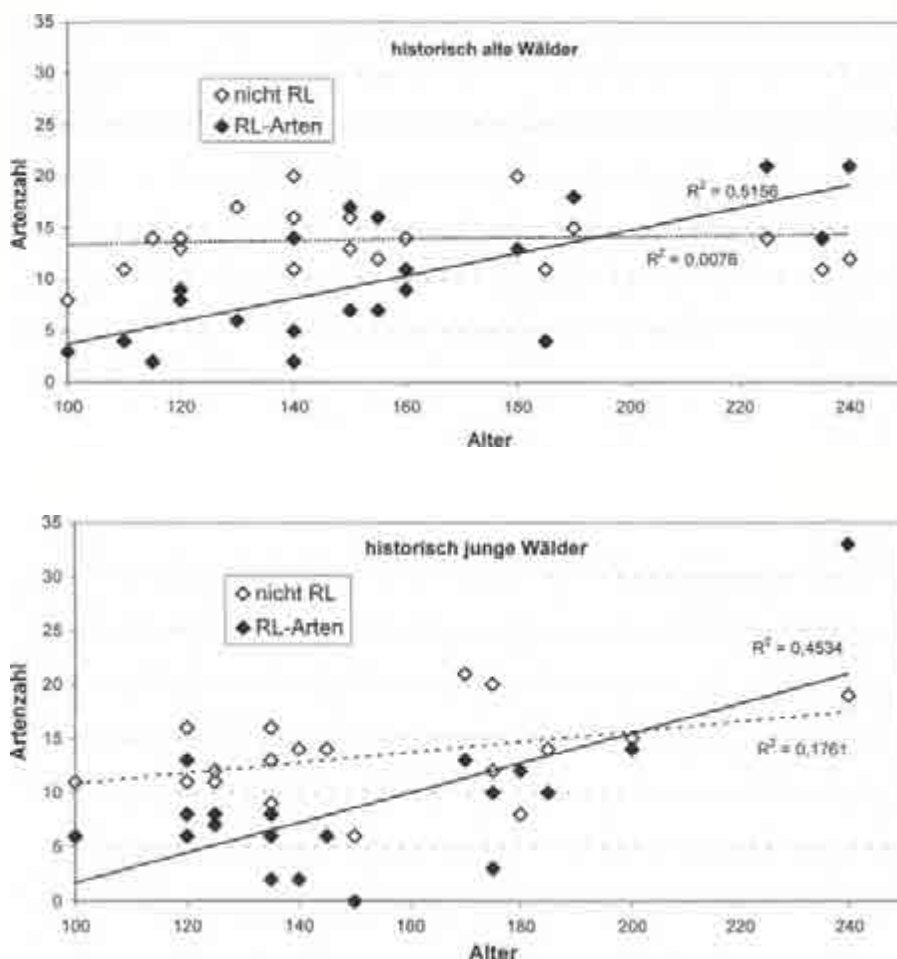


Abb. 5: Die Zahl der Rote-Liste-Arten und der übrigen Arten, geordnet nach dem Bestandesalter der Untersuchungsflächen, getrennt für historisch alte und historisch junge Waldbestände.

liche Arten dieser Verbreitungsgruppe mitgebracht (vgl. 3.2).

3.6 Die Rolle des Substrats

3.6.1 Buche und Eiche

Mit je 55 ha haben Buchen und Eichen an den Untersuchungsflächen insgesamt gleiche Anteile, so daß ein Vergleich ihres Flechtenbesatzes zulässig erscheint. Allerdings liegt der Schwerpunkt der Buche in den historisch alten Wäldern und den über 140jährigen Beständen der historisch jungen Wälder. In den Hofgehölzen kommen wenig, an den Waldaußenrandern keine Buchen vor.

Neben der sichtbaren Verschiedenheit – glatte lebende Rinde bei Buche, rauhe abgestorbene Borke bei den Eichen – unterscheiden sich die Substrate auch im natürlichen pH-Wert. Wirth (1995) stuft die Eichenrinde als „ziemlich sauer“ bei einem pH-Bereich von 4,1–4,8, die Buchenrinde als „mäßig sauer“ mit pH 4,9–5,6 ein.

An Buche wurden rund 1500, an Eiche rund 3300 Funde notiert (ohne Gattung *Cladonia*, *Lepraria incana* und *Lecanora conizaeoides*, s. Tab. 2 i. d. Anlage u. Abb. 2, S. 37). Geht man bei gleicher Fläche auch von ähnlich großen Baumzahlen aus, tragen die Eichen im Untersuchungsgebiet durchschnittlich doppelt so viele Flechtenarten pro Stamm wie die Buchen. Bei den Ursachen dürften die Lichtverhältnisse die Hauptrolle spielen. Die dunklen Buchenbestände der Optimalphase sind sehr flechtenarm (und die allgegenwärtige *Lepraria incana* ist in den Zahlen nicht enthalten). Zudem dürfte die rauhe Eichenborke die Ansiedlung erleichtern. Soweit wir Gelegenheit hatten, die Kronen gefällter oder gestürzter Bäume zu durchmustern, fanden wir auch die Eichenkronen-arten- und individuenreicher besetzt als die der Buchen. Von den Funden an Buche entfallen allerdings 40 % auf Rote-Liste-Arten (12 % Kategorie 1), während an Eiche die Rote-Liste-Arten nur 28% der Notierungen ausmachen (4,5 % in Kategorie 1; vgl. auch Abb 2, S. 37).

An Buchen fanden wir 66, an Eichen 73 und an sonstigen Gehölzen 70 Arten. Betrachtet man nur die typischen Waldarten (s. Tab. 3), kommen auf Buche wie auf Eiche 50 Arten vor, auf den übrigen

Tab. 9. Die Artenzahlen epiphytischer Flechten in den Beständen der Alters- und Zerfallsphase, getrennt nach historisch alten und historisch jungen Wäldern.

Biotoptyp	Hist. alter Wald	Hist. junger Wald	zusammen	gemeinsam
Untersuchungsfläche	1, 2, 3, 4	22, 23, 24, 25		
Größe in ha	8,7	6,9	15,6	
Altersspanne	190–240	180–240 (+)		
Bu / Ei / Va	7 / 2 / 1	4 / 5 / 1		
Artenzahl insges.	55	64	79	40
R. L. 1	15	13	20	8
R. L. 2	12	13	17	8
R. L. 3	8	14	16	6
R-L-Arten Summe	35	40	53	22
Anteil v. Artenzahl	65 %	63 %	67 %	55 %

Tab. 10a. Flechtenarten, die im UG nur an Buche gefunden wurden (nur typische Waldflechten) in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit (K = Zeiger für Waldkontinuität; A = Art der Alters- und Zerfallsphase; T = Totholzbesiedler).

Art	Anz. TB	RL	Bemerkungen
<i>Pertusaria hymenea</i>	66	1	K
<i>Lecanora argentata</i>	38	2	K
<i>Pyrenula nitida</i>	10	2	K (A, vereinzelt auch früher)
<i>Opegrapha vulgata</i>	8	2	A (K ?)
<i>O. ochrocheila</i>	7	1	K, A, T
<i>O. vermicellifera</i>	4	1	K, A
<i>Chaenotheca chlorella</i>	3	1	K, A, T
<i>Graphis elegans</i>	2	1	K
<i>Pachyphiale carneola</i>	1	1	K, A
<i>Porina leptalea</i>	1	1	K
<i>Lepraria jackii</i>	1	–	– zu wenig beachtet
Summe Tragerbaume	141		alle Funde nur in den BT 1 und 2a

Tab. 10b. Flechtenarten, die im Untersuchungsgebiet überwiegend an Buche gefunden wurden, nur typische Waldflechten, >75 % aller Notierungen an Buche, in der Reihenfolge der Buchen-Präferenz.

Art	Anz. TB Bu / Su	% an Bu	RL	Bemerkungen
<i>Graphis scripta</i>	174 / 178	98	3	nicht an Ei, selten an Hbu
<i>Mycoblastus fucatus</i>	168 / 177	95	–	selten an Ei
<i>Porina aenea</i>	54 / 57	95	–	nicht an Ei, selt Hbu, Vo
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	11 / 12	92	–	nicht an Ei, 1 × an Fi
<i>Arthonia radiata</i>	7 / 8	88	3	nicht an Ei, 1 × an Hbu
<i>Opegrapha varia</i>	7 / 8	88	2	1 × an Ei
<i>Ropalospora viridis</i>	13 / 15	87	–	1 × an Ei, 1 × an Hbu
<i>Pertusaria pertusa</i>	100 / 130	77	3	auch an Ei

Gehölzen 45 Arten. Von den insgesamt 71 typischen Waldarten zeigen 39 Arten im Untersuchungsgebiet eine deutliche Vorliebe für Buche oder für Eiche. Sie sind in den Tabellen 10 (a, b) und 11 (a, b) zusammengestellt.

Die Tabellen 10a und 11a stellen die nur an Buche gefundenen Arten gegenüber. Die besondere Bedeutung der Buche als Tragerbaumart wird durch elf typische Waldflechten von hohem Gefährdungsgrad und mit

Tab. 11a. Flechtenarten, die im UG nur an Eichen gefundenen wurden, nur typische Waldarten, in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit (K = Zeiger für Waldkontinuität; A = Art der Alters- und Zerfallsphase).

Art	Anz. TB	RL	Bemerkungen
<i>Hypocenomyce caradocensis</i>	7	–	
<i>Chaenotheca stemonea</i>	4	1	auch in Hofgehölzen
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	2	2	A
<i>Lecanactis abietina</i>	2	2	
<i>Pyrrhospora quernea</i>	2	1	A
<i>Calicium adpersum</i>	1	1	in Hofgehölz
<i>Chaenotheca trichialis</i>	1	1	
<i>Lecanora allophana</i>	1	1	
<i>Loxospora elatina</i>	1	1	K, A
Summe Tragerbäume	21		

Tab. 11b. Flechtenarten, die im UG überwiegend an Eichen gefunden wurden, nur typische Waldarten, >75 % aller Notierungen an Eiche, in der Reihenfolge der Eichen-Präferenz.

Art	Anz. TB Ei / Su	% an Ei	RL	kommt auch in den folgenden BT vor
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	119 / 125	95	3	2b, 2c, 3
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	419 / 436	94	–	2b, 2c, 3
<i>Arthonia vinosa</i>	51 / 55	93	2	2b, 3
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	333 / 373	89	–	2b, 2c, 3
<i>Bryoria fuscescens</i>	12 / 14	86	1	2b, 2c, 3
<i>Usnea filipendula</i>	55 / 65	85	1	2b, 2c, 3
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	75 / 91	82	3	2b, 2c, 3
<i>Pertusaria amara</i>	122 / 153	80	3	2b, 2c, 3
<i>Chrysotrix candelaris</i>	4 / 5	80	1	2b, 3
<i>Phlyctis argena</i>	20 / 26	77	3	2b, 2c, 3
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	13 / 17	76	2	2b, 3

Tab. 12. Vergleich der Flechtenfloren an Trauben- und Stieleiche (nur für Waldbestände, BT 1 und 2a, ohne Totholzbesiedler).

	Traubeneiche	Stieleiche
Untersuchungsfläche	28 ha	15 ha
Anzahl Trägerbäume	1114	867
Trägerbäume je ha UF	40	58
Flechtenarten	43	50
beiden Ei-Arten gemeinsam	33	33
nur an einer Ei-Art	10	17
davon typ. Waldflechten	5	11

meist hohem Kontinuitätsbedürfnis deutlich. Keine dieser Arten fand sich in Randlagen oder Hofgehölzen. Bei den neun nur an Eiche notierten Arten waren die Funde weit weniger zahlreich. Die bevorzugt an Buche wachsenden Flechten zeigen eine starke Bindung an das Waldinnere, während die meisten Flechtenarten der Eichen auch unter offeneren Verhältnissen gedeihen. Die gleiche Beobachtung machte Arup (1997d) in den südwestschwedischen

Laubwäldern. Auch dort sind – ebenso wie in unserem Untersuchungsgebiet – die Rote-Liste-Arten der Buchenwälder gern miteinander vergesellschaftet, so daß man beim Auftreten einiger von ihnen mit weiteren rechnen kann.

3.6.2 Stiel- und Traubeneiche

In Abschnitt 2.4.1 erwähnten wir die verschiedenartige Ausbildung der Borke von Stiel- und Traubeneichen. Eine sehr

tiefgrissige und dauerhafte Borke, wie sie für ältere Stieleichen typisch ist, findet sich bei Traubeneichen seltener. Deren Borke ist in der Regel eher flachschuppig und blättert oberflächlich ab, wobei Flechtenthalli verloren gehen. Das führt zu einer stärkeren Dynamik in der Flechtenvegetation an Traubeneichen.

Von den untersuchten Waldbeständen (nur Biotoptypen 1 und 2a) lassen sich 28 ha der Traubeneiche, 15 ha der Stieleiche zuordnen. Die Traubeneichenbestände liegen überwiegend in den historisch alten Wäldern, während Stieleichen nur in den historisch jungen Wäldern vorkommen. Insgesamt notierten wir an Eichen in den Vergleichsbeständen 66 Flechtenarten. Streicht man die Totholzbesiedler, für die die Borkenstruktur keine Rolle spielt, verbleiben 60 Arten.

Tabelle 12 läßt erkennen, daß die Stieleichenbestände die reichere Flechtenvegetation tragen. Sowohl die Zahl der Trägerbäume als auch die Artenzahl liegen höher, obwohl die Bestandesfläche der Stieleiche kleiner ist und keine historisch alten Walder umfaßt. Ein Vergleich der Arten zeigt, daß *Chaenotheca ferruginea* deutlich die tiefen Risse der Stieleiche bevorzugt (10 Funde/ha gegenüber 2,5 an Traubeneichen). In schwächerer Form scheint dies auch für *Chaenotheca chrysocephala* zu gelten (Funde je ha 3:1). Auch die wenigen Funde von *Chaenotheca furfuracea*, *Ch. stemonea*, *Ch. trichialis* und *Lecanora allophana* notierten wir an Stieleichen. Daß die beiden zuerst genannten *Chaenotheca*-Arten in den historisch jungen Wäldern häufiger vorkommen als in den historisch alten Wäldern, findet in ihrer Vorliebe für die Stieleiche eine Erklärung. *Thelotrema lepadinum* kommt wegen ihres Anspruchs an Waldkontinuität im Untersuchungsgebiet nicht an Stieleichen vor.

3.6.3 Sonstige Baumarten

Daß an den anderen Baumarten als Buche und Eiche bei nur etwa 12 ha Flächenanteil die vergleichsweise große Anzahl von rund 750 Funden notiert wurde, läßt sich auf drei Gründe zurückführen: Ein Großteil dieser anderen Baumarten steht in den Hofgehölzen mit ihrer überdurchschnittlich gut entwickelten Flechtenvegetation; hier kommen Baumarten mit basischer Rinde vor,

die besonders reich bewachsen sind, und hier wurde in Erwartung zusätzlicher Arten intensiver gesucht.

Neun Flechtenarten wurden nur an sonstigen Baumarten gefunden (s. Tab. 2 i. d. Anlage), darunter *Lecanora sambuci* und der nicht lichenisierte Pilz *Mycocalicium subtile*, die in Niedersachsen bzw. im Tiefland als verschollen galten, *Scoliciosporum sarothamni* – neu für Niedersachsen – und die sehr seltene *Usnea hirta*.

Auffallend unergiebig war die Suche an Hulse (Stechpalme, *Ilex aquifolium*), die in der älteren Literatur nicht selten als Trägerbaum (z. B. von *Graphis elegans*, *G. scripta*, *Porina aenea* und Arten der Gattungen *Opegrapha* und *Pertusaria* angegeben wird (Hauck 1996). Wir fanden fast nur *Hypogymnia physodes*, *Lepraria incana* und *Micarea prasina*, vermutlich wegen der sehr feuchtschattigen Verhältnisse an den Hülsestämmchen.

An Fichten und Kiefern, die beiläufig mit abgesucht wurden, wo sie den Laubwaldbeständen beigemischt sind, notierten wir insgesamt 20 Arten, darunter fünf Totholzbesiedler. Beiden Baumarten gemeinsam sind *Chaenotheca brunneola*, *Ch. ferruginea*, *Hypogymnia physodes*, *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana*, *Micarea misella*, *Mycocalicium subtile* (das wir nur an Fichte und Kiefer fanden) und *Trapeliopsis flexuosa*. An Fichte notierten wir außerdem *Hypogymnia tubulosa*, *Mica-*

rea prasina, *Trapeliopsis pseudogranulosa* und den überhaupt einzigen Fund von *Scoliciosporum sarothamni*. An Kiefer kommen noch *Calicium glaucellum*, die seltene *Chaenotheca xyloxena*, *Hypocenomyce scalaris*, *Lecanora expallens*, *Lepraria umbricola*, *Parmeliopsis ambigua*, *Placynthiella icmalea* und *Pseudevernia furfuracea* (Zeichnung 2) vor.

3.6.4 Funde an Totholz

Zehn Arten wurden nur an Totholz gefunden (kursiv in Tab. 2), d. h. auf dem Holz entrindeter abgestorbener Stämme, auf rindenlosen Stammwunden lebender Bäume oder an Pfählen (Photos 2, 3, 4 u. 5, S. 34, 35 u. 49). (Sobald abgestorbene Bäume fallen, werden sie für die echten Epiphyten unter den Flechten uninteressant, um so attraktiver jedoch für *Cladonia*-Arten und Moose.) Die 89 Trägerbäume verteilen sich auf 25 Buchen, 20 Eichen und 44 Gehölze anderer Arten, größtenteils Fichten und Kiefern. Das Baumartenangebot stehenden Totholzes setzt sich anders zusammen als das lebender Bäume. Abgestorbene Buchen und Birken vermorschen unter den hiesigen Klimaverhältnissen innerhalb weniger Jahre und stürzen um. Nur sehr dicke, kurze Buchenhochstümpfe halten sich länger. Bei beiden Arten fällt auch die Rinde nicht ab, sondern zersetzt sich allmählich. Rindenlose Fichten- und Eichenstämme (bei Fichte häufig auch Hochstümpfe) können Jahrzehnte stehen und den Flechten ein dauerhaftes Substrat zur Ansiedlung und Ausbreitung der Thalli bieten. Die Kiefer nimmt eine Mittelstellung ein.



Photo 5: Mehrere seltene Totholzbesiedler, unter ihnen die Braune Stecknadelflechte *Chaenotheca brunneola*, gedeihen auch auf dem harten trockenen Holz abgestorbener Nadelbäume. Photo U. Hanstein.

fig auch Hochstümpfe) können Jahrzehnte stehen und den Flechten ein dauerhaftes Substrat zur Ansiedlung und Ausbreitung der Thalli bieten. Die Kiefer nimmt eine Mittelstellung ein.

Von den zehn Flechtenarten auf Totholz haben wir nur *Lecanora saligna* als Freiland-Art eingestuft, alle übrigen als Waldarten. *Chaenotheca brunneola* wurde an 37 Trägerbäumen in 21 Untersuchungsflächen gefunden, die anderen Arten nur drei- bis zehnmal. *Chaenotheca chlorella* und *Opegrapha ochrocheila* zeigten sich nur an Buche, *Mycocalicium subtile* nur an Fichte und Kiefer, die restlichen an je zwei bis drei Substraten.

3.6.5 Zur Bevorzugung mattwüchsiger Trägerbäume

Ganz allgemein fallen schwachwüchsige Bäume oder Bestände durch stärkeren Flechtenbesatz auf. Schon Eichenjungwüchse in schlechter Verfassung oder Lärchen-Stangenhölzer auf zu armen Boden können an Stämmen und Zweigen ganz mit *Hypogymnia physodes* bedeckt sein. In unseren Untersuchungsflächen bestätigte sich die Beobachtung von Arup (1997a), daß stark unterdrückte, mattwüchsige Buchen oft



Zeichnung 2: *Pseudevernia furfuracea* – unterschiedliche Ausbildungen, z. T. mit üppigen Isidien und Fruchtkörpern. Zeichnung G. Ernst.

einen auffallend reichen Flechtenbesatz auch mit seltenen Arten tragen. Sollten auch solche Buchen, denen die soziale Stellung im Bestand kaum ein Dickenwachstum erlaubt, die gleichen für Flechten förderlichen Rindeneigenschaften besitzen wie sehr alte Buchen mit nachlassender Vitalität? In die lebende Rinde, die bei der Buche bis ins Alter die Oberfläche bildet, werden beim Dickenwachstum laufend junge Parenchymzellen eingebaut. Flechtenthalli werden dabei seitlich gedehnt oder zerrissen (Wirth et al. 1999). Aber auch die Rindeneigenschaften dürften bei kräftig wachsender Rinde andere sein als bei stagnierendem Wachstum.

Eine weitere Erklärung kann in der geringeren Schadstoffbelastung liegen. An unterständigen und unterdrückten Buchen, die durch das Kronendach des Hauptbestandes geschützt sind und ihre Zweige waagrecht ausbreiten, läuft kaum Regenwasser am Stamm ab.

3.6.6 Individuelle Unterschiede der Tragerbäume

In Buchenbeständen ist die Flechtenvegetation i. d. R. sehr ungleich verteilt. Bei Bäumen der herrschenden Schicht, die sich nach Stammstärke, Kronenform und Belichtung wenig unterscheiden, tragen häufig einzelne Stämme einen arten- und individuenreichen Flechtenbewuchs, während die Nachbarn kaum oder nur mit „Allerweltsarten“ besetzt sind. Es gibt Buchen mit vom normalen Typ abweichenden Rindenstrukturen, so z. B. borkige „Steinbuchen“, die in manchen Beständen gehäuft vorkommen (z. B. Untersuchungsflächen 12 und 21), mit allen Übergängen zur Normalform (Büsgen 1917), oder besonders im unteren Teil älterer Buchen längsrissige oder querfaltige Ausprägungen, die der Ansatz zu besserem Flechtenbewuchs sein können. Oft tritt die reichere Flechtenvegetation aber ohne eine äußerlich erkennbare Rindenabnormität auf. Möglicherweise variiert die Buchenrinde individuell z. B. hinsichtlich Sauregrad, Wassergehalt, Porosität oder anderer Eigenschaften, die besonders für halbhuterrindig wachsende Krustenflechten von Bedeutung sind. (Wirth et al. 1999 nennen als Beispiele *Graphis scripta*, *Pertusaria leioplaca* und *Pyrenula nitida*). Der am Stamm ablaufende Anteil des sauren Regens kann ebenfalls

bei gleichdicken Buchen stark variieren (Weihe 1979, Gerke 1987)

3.7 Konkurrenz

Konkurrenz zwischen den Flechten scheint im Untersuchungsgebiet nur eine geringe Rolle zu spielen. Selbst an reichlich mit verschiedenen Arten bewachsenen Stämmen wachsen die Flechtenthalli selten ineinander. Einzig *Lepraria incana* kann große Stammpartien bedecken, ohne anderen Flechten Raum zu lassen, und die Birkenstämme der Waldinnenränder sind gelegentlich sehr dicht von *Platismatia glauca*, *Pseudevernia furfuracea* (Zeichnung 2), *Hypogymnia physodes* und *Cladonia*-Arten besiedelt. *Chaenotheca ferruginea* vermag die tiefen Borkenrisse der Eichen weit auszufüllen und anderen *Chaenotheca*-Arten den Platz zu nehmen. *Lecanora expallens* überzieht manchmal die Lager von *Arthonia vinosa*. *Pertusaria amara* kann an Eichen mehrere dm² große Thalli bilden. Auch die Thalli von *Thelotrema lepadinum* können – wenn auch selten – recht groß werden (größer 12 dm²). Viele kleine Thalli von Pfennig- bis Markstückgröße bilden *Ochrolechia microstictoides* an Eichen und *Mycoblastus fucatus* an Buchen, zwischen diesen wäre aber genug Platz für andere Flechten. *Hypogymnia physodes* und *Parmelia saxatilis* überziehen Äste und Zweige mitunter sehr dicht, breiten sich aber an den Stämmen selten großflächig aus. *Evernia prunastri*, die an Waldrand-Eichen große Stammteile mit einem dichten Pelz bekleiden kann (Photo 1, S. 34), ist im Waldesinneren meistens nur in wenigen kleinen Exemplaren zu finden. Eine aggressive Ausbreitung von *Lecanora conizaeoides* zu Lasten anderer Flechten, wie sie für Südschweden von Ekman (1997) beschrieben wird, konnten wir hier nicht feststellen.

Algen spielen als Konkurrenten kaum eine Rolle. Moose, z. B. *Hypnum cupressiforme* var. *mamillatum*, *Brachythecium rutabulum* und *Isoetecium myosuroides* dagegen bewachsen die Stämme oftmals weit hinauf. Darin sind mitunter die Lager von *Thelotrema lepadinum* eingebettet, an den Rändern bereits von Moosen überwachsen. *Lepraria lobificans* überwächst die Moose, ohne sie schwer zu schädigen. Über diesen Konkurrenzkampf sollen mehrjährige Beob-

achtungen mit Folienzeichnungen in der Untersuchungsfläche 1 Aufschluß geben. Zur Zeit sehen wir Konkurrenz nicht als Ursache für das Fehlen mancher Arten in den Wäldern des Forstamts Sellhorn an.

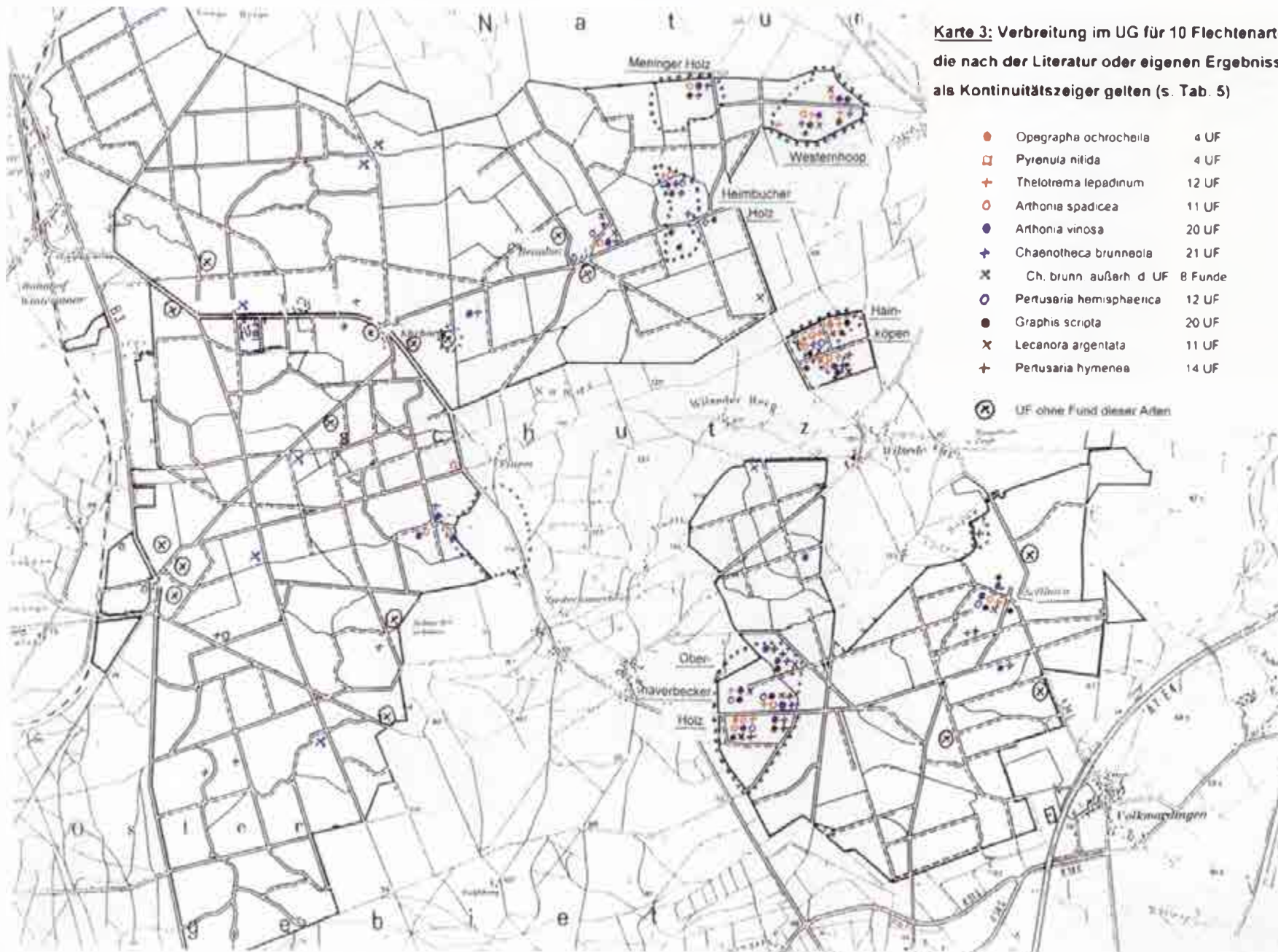
3.8 Verbreitung und Ausbreitung der Flechten im Forstamt Sellhorn

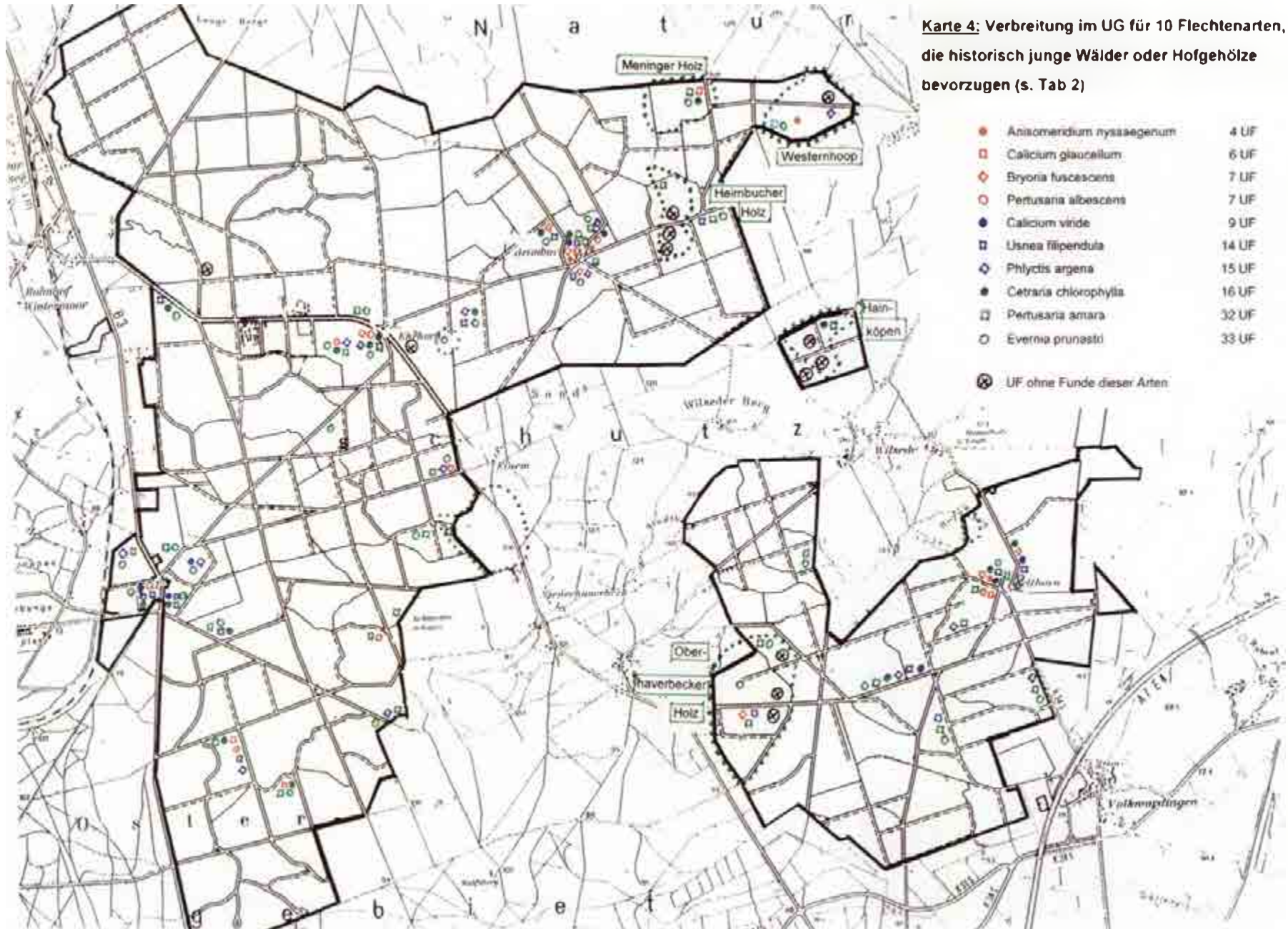
Aus älterer Zeit liegen keine Aufzeichnungen über die Flechtenflora im Forstamt Sellhorn oder dessen nähere, standortlich vergleichbare Umgebung vor. Unsere eigenen Untersuchungen fanden in einem verhältnismäßig kurzen Zeitabschnitt statt, in dem ein Zuwachs der Flechten noch nicht nachweisbar ist. Deshalb bleibt nur die Möglichkeit, aus der augenblicklichen Verbreitung der Arten auf deren Vordringen oder Rückgang zu schließen. (Bei der folgenden Betrachtung des ganzen Untersuchungsgebiets ist zu berücksichtigen, daß unsere untersuchten Teilflächen darin sehr ungleich verteilt sind. Der Nordwesten des Forstamts, in dem ältere Buchen und Eichen weder bestandesbildend noch wegbegleitend vorkommen, ist gar nicht abgedeckt.)

Eine kartenmäßige Übersicht über die Verbreitung im Untersuchungsgebiet bringen wir nur am Beispiel 20 ausgewählter Arten. Karte 3 enthält zehn Arten, die nach unseren Untersuchungen im Forstamt Sellhorn oder nach Literaturangaben als charakteristisch für historisch alte Wälder angesehen werden. Die starke Konzentration in den alten Waldgebieten Oberhaverbecker Holz, Hainkopen und Westernhoop wird deutlich.

Karte 4 (S. 52) zeigt Flechtenarten mit Vorliebe für historisch junge Wälder und Hofgehölze. Untersuchungsflächen, die auf Karte 3 gut besetzt sind, sind auf Karte 4 leer oder schwach besetzt und umgekehrt. Hier wird der Einfluß von Biotop und Substrat deutlich. Bei der Beurteilung muß beachtet werden, daß die Mehrzahl der Arten der Karte 3 überwiegend auf Buche, die der Karte 4 überwiegend auf Eiche wachsen.

Bei genauer Betrachtung der notierten Funde erhält man verschiedene Verbreitungstypen. Diese reichen von (1) mehr oder weniger gleichmäßig über das ganze Untersuchungsgebiet verbreitet, über (2) Verbreitung mit Lücken oder Schwerpunkten in allen





Abstufungen, bis hin (3) zur Abhängigkeit von einem bestimmten Biotoptyp. Dazu einige ausgewählte Beispiele:

(1) Außer den zehn sehr häufigen, in mehr als 40 (von 58) Untersuchungsflächen gefundenen Arten gehört *Chaenotheca brunneola* (Karte 3) zu den über das ganze Untersuchungsgebiet verbreiteten, aber nur in einem Teil der Flächen notierten Arten (21 Untersuchungsflächen, 37 Trägerbäume). Ihr Vorkommen ist abhängig vom Vorhandensein stehenden Totholzes. Bei anderen verbreiteten Arten wie z. B. *Cetraria chlorophylla* (16 UF, 34 TB) oder *Pertusaria flavida* (10 UF, 18 TB) haben wir keine Erklärung für ihr stellenweises Fehlen.

(2) Im Gegensatz zur Eiche, die in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets zumindest in kleinen Beständen oder in Bestandesrändern vorkommt, fehlt die Buche in der Westhälfte des Untersuchungsgebiets weitgehend, im Südwesten völlig (von Jungwuchs abgesehen). Das spiegelt sich in der Verbreitung der die Buche bevorzugenden Arten wider. Selbst die anspruchslosen und häufigen unter den Buchenflechten (Tab. 10b) kommen im Westteil des Untersuchungsgebiets nicht (*Pertusaria pertusa*) oder fast nicht vor (*Mycoblastus fucatus*, *Porina aenea*).

(3) Die Abhängigkeit von bestimmten Biotoptypen wird in der Verbreitung der Arten deutlich, die auf ökologische Kontinuität angewiesen sind oder Bestände in der Reifephase bevorzugen (3.3–3.5, Tab. 7). Hier fallen weitere Differenzierungen auf: *Thelotrema lepadinum* (12 Untersuchungsflächen, 132 Trägerbäume, Karte 3) kommt gehäuft in Hainkopen (3 UF, 48 TB), im Westernhoop (4 UF, 45 TB) und im Oberhaverbecker Holz (3 UF, 37 TB) vor. Vorerst ohne Erklärung bleibt, warum relativ oft gefundene Arten wie *Thelotrema lepadinum*, *Pertusaria pertusa*, *P. hymenea* oder *Lecanora argentata* in manchen geeignet erscheinenden Untersuchungsflächen fehlen.

Graphis scripta (Zeichnung 3) zeigt eine auffallende Konzentration im Oberhaverbecker Holz (5 Untersuchungsflächen, mehr als 100 Trägerbäume), und dort wiederum in Fläche 17 (mit mindestens 85 Trägerbäumen), wo ein 120-jähriger Buchenbestand der Art offenbar optimale Verhältnisse bietet. Die Flächen 13, 18 und 19 liegen in den Kon-

zentrationen von *G. scripta*. Dennoch haben wir die Art dort nicht gefunden. Die drei genannten Flächen erscheinen vom ganzen Milieu ungeeignet für *G. scripta*, sie sind zu licht, es fehlen die schwächeren, unterständigen Buchen.

Usnea filipendula (14 Flächen, 65 Trägerbäume, Karte 4) bevorzugt die Waldinnenränder, gehäuft im Südosten des Untersuchungsgebiets. Sie wächst dort gern massiert an benachbarten Bäumen. (Außerhalb der Untersuchungsflächen fanden wir aber auch üppige *U. filipendula*-Vorkommen im Kronenraum mitten in einem historisch jungen 120-jährigen Stieleichenbestand.)

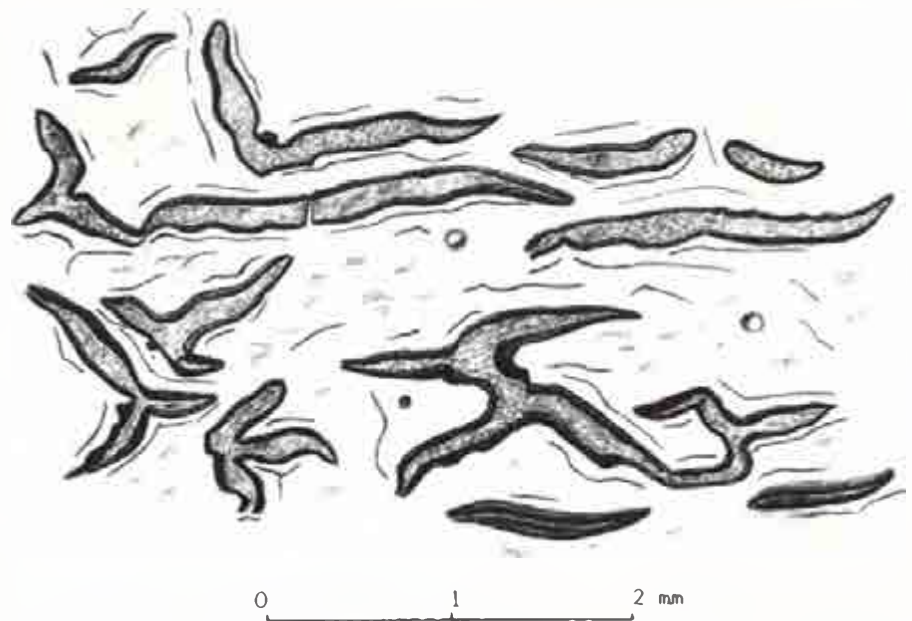
Bei Flechtenarten, die in einem oder mehreren Gebieten gehäuft auftreten, liegt die Vermutung nahe, daß sie dort in Ausbreitung begriffen sind. Auffallend ist, daß von den fünf Trägerbäumen der seltenen *Chrysotrix candelaris* vier in unmittelbar benachbarten Untersuchungsflächen stehen. Ähnliches gilt für *Cyphelium inquinans*, *Chaenotheca stemonea* und *Pertusaria coccodes*.

Die Frage nach einem Rückgang stellt sich bei den im Untersuchungsgebiet seltenen Arten: *Pyrenula nitida* (4 Untersuchungsflächen, 10 Trägerbäume) wurde in drei historisch alten Wäldern gefunden, *Opographa ochrocheila* (4 UF, 7 TB) und *O. vulgata* (2 UF, 8 TB) in je zwei historisch alten Wäldern,

O. vermicellifera (2 UF, 4 TB) nur im historisch alten Wald Hainkopen. Bei *O. ochrocheila* ist der Bestand durch den Zusammenbruch zweier Hochstümpfe in der Untersuchungsfläche 1 bereits während unserer Untersuchungszeit von sieben auf fünf Trägerbäume geschrumpft.

Auch bei häufig vorkommenden Flechtenarten fällt auf, daß sie in vielen Untersuchungsflächen nur an je ein oder zwei Trägerbäumen gefunden wurden: Bei *Ochrolechia androgyna* in 18 von 28 Flächen, bei *Chaenotheca chrysocephala* in 23 von 35 Flächen, bei *Pertusaria amara* in 10 von 32 Flächen. Eine noch intensivere Durchforschung des Gebiets mag die Anzahl der Trägerbäume erhöhen, aber die Tendenz wird bleiben. Ist dies ein Zeichen für ein geringes Ausbreitungsvermögen der Arten selbst in einem für sie geeigneten Gebiet? *Ochrolechia androgyna* und *Pertusaria amara* verbreiten sich vegetativ durch Soredien, *Chaenotheca chrysocephala* bildet fast immer Apothecien mit Ascosporen aus, so daß die Vermehrung gesichert sein mußte. Gilbert (1992) schätzt das Ausbreitungsvermögen der Krustenflechten allgemein geringer ein.

In Tabelle 3 (S. 38) haben wir 32 Arten gekennzeichnet, die nicht walddtypisch sind, sondern auch oder überwiegend außerhalb von Wäldern vorkommen.



Zeichnung 3: *Graphis scripta* – Schriftflechte: An einigen Stellen sehr häufig an Buchen in historisch alten Wäldern des Staatsforst Sellhorn. Zeichnung G. Ernst.

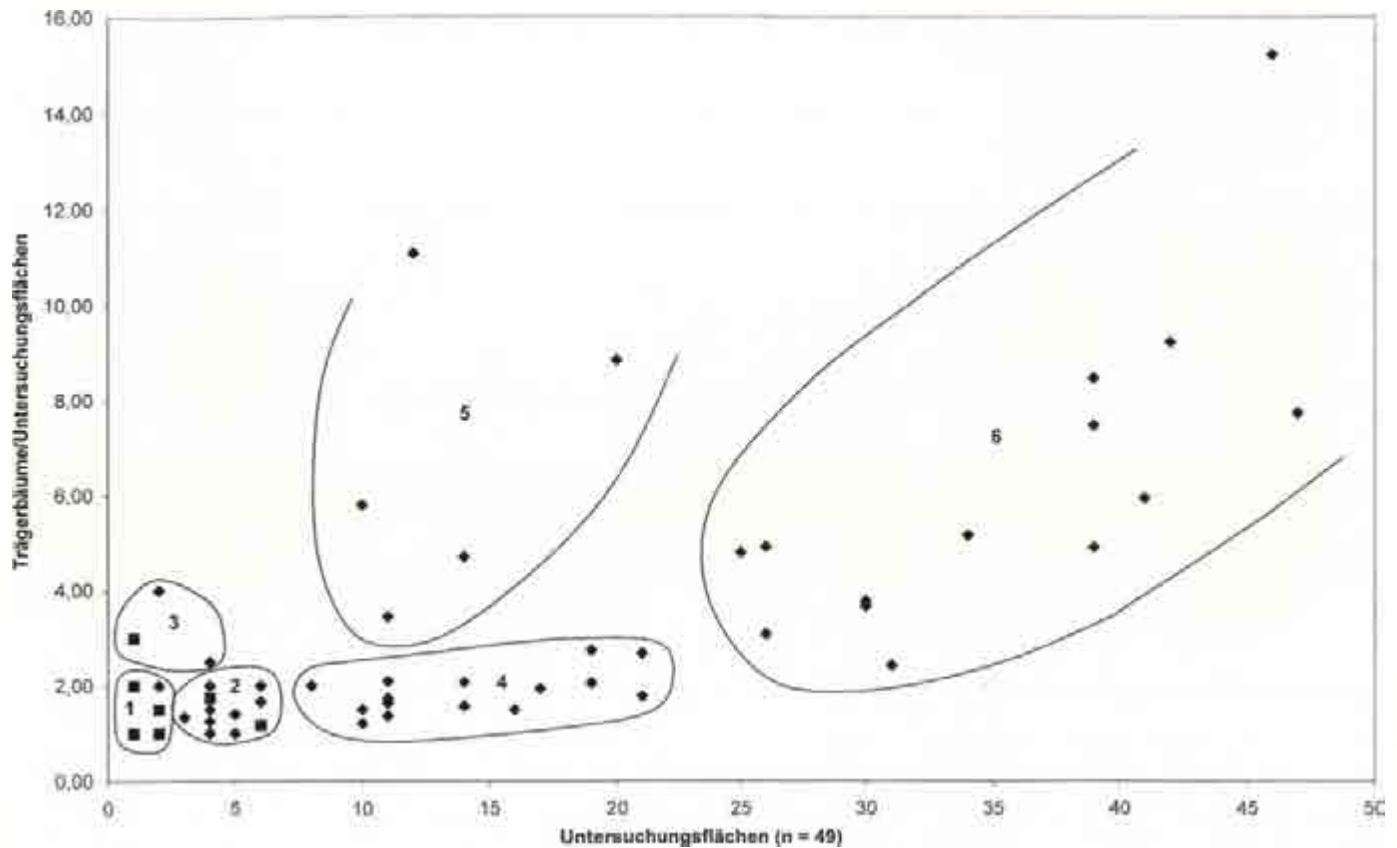


Abb. 6: Verteilungsmuster der Flechtenarten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Wald haben („Waldarten“ nach Tab. 3 sowie *Hypogymnia physodes* und *Hypocenomyce scalaris*, für BT 1, 2a, 2b). Symbole: Raute = eine Art; Quadrat = mehrere Arten (die einzelnen Punkte sind mit Hilfe der zugehörigen Artenliste zu identifizieren).



Photo 6: Eine mit Krustenflechten vor allem aus der Gattung *Pertusaria* ungewöhnlich gut bewachsene alte Eiche (Untersuchungsfläche 25). Photo U. Hanstein

Wie sich diese Arten auf die Biotoptypen verteilen, läßt Tabelle 4 (i. d. Anlage) erkennen. Von den Arten ohne besondere Ansprüche („Allerweltsarten“) finden sich viele in allen Biotoptypen verbreitet (Verbreitungsgruppe D). Arten freistehender Bäume – darunter auch seltene – häufen sich in den Hofgehölen und den daraus hervorgegangenen ältesten historisch jungen Beständen. Einzelne Exemplare lichtliebender Arten haben sich hier und dort in die Waldbestände verirrt.

3.9 Verteilungsmuster

In Anlehnung an die Darstellungsweise und Diskussion bei Fritz & Larsson (1996) haben wir das Verteilungsmuster in Abbildung 6 erstellt. Die Grafik stellt die Stetigkeit der Arten durch die Anzahl der besiedelten Untersuchungsflächen (x-Achse), die mittlere Größe der einzelnen Populationen durch die Anzahl Trägerbäume je besiedelter Untersuchungsfläche (y-Achse) dar. Dadurch werden Unregelmäßigkeiten, die durch

unterschiedliche Größe und Struktur der Untersuchungsflächen auftreten, aufgehoben. Die geographische Lage der Untersuchungsflächen zueinander bleibt unberücksichtigt.

Wir haben die Darstellung auf die Verhältnisse im Wald beschränkt, indem wir nur die Biotoptypen 1, 2a und 2b ausgewertet und nur die Waldflechtenarten (Tab. 3) berücksichtigt haben. Fortgelassen wurden *Lepraria jackii*, die zu wenig beachtet wurde, und *Usnea hirta*, deren Biotope wir mit der Auswahl der Untersuchungsflächen möglicherweise nicht getroffen haben. Hinzugefügt wurden *Hypogymnia physodes* und *Hypocenomyce scalaris*, die auch im Wald reichlich vorkommen.

Die Verteilungsmuster der 69 in Abbildung 6 aufgenommenen Arten lassen sich in sechs Gruppen zusammenfassen:

Gruppe 1: 18 Arten wurden nur in ein oder zwei Untersuchungsfläche an je ein oder zwei Trägerbäumen gefunden; eine auch von Arup (1997a) und Scheidegger et al. (1997) beschriebene Er-

Artenliste zu Abb. 6

Anzahl UF	TB/UF	Nr.	Artname	Anzahl UF	TB/UF	Nr.	Artname
1	1,00	22	<i>Chaenotheca trichialis</i>	6	2,00	54	<i>Micarea prasina</i>
1	1,00	38	<i>Lecanora allophana</i>	8	2,00	74	<i>Pertusaria flavida</i>
1	1,00	48	<i>Lepraria jackii</i>	10	1,20	97	<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>
1	1,00	52	<i>Loxospora elatina</i>	10	1,50	75	<i>Pertusaria hemisphaerica</i>
1	1,00	63	<i>Pachyphiale carneola</i>	10	5,80	98	<i>Usnea filipendula</i>
1	1,00	77	<i>Pertusaria leioplaca</i>	11	1,36	92	<i>Ropalospora viridis</i>
1	1,00	86	<i>Porina leptalea</i>	11	1,64	80	<i>Phlyctis argena</i>
1	1,00	94	<i>Scoliciosporum sarothamni</i>	11	1,73	14	<i>Cetraria chlorophylla</i>
1	1,00	99	<i>Usnea hirta</i>	11	2,09	4	<i>Arthonia spadicea</i>
1	2,00	20	<i>Chaenotheca furfuracea</i>	11	3,45	39	<i>Lecanora argentata</i>
1	2,00	29	<i>Graphis elegans</i>	12	11,08	95	<i>Thelotrema lepadinum</i>
1	3,00	21	<i>Chaenotheca stemonea</i>	14	1,57	66	<i>Parmelia glabratula</i>
2	1,00	36	<i>Lecanactis abietina</i>	14	2,07	87	<i>Pseudevernia furfuracea</i>
2	1,00	68	<i>Parmelia subaurifera</i>	14	4,71	76	<i>Pertusaria hymenea</i>
2	1,00	90	<i>Pyrrhospora quereana</i>	16	1,50	51	<i>Lepraria umbricola</i>
2	1,50	2	<i>Anisomeridium nyssaegenum</i>	17	1,94	27	<i>Dimerella pineti</i>
2	1,50	17	<i>Chaenotheca chlorella</i>	19	2,05	6	<i>Bacidina arnoldiana</i> coll.
2	1,50	24	<i>Chrysothrix candelaris</i>	19	2,74	5	<i>Arthonia vinosa</i>
2	1,50	25	<i>Cliostomum griffithii</i>	20	8,85	30	<i>Graphis scripta</i>
2	2,00	15	<i>Chaenotheca brachypoda</i>	21	1,76	16	<i>Chaenotheca brunneola</i>
2	2,00	61	<i>Opegrapha vermicellifera</i>	21	2,67	85	<i>Porina aenea</i>
2	4,00	62	<i>Opegrapha vulgata</i>	25	4,80	78	<i>Pertusaria pertusa</i>
3	1,33	100	<i>Usnea subfloridana</i>	26	3,08	57	<i>Ochrolechia androgyna</i>
4	1,00	23	<i>Chaenotheca xyloxena</i>	26	4,92	72	<i>Pertusaria amara</i>
4	1,25	73	<i>Pertusaria coccodes</i>	30	3,67	49	<i>Lepraria lobificans</i>
4	1,50	7	<i>Bryoria fuscescens</i>	30	3,77	18	<i>Chaenotheca chrysocephala</i>
4	1,75	56	<i>Mycocalicium subtile</i>	31	2,42	35	<i>Hypogymnia tubulosa</i>
4	1,75	59	<i>Opegrapha ochrocheila</i>	34	5,15	55	<i>Mycoblastus fucatus</i>
4	2,00	60	<i>Opegrapha varia</i>	39	4,90	33	<i>Hypocenomyce scalaris</i>
4	2,50	89	<i>Pyrenula nitida</i>	39	7,46	70	<i>Parmeliopsis ambigua</i>
5	1,00	8	<i>Buellia griseovirens</i>	39	8,46	19	<i>Chaenotheca ferruginea</i>
5	1,40	3	<i>Arthonia radiata</i>	41	5,93	84	<i>Platismatia glauca</i>
5	1,40	11	<i>Calicium salicinum</i>	42	9,21	58	<i>Ochrolechia microstictoi</i> coll.
6	1,17	32	<i>Hypocenomyce caradocensis</i>	46	15,22	34	<i>Hypogymnia physodes</i>
6	1,17	53	<i>Micarea misella</i>	47	7,72	67	<i>Parmelia saxatilis</i>
6	1,67	10	<i>Calicium glaucellum</i>				

scheinung. Es sind anspruchsvolle und ausbreitungsschwache Arten, möglicherweise Reste rückläufiger Populationen oder auch Vorposten einer Neukolonisation, für die das Risiko einer zufälligen Auslöschung groß ist.

Gruppe 2: 14 Arten kommen in drei bis sechs Flächen an durchschnittlich ein oder zwei Trägerbäumen vor. Auch sie scheinen wenig Ausbreitungsdynamik oder sehr spezielle Ansprüche zu besitzen, doch ist das Risiko des Erlöschens geringer. Die Durchschnittswerte verdecken, daß in einzelnen Untersuchungsflächen etwas größere Populationen auftreten können, so bei *Micarea prasina* (6 Flächen, 2 Trägerbäume/

Fläche), die in Fläche 38 einen Schwerpunkt mit sieben Trägerbäumen besitzt.

Gruppe 3: Drei Arten sind nur in ein bis vier Untersuchungsflächen, aber mit mehr als zwei Trägerbäumen/Fläche vertreten (*Chaenotheca stemonea*, *Opegrapha vulgata* und *Pyrenula nitida*), so daß man den kleinen Zentren eine Überlebens- und Ausbreitungschance zubilligen könnte.

Gruppe 4: 15 Arten bilden in 8 bis 21 Untersuchungsflächen vermutlich wegen spezieller Habitatansprüche durchschnittlich sehr kleine Populationen. Bei einigen kommen doch entwicklungs- und höhere Ansätze vor, so bei *Cetraria chlorophylla* und *Pseudevernia furfuracea*

mit 5, *Bacidina arnoldiana* und *Chaenotheca brunneola* mit 6, *Porina aenea* mit 7, *Dimerella pineti* mit 8, *Arthonia vinosa* mit 10 Trägerbäumen.

Gruppe 5: Fünf Arten kommen in 10–20 Untersuchungsflächen auf durchschnittlich 3–12 Trägerbäumen/Fläche vor. Sie können anscheinend in zusa-
genden Biotopen stabilere Populationen entwickeln. Aus dieser kleinen Gruppe ragen zwei Arten heraus, *Thelotrema lepadinum* und *Graphis scripta* mit ihrer hohen Anzahl von Trägerbäumen. Beide sind Rote-Liste-Arten, die fast ausschließlich in den historisch alten Wäldern gefunden wurden. Dieses Verhalten läßt sich als Hinweis auf eine

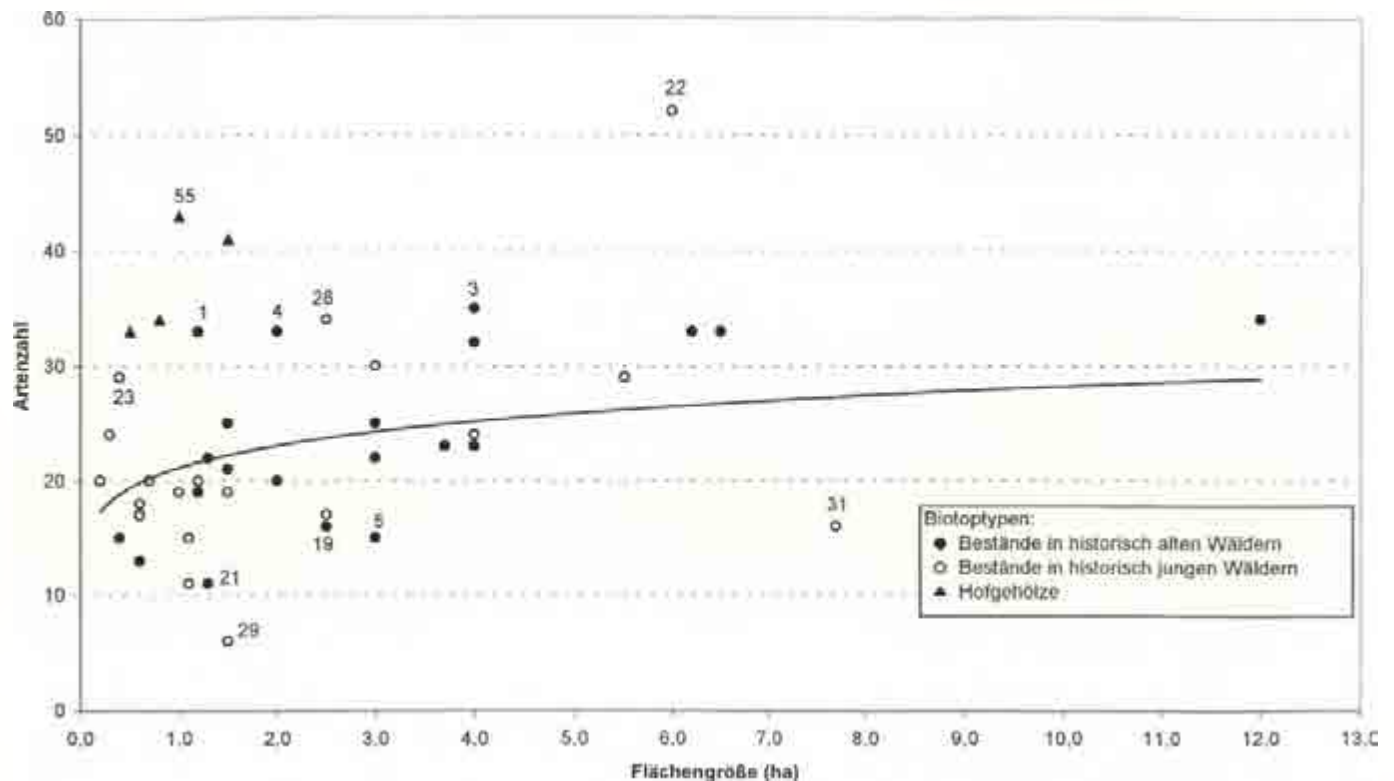


Abb. 7: Artzahl-Areal-Beziehung für Biotoptypen 1, 2a und 3 (die numerierten UF sind in Abschn. 3.10 besprochen). Gleichung der eingezeichneten Trendlinie: $y = 21,147 \times 0,1249^x$; Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,0782$.

gute Nah-Ausbreitungsmöglichkeit dieser Arten ansehen, sofern geeignete Habitate zur Verfügung stehen. Sandstede (1912) gibt für *Thelotrema lepadinum* an: „In allen größeren Waldungen, stellenweise massenhaft.“ Dies mag für unsere Fläche 1 zutreffen, wo wir sie an 29 Bäumen gefunden haben. Von *Graphis scripta* schreibt Sandstede (1912): „häufig an jeglichen Laubholzbaumen und Strauchern.“ Wir haben sie außer an Buche (dazu näheres in 3.8) nur wenige Male an Hainbuche gefunden.

Gruppe 6: 14 Arten schließlich sind in 25 und mehr Untersuchungsflächen verbreitet, bei sehr unterschiedlichen durchschnittlichen Populationsgrößen, von *Hypogymnia tubulosa* auf 31 Flächen mit durchschnittlich 2,45 Trägerbäumen bis *Hypogymnia physodes* auf 46 Flächen mit durchschnittlich 15,22 Trägerbäumen. Sie ist im Gebiet (nach *Lecanora conizaeoides* und *Lepraria incana*) die häufigste Art.

Diese Betrachtung ist schematisiert. Bei Aussagen zur einzelnen Art müssen z. B. ihre Habitatansprüche, die Lage der besetzten Untersuchungsflächen zueinander und die Verteilung der Trägerbäume im Bestand zusätzlich berücksichtigt werden.

3.10 Artzahl-Areal-Beziehung

Auf der Basis aller in den Untersuchungsflächen gefundenen Arten wurde eine Artzahl-Areal-Kurve erstellt (Abb. 7), allerdings nur für die Biotoptypen 1, 2a und 3. (Bei den Innen- und Außenrändern mit ihren band- oder linienförmigen Figuren, aus denen oft nur interessante Abschnitte aufgenommen wurden, sind die Flächenangaben unsicher, so daß eine Artzahl-Areal-Betrachtung keinen Sinn ergibt.) Nach der vorangegangenen Darstellung kann es nicht überraschen, daß die Beziehung zwischen Flächengröße und Artenzahl sehr weit streut. In den historisch jungen wie in den historisch alten Wäldern kommen je nach dem Zusammentreffen günstiger oder ungünstiger Lebensraumfaktoren artenreiche und artenarme Untersuchungsflächen vor.

Den einheitlichsten Typ bilden die Hofgehölze, die in der Artenzahl alle über dem Durchschnitt liegen, geführt von Fläche 55 – Hofgehölz Sellhorn – mit dem größten Angebot an Trägerbaumarten und einer kühl-feuchten Schattenlage.

Bei den historisch alten Wäldern ragt die Fläche 1 heraus, zwar reine Bu-

che, aber mit besonders günstigen Biotopbedingungen (s. 3.4 u. Anhang II). Fläche 3 birgt trotz ungünstiger Westexposition viele Arten an den nischenreichen, sehr alten Eichen und Buchen. Fläche 4 ist alt und struktureich gemischt aus Buche, Eiche, Kiefer und Fichte mit günstigen Licht- und Kleinklimaverhältnissen.

Negative Ausreißer unter den historisch alten Wäldern sind Fläche 5, die extrem verinselt war und einen Westrand bildet (s. Karte 2, S. 31), Fläche 21, ein erst 100jähriger und völlig dunkler Buchenbestand, und schließlich Fläche 19, Eichen und wenige Buchen in einem Nadelholz-Grundbestand.

Unter den historisch jungen Wäldern ist Fläche 22 der Spitzenbestand überhaupt, dank langer Kontinuität und dem Vorkommen von sowohl Buchen als auch Eichen in der Alters- und Zerfallsphase (s. Beschreibung in Anhang II). Neben allgemein verbreiteten Arten wachsen hier solche, die ihren Schwerpunkt in den historisch alten Wäldern haben (Tab. 4, Gruppe B, i. d. Anlage) und solche, die für historisch junge Wälder oder Hofgehölze typisch sind (Tab. 4, Gruppen F u. G). Eine ähnliche Bestandesgeschichte, dazu neben

Buchen und Eichen noch Linden als Trägerbäume, zeichnen die kleine Untersuchungsfläche 23 aus. Die Fläche 28 enthält alte Laubbäume in luftfeuchter Tallage.

Die relativ artenarmsten unter den historisch jungen Wäldern sind Fläche 31, ein dicht geschlossener reiner Buchenbestand in der Optimalphase, und Fläche 29 mit sehr tief und breit bekronen Buchen. Beide Fälle lassen sich mit Lichtmangel und Baumartenarmut erklären.

4 Gefährdung der Arten und ihrer Lebensräume

4.1 Das Artenspektrum im Vergleich

Das Gesamtergebnis der Kartierung – der Nachweis von 103 epiphytischen Flechtenarten im Untersuchungsgebiet, darunter 68 Arten der (ergänzten) Roten Liste für Niedersachsen (Hauck 1992a u. 1996), sogar mehrere in Niedersachsen noch nicht nachgewiesene oder für verschollen gehaltene Arten – erscheint als ein sehr erfreuliches Resultat und bestätigt die herausragende Bedeutung des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide auch als Wald-Naturschutzgebiet in Norddeutschland. Andererseits wurden viele Arten nur einmal oder wenige Male gefunden, und flechtenkundlich bedeutsam und artenreich ist nur 1 % des untersuchten Waldgebiets! Einige Arten, die in benachbarten Gebieten des niedersächsischen Tieflandes – wenn auch selten – gefunden wurden und die nach den Biotopverhältnissen auch im Untersuchungsgebiet zu erwarten waren, konnten wir hier nicht nachweisen (Tab. 5, S. 39ff.).

Eine vergleichende Wertung der Ergebnisse stößt auf große Schwierigkeiten. In Tabelle 5 haben wir Artenlisten aus Untersuchungen, die im letzten Jahrzehnt in Norddeutschland und einigen Mittelgebirgen stattfanden, zusammengestellt. Sie sind methodisch und im Flächenumfang sehr verschiedenen angelegt. Auch Klimatyp und Biotopcharakter der untersuchten Waldgebiete unterscheiden sich stark. In vielen herrschen nicht Buchen, sondern Eichen oder andere Baumarten vor. Das Forstamt Sellhorn übertrifft alle diese Waldgebiete im Artenreichtum an epiphytischen Flechten – mit einer Ausnahme, dem nördlichen Weser-Ems-

Gebiet (Spalte 6 in Tab. 5), in dem aber auch die Epiphyten außerhalb von Wäldern einbezogen wurden. Dem Untersuchungsgebiet und damit dem Naturschutzgebiet Lüneburger Heide scheint auch überregional – für Nord- und Mitteleuropa – lichenologisch eine besondere Bedeutung zuzukommen.

Ein Zeitvergleich ist vollends unmöglich, da aus dem Untersuchungsgebiet keinerlei ältere Flechtenkartierungen publiziert sind. (Nöldeke nennt in seinem 1870 erschienenen Verzeichnis der im Fürstentum Lüneburg beobachteten Flechten fünf bemerkenswerte Laubwälder, unter ihnen den Lüßwald, der 50 km südlich unseres Untersuchungsgebiets im gleichen Wuchsbezirk liegt. Dort notierte er sechs Arten, darunter vier an Buchen.)

Vergleicht man unsere Artenliste und die Häufigkeiten mit den Angaben, die aus dem Anfang des 20. Jahrhunderts für nordwestdeutsche Wälder vorliegen, scheint die epiphytische Flechtenflora stark verarmt zu sein. Aus dem Landkreis Harburg (dem das nordöstliche Drittel des Untersuchungsgebiet zugehört, der aber auch bis in das Hamburger Ballungsgebiet reicht) sind nach Ernst (1997) insgesamt 78 Flechtenarten (nicht nur epiphytische) verschwunden, die in der älteren Literatur genannt wurden. Zu den verschollenen gehören in erster Linie Arten der naturnahen Wälder. Die zahlreichen (bei Ernst 1997 und Hauck 1996 zusammengestellten) Veröffentlichungen von Sandstede und Erichsen aus der Zeit zwischen 1890 und 1960 betreffen jedoch Nachbarlandschaften im Norden und Nordwesten des Untersuchungsgebiets, die fast alle deutlich näher zur Küste liegen und eine höhere Luftfeuchte genießen, aber auch starker Immissionsbelastet waren und sind.

Übrigens wies schon Wagner (1914), der als Zeitgenosse mit Sandstede und Erichsen in Verbindung stand, auf die klimatischen Besonderheiten des Bezirks Lüneburg hin: „Unsere Flechtenflora ist in mancher Beziehung eigenartig. ... die Waldflechten sind in Oldenburg, wohl infolge des feuchteren Klimas, zahlreicher. Daher erreichen einige Flechten, z.B. eine Schriftflechte, *Graphis elegans*, vom Westen her vordringend, unser Gebiet nicht mehr. Andererseits sind einige bei uns gefundene Flechten anderswo im nordwestdeut-

schen Tieflande noch nicht entdeckt ...“ Unsere Liste verzeichnet auch zwölf Arten, die bei Sandstede (1898 u. 1912) und Erichsen (1957) für das niedersächsische Tiefland nicht genannt sind (s. kommentierte Artenliste, Anhang I).

Was für eine Reihe südschwedischer Laubwälder möglich war, nämlich für genau feststehende Gebiete Flechten-Bestandsaufnahmen aus jungster Zeit mit älteren zu vergleichen, die bis zu 100 Jahren zurückliegen, und sodann aus der dokumentierten zwischenzeitlichen Behandlung auf die Ursachen der Bestandesänderungen zu schließen (Ekman 1997), ist für unser Untersuchungsgebiet leider nicht möglich. Trotzdem sollen im folgenden einige Überlegungen zur Gefährdung und zum Schutz der epiphytischen Flechten im Untersuchungsgebiet angestellt werden.

4.2 Betrachtung der Waldgeschichte unter flechtenökologischen Gesichtspunkten

Wie lange und wie stark die Lebensbedingungen für epiphytische Waldflechten im Untersuchungsgebiet durch menschliche Einflüsse verändert wurden, zeigt ein Rückblick in die letzten zweieinhalb Jahrtausende Waldgeschichte. Soweit die Quellenlage es erlaubt (s. 2.2), lassen sich vier Szenarien beschreiben:

Szenarium 1: Große, buchenreiche Wälder. Für die Epoche von 500 v. Chr. bis 1000 n. Chr. kann man sich große zusammenhängende, jedenfalls gegenüber den offenen Heiden vorherrschende Wälder vorstellen, je nach Dichte der menschlichen Besiedlung mehr oder minder stark aufgelichtet oder von vorübergehenden Rodungen unterbrochen. Buche und Eiche rangen um die Vorherrschaft, diese vom menschlichen Einfluß, jene von der natürlichen Dynamik gefordert. Die Epiphyten der erst spät eingewanderten Buche hatten genügend Zeit, sich auszubreiten. Lokal war ihnen das Zurückdrängen der Buche nachteilig, anderenorts förderte die Auflichtung den Artenreichtum, insgesamt waren sie nicht gefährdet. Wo menschlicher Einfluß längere Zeit ausblieb, bildeten die Entwicklungsphasen des Buchenwaldes ein natürliches Mosaik, in welchem die reifen Phasen (Alters- und Zerfallsphase) ungefähr die Hälfte der Fläche ausmachten (Leibund-

gut 1993) und für die spezialisierten Arten leicht erreichbar waren.

Szenarium 2: Verinselung und Verlichtung der Wälder. Vom frühen Mittelalter bis in das 19. Jahrhundert schmolzen die Waldgebiete zu Waldinseln zusammen, die schließlich noch rd. 5 % der Gesamtlandschaft ausmachten. Das feucht-kühle Waldinnenklima, wie es für geschlossene buchenreiche Hochwälder kennzeichnend ist, ging selbst in den größeren Holzungen mit fortschreitender Ausplünderung immer mehr verloren, bestanden sie doch 1823 bis zu einem Drittel aus Blößen (Tempel 1993), und auch die noch bestockten Teile trugen oft nur einen lockeren Baumbewuchs. Burckhardt (1864) schildert sie als „kleinere, vereinzelte und versprengte, häufig in der Form entstellte Forstorte, welche in dem weiten offenen Flachlande wie Inseln umherliegen. Wind und Wetter zerren unaufhörlich an den Rändern dieser kleinen Forsten ...“.

An Licht mangelte es diesen Holzungen im Stammraum nicht, zumal die unteren Äste häufig der Laubheugewinnung zum Opfer gefallen waren.

Die Waldreste waren von weiten Heiden umgeben, die geplaggt oder gebrannt wurden und z. T. – so in der Umgebung des Heimbucher und Meninger Holzes – auch zu offenen Sandfeldern herabgewirtschaftet waren. Die gefurchten Sandstürme werden nicht nur Flugsand, sondern auch Humuspartikel und mineralische Asche eingeweht und damit eine gewisse Eutrophierung des Substrats bewirkt haben, die für manche Flechten eine positive Wirkung gehabt haben kann.

Die Entwaldung ganzer Gegenden hatte auch in deren Regionalklima zu größerer Lufttrockenheit geführt, weil die Verdunstung aus der Interzeption und Transpiration des Waldes fehlte (Enckhausen 1879). Nach Peters (1862), Burckhardt (1872) und Linde (1904) machte sich das im Mangel an Tau- und Wolkenbildung und leichten Regenfällen, im Versiegen von Quellen sowie durch längere Sonnenscheindauer und durch größere Witterungsextreme bemerkbar. In der Zentralheide mit ihren ohnehin meist grundwasserfernen Sandböden durfte sich das stärker ausgewirkt haben als in küstennahen Landstrichen oder Moor- und Niederungsgebieten.

Neben die Vernichtung der Wälder, die Fragmentierung der Reste und die Veränderung des Lokal- und Regionalclimas trat als vierter Faktor der Mangel an alten Bäumen und Beständen, besonders bei Buchen. Daß der stellenweise auch bei der Buche geführte Stockausschlagbetrieb (Schade, 1960; Tempel, 1993) zu einem hohen Anteil an schief oder krumm gewachsenen Stämmen führte, dürfte vor allem den *Cladonia*-Arten und den Moosen zugute gekommen sein.

Totholz – stehend wie liegend – wurde mit abnehmender Waldfläche infolge des großen Brennholzbedarfs immer rarer und fand sich allenfalls in Form von Dürnrästen in den Kronen oder in rindenlosen Stammwunden.

Szenarium 3: Nadelwaldaufforstungen, Luftverschmutzung. Die Aufforstung riesiger Heideflächen mit Kiefer und etwas Fichte ab der Mitte des 19. Jahrhunderts brachte einen Anstieg der Waldfläche auf das 25fache. Darin eingebettet genossen auch die verbliebenen historisch alten Wälder wieder ein Waldinnenklima und eine gewisse Abschirmung gegen die in diesem Zeitabschnitt einsetzenden und zunehmenden Schadstoffeinträge aus der Luft. Durch Ackeraufforstung und Randgestaltung hielt die Stieleiche, als Allee- und Grenzbaum die Birke Einzug im Untersuchungsgebiet.

Die vormalig reinen, aber heruntergewirtschafteten Laubwälder wurden schon seit der Mitte des 18. Jahrhunderts mit Fichte und Kiefer aufgefüllt, so daß die letzten autochthonen Buchen- und Buchen-Traubeneichen-Bestände noch weiter verinselten – nun im Meer des Nadelwaldes. Mit dem Nadelwald kam auch die Kahlschlagwirtschaft, der vermutlich mancher Laubwaldrest oder Überhalter zum Opfer fiel. Andererseits verschonte man einige Laubalthölzer in Erkenntnis ihres Seltenheitswertes von der planmäßigen Ernte (s. Tab. 0, S. 32).

Für die Aufforstung der offenen Heideflächen mit ihren humusarmen Oberböden kam die Buche nicht in Frage. Auch der Eichenanbau gelang nur auf aufgelassenen Äckern, kaum aber auf Heideböden. Schon bei der Erstaufforstung war aber daran gedacht, nach einer Kiefern-Pioniergeneration Buche und Eiche zumindest auf den besseren Böden wieder nachzupflanzen (Kremser in Otto 1989). Dazu hätte sich im

Untersuchungsgebiet aus heutiger Sicht die erste Gelegenheit geboten, als man in den Jahren 1922 bis 1935 im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide versuchte, die reinen Kiefernwälder ohne Kahlschläge in Mischbestände umzuwandeln. Verschiedenste einheimische und fremdländische Baumarten wurden gepflanzt, von denen außer Fichten und Europäischen Lärchen nichts gedieh. Mit der Buche wurde es merkwürdigerweise kaum versucht. Auch ab 1950, als nach der Wiederaufforstung der großen Reparationsliebe mit Kiefer wieder waldbauliche Gestaltungsmöglichkeiten bestanden hätten, kam es nicht zu einem nennenswerten Umbau von Kiefer in Laubholz. Man hatte sich nun wieder dem dafür ungeeigneten Kahlschlagverfahren verschrieben. Der Umschwung setzte erst nach dem Jahrhundertortkan von 1972 mit einer neuen Waldbaukonzeption ein (Kremser & Otto 1974).

Totholz blieb Mangelware. (So schildert es der Flechtenkundler Arnold 1890 aus eigener Anschauung auch aus dem Frankischen Jura.) Das Laubholz war weiterhin als Brennholz begehrt, beim Nadelholz verlangten teils berechnete, teils übertriebene Forstschutzrücksichten eine „saubere“ Wirtschaft.

In diese kurze Epoche fällt auch der dramatische Anstieg der zivilisationsbedingten Luftverschmutzung. Nach Ulrich (1993) stieg die Gesamt-Emission von SO_2 in Deutschland ab 1850 steil an und erreichte zur Zeit des 1. Weltkrieges bereits hohe Werte. Ähnlich verläuft die in England für Rothamsted ermittelte SO_4 -Depositionskurve (Sverdrup et al. 1995). Schon am Anfang des 20. Jahrhunderts, stärker noch um dessen Mitte, wird aus Nordwestdeutschland über deutliche Flechtenrückgänge berichtet (Feuerer & Ernst 1993, Klement 1966). (Zur aktuellen Lage im Untersuchungsgebiet s. 2.3.)

Szenarium 4: Rückkehr des Laubwaldes. Seit 1973 wird in ständig zunehmendem Maße zunächst die Traubeneiche, dann vor allem die Buche als die natürliche Hauptbaumart nachgepflanzt (s. Tab. 0). Hainbuche und Linde werden hie und da der Eiche, Bergahorn vereinzelt der Buche beigemischt. Laubbäume – vornehmlich Birke und Vogelbeere, aber auch Eiche und Buche – wandern durch natürliche Ausbreitung in die Kiefernwälder ein. Kahlschläge werden nicht mehr geführt, allerdings treten

z.T. flächenhafte Windwürfe auf. Bei der Pflege der Nadelholzbestände werden die beigemischten Laubbäume gefördert. Abgestorbene Stämme werden, vor allem bei den Laubhölzern und der Kiefer, in zunehmendem Maße geduldet, die Nutzung alter Laubholzbestände hinausgeschoben oder ganz unterlassen.

Die schwefelhaltigen Stoffeinträge erreichen ihren Höhepunkt und gehen seit 1980 wesentlich zurück, der Stickstoffeintrag ist unvermindert hoch (s. 2.3). Bei der Luftverschmutzung sind neben der unmittelbaren Wirkung auf die Flechten und ihr Tragersubstrat Baumrinde – bei der Buche durch den starken Stammabfluß des Niederschlags verstärkt – zwei weitere Aspekte zu beachten. Einerseits liegen die Laubwaldbestände im Untersuchungsgebiet i. d. R. im Schutz ausgedehnter Nadelwälder, die als Immissionsfilter wirken könnten. Andererseits bringt der Stickstoffeintrag einen Düngungseffekt zusätzlich zu der unter dem Einfluß des Waldes in Gang gekommenen Regeneration der Heideböden (Meeseburg et al. 2001, in diesem Heft). Dies führt zu einer früher nicht gekannten Frohwüchsigkeit der Bestände, die den gefährdeten epiphytischen Waldflechten, welche eher schwachwüchsige Bäume bevorzugen, nicht bekömmlich sein dürfte (s. 3.6.5).

Szenarium 5: Ein Blick in die Zukunft: Zieht man vom jetzigen Waldzustand im Untersuchungsgebiet und den vorliegenden Planungen (Forsteinrichtungswerk von 1998) die Linien in die Zukunft, so ist für das 21. Jahrhundert zu erwarten, daß die Buche ihre Stellung als Hauptbaumart zurückerobert (Hanstein 2000). Für die Buchenbestände, die sich jetzt in der Reifephase befinden und ihrem natürlichen Ende entgegengehen, werden in den kommenden Jahrzehnten zunächst noch einige Bestände aus der Optimalphase nachwachsen. Dann aber wird bei diesem für die Waldflechten wichtigsten Biototyp für ein Jahrhundert der Nachschub nahezu ausbleiben (Tab 0, S. 32 und Abb. 9, S. 65).

4.3 Diskussion einiger Einflußgrößen

Das letzte Jahrtausend der skizzierten Waldgeschichte des Untersuchungsgebiets hat die Lebensbedingungen der epiphytischen Flechten einschneidend

verändert. Dabei war die längste Zeit eine mehr und mehr zunehmende unregelmäßige Waldnutzung, im letzten Abschnitt die geregelte Forstwirtschaft bestimmend. Im folgenden soll versucht werden, einige wichtige Faktoren herauszulösen und für sich zu betrachten – auch wenn klar ist, daß sie in der Wirklichkeit stets – und in jedem Einzelfall verschieden – zusammenwirkten. (Wie artenarm oder -reich die Flechtenflora je nach Zusammentreffen günstiger oder ungünstiger Umstände aussehen kann, schildert Arup 1997a anschaulich für südwestschwedische Buchenwälder.)

4.3.1 Biotopverlust und Verinselung

Allein der Verlust an Waldareal schlechthin und an buchenreichen Laubwäldern im besonderen könnte anspruchsvolle und von Natur aus seltene Flechtenarten schon in Bedrangnis gebracht haben. Zugleich mit dem Waldflächenverlust oder durch diesen bedingt verschlechterte sich aber auch die Qualität der verbliebenen Restbiotope.

Die am Tiefpunkt noch verbliebene Waldfläche zerfiel in fünf größere und zwei unbedeutende Waldinseln sowie einige winzige Hofgehölze und Stühbüsche, die durch baumlose Heideflächen voneinander getrennt waren. Die Abstände betrugen zwischen 500 m und 3 km (Karte 2, S. 31). Die Verinselung oder Fragmentierung von Lebensräumen kann zum Aussterben von Arten führen, was meistens mit Beispielen aus dem Tierreich belegt wird (z. B. Jedicke 1990, Mühlenberg & Slovák 1997, Primack 1995). Mit der Problematik der Artenzahl-Flächen-Beziehung bei Gefäßpflanzen in Wäldern setzt sich Zacharias (1996) auseinander. Wenn auch viele Fragen zu Fortpflanzungsbiologie, Ausbreitungsstrategie und Populationsdynamik offen und auch nur auf Artebene zu beantworten sind, besteht kein Zweifel, daß die Waldflechten als langlebige Organismen mit ausgeprägten Standortansprüchen unter Arealzersplitterung zu leiden haben.

Im Falle der Flechtenarten an Buche, die auf deren Alters- und Zerfallsphase, und hier wiederum auf besondere, nicht an allen Bäumen vorkommende Rindenverhältnisse oder auf andere seltene Kleinstrukturen wie Stammwunden spezialisiert sind, nur unter günstigen kleinklimatischen Verhältnissen gedei-

hen und sich nur über geringe Abstände auszubreiten vermögen, ist ein Aussterben durch Verinselung plausibel.

Auch wenn – wie Fritz & Larsson (1996) annehmen – das durch Zufälle mitbedingte Aussterben isolierter Populationen sich bei Flechten länger hinzieht als bei Tieren und anderen Organismen mit kurzer Generationsdauer, dürfte doch die im Untersuchungsgebiet schon seit vielen Jahrhunderten bestehende Verinselung der Buchenwälder ihre Wirkung getan haben.

Zur Überprüfung dieser Annahme reicht unser Material nicht aus. Doch deuten Artenzahlen und Artenspektren auf Verinselungseffekte hin, wenn man die früher durch offene Heiden, jetzt meist durch Nadelwälder voneinander getrennten historisch alten Waldgebiete miteinander vergleicht. In den beiden kleinsten, die ihr Flächenminimum bei nur 2–4 ha hatten (Untersuchungsflächen 5 und 15), fanden wir Artenzahlen von nur 15 bzw. 20, und darunter nur jeweils eine Art der Rote-Liste-Kategorie 1, obwohl die Waldstrukturen und bei Fläche 15 auch die kleinklimatischen Voraussetzungen günstig sind. Von den 75 Arten, die in den fünf größeren ehemaligen Waldinseln (mit 18 Untersuchungsflächen) insgesamt notiert wurden, kommen 22 Arten in allen fünf, 12 Arten in vier, 7 in drei, 6 in zwei und 28 Arten nur in einem dieser Waldgebiete vor. Die Artenspektren sind also deutlich differenziert. Für diese fünf ehemaligen Waldinseln wurden jeweils alle Untersuchungsflächen zusammengefaßt und die Ergebnisse in Tabelle 13 dargestellt. Noch deutlicher wird die Differenzierung, wenn man den Vergleich auf die gefährdeten Waldflechtenarten beschränkt (s. Tab. 8, S. 45). Die Artenzahlen an Buche (fett in Tab. 13, S. 60) fallen am weitesten auseinander, weil bei ihnen das Vorhandensein oder Fehlen der Alters- und Zerfallsphase eine zusätzliche Rolle spielt.

Aus der südschwedischen Provinz Halland, wo die Verinselung der Buchenwälder vor allem in den jüngsten 200 Jahren ablief, listen Fritz & Larsson (1996) 38 Buchenwälder auf, die mit zehn und mehr epiphytischen Flechtenarten der Roten Liste als besonders wertvoll gelten. 21 dieser Bestände haben sehr geringe Größen von 0,7 bis 5 ha, und die seltenen Flechten kommen oft nur an einzelnen Bäumen vor.

Tab. 13. Anzahl der Flechtenarten in fünf historisch alten Laubwaldinseln. Für jedes Gebiet ist die Artenzahl summarisch und auch nach Trägerbaumarten getrennt angegeben. Die „exklusiven“ Arten, die nur in einem der fünf Gebiete vorkommen, stehen fast alle auf der Roten Liste. Als Minimalfläche wurde die Größe im Jahre 1828 (nach Tempel 1993) angenommen. Das Meninger Holz war kurz danach vorübergehend fast ganz entwaldet (Hanstein 1991).

Waldgebiete	Minimal- Fl. ha	UF ha	Artenzahl					Exklusive Arten		
			Su	Bu	Ei	Va	RL	Su	RL1/2	RL3/4
Oberhaverb. Holz	84	13,3	54	36	29	12	34	12	10	1
Westernhoop	44	14,7	40	30	21	9	20	3	2	1
Hainköpen	42	9,2	49	42	19	5	26	6	5	0
Heimbucher Holz	31	9,6	43	32	20	8	21	5	2	2
Meninger Holz	(23)	12,0	34	16	21	12	14	2	0	2

Die Autoren rechnen dort mit einem weiteren Aussterben.

Der flechtenreichste südschwedische Buchenwald Ödegärdet hatte um 1820 eine Größe von 80 ha, heute noch von knapp 20 ha, und beherbergt dennoch 135 Arten an Buche – bei allerdings günstiger Bestandesstruktur und klimatischer Lage (Gustavsson 1995). Von den dort nur an Buche gefundenen Arten wurden 30 nur je einmal, 15 Arten je zweimal notiert. (Zum Vergleich: In unseren Untersuchungsflächen liegen insgesamt rd. 55 ha Buchenwald, daran wurden 66 Arten gefunden.)

4.3.2 Biotopkontinuität

Der Frage der Biotopkontinuität haben wir von vornherein besondere Beachtung geschenkt. Die Bedeutung historisch alter Walder ist für Nordwestdeutschland – angeregt durch englische Erkenntnisse (Literatur s. Peterken 1994) – in jüngerer Zeit mehrfach hervorgehoben worden, auch mit Hinweisen auf epiphytische Flechten (z.B. Wulf 1994, Wulf & Kelm 1994, Härdtle & Westphal 1998, Heinken 1998).

Zur Rolle historisch alter Wälder für das Überleben epiphytischer Flechten kennen wir allerdings aus dem norddeutschen Tiefland keine Originalarbeiten. In der südschwedischen Provinz Halland, die geographisch und waldgeschichtlich der Lüneburger Heide näher liegt als England, sind Fritz & Larsson (1996) diesem Zusammenhang nachgegangen. Dank des bis 1650 zurückreichenden Kartenmaterials und einer offenbar weit fortgeschrittenen Erfassung der gefährdeten epiphytischen Flechten konnten sie nachweisen, daß bei 27 auf Buche vorkommenden Rote-

Liste-Arten eine starke, allerdings graduell abgestufte Bindung an historisch alte Wälder besteht. Soweit örtlich keine direkte Waldkontinuität nachzuweisen war, war doch der Abstand zum nächsten historisch alten Wald gering, nicht größer als 300 Meter. Bei den auch an Eiche vorkommenden Arten war die Bindung an Waldkontinuität weniger eng.

Fritz & Larsson (1996) nehmen an, daß das Prinzip der Kontinuität für alle Waldtypen gilt, aber auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. Buchenwälder, die als Klimax die gleichen Örtlichkeiten lange Zeit besetzten, also sehr stabile Lebensräume darstellten, sagen Flechten mit geringem Ausbreitungsvermögen zu. Die Kontinuität konnte sich deshalb bei Buchenwaldarten – so die Annahme – auf einen engen Raum beziehen.

Andererseits wollen die genannten Autoren auch für die Flechten an Buchen (von denen der größte Teil auch an anderen Laubbaumen existieren kann) die Kontinuität nicht im engsten Sinne der ständigen Anwesenheit von Buchenwald auf der Fläche verstanden wissen, sondern als „biologische oder ökologische Kontinuität“, bei der die Waldböden nie so groß bzw. geeignete Waldbestände oder Trägerbäume nie so weit entfernt waren, daß nicht auch ausbreitungsschwache Arten diese Abstände hätten überwinden können. Waldkontinuität bedeutet also – anders ausgedrückt – das Vorhandensein alter Bäume in einer Waldlandschaft über eine Zeitspanne, die es den meisten möglichen Besiedlern erlaubt, geeignete Habitate zu besetzen. Für eine so weit gefaßte Definition spricht auch die Geschichte des oben (4.3.1) genannten

Spitzenbestandes für epiphytische Flechten an Buchen in Südschweden. Das heutige Waldgebiet Ödegärdet war von 500 v.Chr. bis 1500 n.Chr. ackerbaulich genutzt und nur mit Waldresten und Baumreihen durchsetzt, danach noch bis 1800 ein Hudewald (Gustavsson 1995).

4.3.3 Klimafaktoren

Abgesehen vom Einfluß der Entwaldung auf das Regionalklima wurde auf Klimaschwankungen in den vier Szenarien (s. 4.2) nicht eingegangen. Sie gingen auch offensichtlich nicht so weit, daß sie die synökologische Vorrangstellung der Buche und damit die Buchenwaldgesellschaften als zonale Vegetation irgendwann in Frage gestellt hätten, weder in der Wärmeperiode des Hochmittelalters noch in der „kleinen Eiszeit“ vom 17. bis zum 19. Jahrhundert. Dies gilt auch vorerst für den seit 120 Jahren für Deutschland nachweisbaren steigenden Temperaturentrend (Umweltbundesamt 1997).

Die mittleren Jahresniederschläge im Untersuchungsgebiet lagen im 20. höher als im 19. Jahrhundert, stiegen aber seit 1960 nicht mehr an (Hanstein & Wübbenhorst 2001, in diesem Heft). Die für Deutschland allgemein getroffene Feststellung (Umweltbundesamt 1997), daß die Niederschläge im Sommerhalbjahr ab-, im Winterhalbjahr zunehmen, wird durch die örtlichen Meßergebnisse bestätigt.

Die extreme Entwaldung hatte, wie oben beschrieben, zu einem stärker lufttrockenen Regionalklima mit einem Mangel an leichten Regenfallen und Taubildung geführt. Dies wird durch Aufzeichnungen bestätigt, nach denen im letzten Viertel des 19. Jahrhunderts häufige und lange anhaltende Dürreperioden schwere Rückschläge bei den Heideaufforstungen brachten (Hauptmerkbuch S. 230–236, Archiv des Forstamts Sellhorn).

Im Regionalklima des Untersuchungsgebietes dürfte sich die großflächige Wiederbewaldung mit der auf Interzeption, Transpiration und Windabschwächung beruhenden Wirkung des Waldes in einer höheren und auch gleichmäßigeren Luftfeuchte ausgewirkt und damit die Lebensbedingungen typischer Waldflechten generell verbessert haben.

Hauck (1998 und Brief v. 10. 02. 2000) und Koperski (1998) sehen auch in der Entwässerung der Landschaft eine Rückgangsursache für die im allgemeinen auf hohe Luftfeuchte angewiesenen Epiphyten. In unserem Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung mit ganz überwiegend grundwasserfernen Sandböden gab es nicht viel zu entwässern, so daß dieser Faktor hier keine Rolle spielen dürfte. Die wenigen kleineren Entwässerungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet wurden in den 1970er und 80er Jahren rückgängig gemacht.

Gegenüber den Verhältnissen natürlicher buchenreicher Wälder war das Waldinnenklima der im 16. bis 19. Jahrhundert verbliebenen stark verlichteten Waldreste einschneidend verändert. Wind und Sonne und die fehlende Streudecke führten zu starker Austrocknung. Erst durch die geregelte Forstwirtschaft schlossen sich die Wälder wieder. Lokalklimatisch negativ wirkende Faktoren, wie großflächige Kahlschläge oder Windwürfe, können dennoch einzelne Untersuchungsflächen getroffen haben. Durch den Aufbau des Holzvorrats, den Übergang zu kahl-schlaglosem naturnahem Waldbau, die Bildung stufiger Bestandesstrukturen und den zunehmenden Anteil der Laubbäume entwickeln sich Windruhe und Luftfeuchte positiv (Mitscherlich 1971).

In der Periode der aufgelockerten Wälder kann ein gewisses Mehr an Lichtgenuß auch günstig auf den Flechtenbestand und die Artenzahl gewirkt haben. Dies gilt auch für die Beimischung von Lichtbaumarten zur Buche in den späteren Wirtschaftswäldern.

4.3.4 Substratangebot

In den verbliebenen Wäldern wurde, vor allem seit dem 30jährigen Krieg, die Traubeneiche gegenüber der Buche stark gefördert. Da Eichen i. d. R. stärkeren Flechtenbewuchs tragen (s. 3.6.1) und viele Arten sowohl an Buche als auch an Eiche vorkommen, könnte sich dies forderlich auf das Artenspektrum ausgewirkt haben, sofern ein genügender Buchenanteil blieb. Der Anbau der Stieleiche bei Ackeraufforstungen kam wiederum einigen Flechtenarten zugute (s. 3.6.2). Die großflächigen Kiefern- und Fichtenaufforstungen verbesserten das Substratangebot kaum, da

die sauren Rinden dieser Baumarten nur wenigen Flechten zusagen und es am Fichtenstamm i. d. R. zu trocken ist.

In vielen Wäldern mangelte es während der Heidebauernzeit an alten Buchenbeständen, auf deren besonderen Strukturreichtum und deren rauhere oder porösere Rinde viele Flechten angewiesen zu sein scheinen (s. 3.5). Möglicherweise wurde dies aber durch eine andere Entwicklung ausgeglichen: Infolge der Bodenverarmung durch langanhaltende Streunutzung waren viele Bestände sehr mätzwüchsig, was sich – wie in 3.6.5 beschrieben – positiv auf den Flechtenbewuchs auswirkt. Auch fielen der legalen Nutzung und dem verbreiteten Holzdiebstahl (Tempel 1993) die schönsten Stämme zum Opfer, die minderwertigen blieben übrig. Jacobsen (1992) fand die reichste Flechtenflora Schleswigs im Pobüller Bauernholz, das durch Übernutzung völlig heruntergewirtschaftet war. Umgekehrt stellte Jacobsen (1992) für die Lauenburgischen Wälder und schon Sandstedte (1896) für den Sachsenwald eine auffallende Flechtenarmut fest. In beiden Gebieten finden sich gutwüchsige Buchenbestände auf kräftigen Jungmoränenboden. Laßt sich möglicherweise ein allgemeiner negativer Zusammenhang zwischen Bodengüte und Flechtenreichtum herstellen? Gilt dies besonders für die Buche, bei der die Flechten in allen Alterstufen auf der lebenden Rinde, nicht auf abgestorbener Borke wachsen? Die Forstwirtschaft hat allgemein bis in die 60er Jahre des 20. Jahrhunderts die ertragsschwächsten, langsamwüchsigen Buchenwälder vorzugsweise und systematisch durch Fichtenbestände ersetzt. Das hätte – wenn unsere Annahme zutrifft – einen starken Rückschlag für die Flechtenflora bedeutet. Diese generelle Aussage gilt allerdings nicht für unser Untersuchungsgebiet. Hier erreichte einige technisch geringwertige Buchen- bzw. Buchen-Eichen-Bestände sogar die Zerfallsphase, weil man auf die Ernte im üblichen Nutzungsalter verzichtete. Planungen von 1879 bis 1959 hatten zwar die ältesten Untersuchungsflächen immer wieder zur baldigen Endnutzung vorgesehen (und – je nach forstlicher Zeitströmung – zur Verjüngung auf Buche oder Umwandlung in Nadelwald). Daß dies nicht geschah, hat wohl mit dem Respekt der damaligen örtlichen Forstleute vor den

wenigen Laubholzinseln im Kiefernmeer zu tun.

1922 – die Verordnung zum Naturschutzgebiet Lüneburger Heide war gerade erschienen – vermerkt die Planung ausdrücklich, daß die an sich hiebsreifen Laubhölzer aus ästhetischen bzw. Naturschutzgründen zu schonen seien. Dies wurde – vor allem in den historisch alten Wäldern – bis heute weitgehend durchgehalten. Die Pietät fand eine Stütze in den praktischen Bedürfnissen. Den örtlichen Forstbeamten lag daran, die wenigen Buchenbestände als Brennholzreserven zu erhalten, denn der Bedarf für das eigene Herdfeuer und das der vielen Waldarbeiter war groß. Da die geraden, glatten Buchenstämme sich am besten spalten ließen, wurden sie gern zu Brennholz genommen, krumme, oft zugleich auch schwachwüchsige, blieben stehen. Diese Art der Waldpflege, die allen Regeln einer Buchenstammholzwirtschaft zuwiderlief, kam der Epiphytenvegetation zugute.

In den jüngsten Jahrzehnten ist durch eine gewisse Regeneration der Nährstoff-, Humus- und Wasserverhältnisse der Waldboden und die zusätzliche Eutrophierung (sowie möglicherweise durch ein wärmeres Klima) der Zuwachs aller Waldbaumarten kräftig angestiegen, was auch für unsere Untersuchungsflächen gilt, soweit sie noch in der Optimalphase stehen. Nach der eben und in 3.6.5 getroffenen Annahme dürfte diese Zuwachsbeschleunigung den Flechten nachteilig sein.

Ein Mangel an Totholz hat sicher über Jahrhunderte bestanden, sowohl in der Zeit der Waldausbeutung als auch bei geregelter Forstwirtschaft. Ein größeres Angebot an stehenden abgestorbenen Bäumen und Hochstämpfen konnte sich erst in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten entwickeln, zunachst an wenigen Stellen wie den unbeschafteten „Naturwäldern“ und einigen gänzlich geschonten Laubhölzern oder Bestandesresten. Allmählich wirkt sich die seit 20 Jahren in der Forstwirtschaft aus ökologischen wie ökonomischen Gründen propagierte Belassung von Totholz auch in normal bewirtschafteten Beständen immer deutlicher aus. Die meisten Totholzbesiedler unter den Flechten können auch an entrindeten stehenden Nadelbäumen wachsen (3.6.4).

4.3.5 Luftverunreinigung

Meßdaten liegen für das Untersuchungsgebiet erst seit 1981 vor (s. 2.3). Davor liegen mehr als 100 Jahre, für die wir mit Schadstoffeinträgen rechnen müssen, ohne ihre Größenordnung zu kennen. Die relativ günstige Lage des Untersuchungsgebiets, dem keine Ballungsraume oder Industriestandorte in der Hauptwindrichtung vorgelagert sind, läßt vermuten, daß stärkere Schadstoffbelastungen erst in der Zeit der Hochschornsteinpolitik in den 1960er Jahren aufgetreten sind. Die sichtbaren Waldschäden wie Kronenverlichtung oder das Absterben von Fichten und Kiefern waren in den 80er Jahren am deutlichsten und haben seitdem stark nachgelassen.

In der Flechtenflora des Landkreises Harburg bei Ernst (1997) finden wir eine deutliche Abnahme der Epiphyten von unserem Untersuchungsgebiet im Süden zum Hamburger Stadtrand im Norden.

Durch das bewegte Relief des Wilseder Moränenrückens sind die Untersuchungsflächen gegenüber den hauptsächlich aus westlichen Richtungen kommenden Winden und ihrer Immissionsfracht sehr unterschiedlich exponiert. Zwischen offenen Westflanken (z.B. Untersuchungsfläche 3 und 5), und



Photo 7: Eine Bartflechtenart, die sich wieder ausbreitet und in kleinen Herden an den Allee-bäumen längs der Waldwege wächst: *Usnea filipendula*, hier an einer krummen Eiche (Untersuchungsfläche 41). Photo U. Hanstein.

Tab. 14. Aufteilung der Waldflechten auf die Toxizitätsstufen nach Wirth (1992).

Stufen	Anzahl Arten
To 1, sehr gering, Flechte extrem empfindlich gegen Umweltbelastungen	–
To 2, ziemlich gering	4
To 3, zwischen 2 und 4	8
To 4, mittel	11
To 5, zwischen 4 und 6	10
To 6, mäßig hoch	6
To 7 ziemlich hoch	4
To 8, hoch	2
To 9, sehr hoch	–

geschützten Ostlagen (z.B. Fläche 1 und 4) gibt es alle Übergänge. Die meisten Laubwald-Untersuchungsflächen sind von Nadelwäldern umgeben, die ganzjährig als Immissionsfilter wirken.

Sowohl die toxische Wirkung der Schwefelverbindungen wie die Versauerung der Rinde trafen den Flechtenbewuchs an Buchen besonders stark. Ein erheblicher Teil des Niederschlags mit den gelösten oder aus der Krone abgewaschenen Schadstoffen fließt bei Buchen an den schräg aufstrebenden Ästen und der glatten Rinde des Stammes herunter. Der Stammbau macht in Buchenbeständen 10 bis 15 % des Freilandniederschlags aus, bei Eiche, Fichte und Kiefer nur 1–2 % (Dengler 1971, Mitscherlich 1971, Weihe 1979). Dabei verteilt sich der Strom je nach Astemündungen, Ausformung und Neigung des Baumes ungleichmäßig am Stamm.

In der Zeit exzessiver Heidenutzung durch Plaggen und Brennen hat es sicher Einwehungen von Asche und Humusmaterial in die Restwälder gegeben, wie sie für die Moore von Becker (1995) nachgewiesen sind. Jetzt ist das Untersuchungsgebiet von basischen oder eutrophierenden Stäuben, z.B. aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen, oder von Nahemissionen aus Massentierhaltung kaum betroffen.

4.3.6 Toxizitätsanzeiger

Die Bewertung von Luftgüte bzw. Schadstoffbelastung mit Hilfe der Flechten war kein Ziel dieser Untersuchung. Am Rande soll aber ein Blick auf die Toxizitätsstufen nach Wirth (1992) geworfen werden. Wir haben diese Werte in Tab. 3 (S. 38) aufgenommen, um sie mit der Häufigkeit der gefundenen Arten vergleichen zu können. Dabei ergibt sich ein überraschend buntes Bild.

Schon unter den 30 häufigsten Arten, die mit mehr als 35 Tragerbäumen in über 20 Untersuchungsflächen vorkommen, finden wir neben hoch und sehr hoch belastbaren Arten (Toxizitätsstufen 8 und 9) auch fünf Arten, die als empfindlich gegen Umweltbelastungen gelten (Werte 3 und 2). Weitere neun empfindliche Arten tauchen im unteren Teil der Tabelle mit Häufigkeiten unter acht auf. Allerdings werden 29 hier gefundene Arten bei Wirth (1992) nicht geführt, weitere fünf nicht bewertet. Auch dieses sind überwiegend Arten geringer Häufigkeit, so daß die Aussagekraft der Toxizitätsstufen hier nicht groß ist.

Unter den weniger als 15mal gefundenen Arten fallen einige durch Toxizitätsstufen von 7 und 8 auf. Es sind durchweg Arten, die nicht walddtypisch und deswegen im Untersuchungsgebiet selten sind.

Von den 71 gefundenen Waldflechtenarten sind bei Wirth (1992) 22 Arten nicht aufgeführt, weiter vier nicht bewertet. Wie die verbleibenden 45 Arten eingestuft werden, zeigt Tabelle 14.

In Tabelle 15 sind die Waldflechtenarten zusammengestellt, die als empfindlich gegenüber Umweltbelastungen gelten (Toxizitätsstufen 2 und 3), mit Angaben zum Vorkommen in den Untersuchungsflächen. Drei von ihnen (*Pertusaria hymenea* und *Thelotrema lepadinum* in historisch alten Wäldern, *Usnea filipendula* in Waldinnenranden) haben nach ihrem Verteilungsmuster (Abb. 6, S. 54) im Untersuchungsgebiet positive Entwicklungstendenzen. *Chaenotheca brunneola* ist im Untersuchungsgebiet weit verbreitet (Karte 3, S. 51), aber in der Häufigkeit durch die Habitatsprüche begrenzt.

Unter den Arten, die nur in wenigen Untersuchungsflächen vorkommen und

denen wir im Untersuchungsgebiet höchste Schutzpriorität zuweisen (S.1, Tab. 16, S. 66f.), befinden sich zwei mit relativ hohen Toxitolanzwerten: *Opegrapha vermicellifera* (6) und *Pyrenula nitida* (5). Diese beiden stellen besondere Biotopansprüche, nämlich Bestände in der Reifephase mit langer Entwicklungskontinuität.

Lecanora conizaeoides, die als sehr toxitolerant gilt und sich in stark belasteten Gebieten zur Dominanz entwickelt und andere Arten verdrängt (Ekman 1997), fanden wir zwar in allen Untersuchungsflächen, jedoch in sehr geringen Mengen und oft erst nach einigem Suchen. Auch dieser Umstand darf nach Hauck (1996) als positives Zeichen für eine einigermaßen intakte Epiphyten-Vegetation gewertet werden. Insgesamt zeigt die Betrachtung unserer Funde unter dem Gesichtspunkt der Toxitolanz ein sehr uneinheitliches Bild.

4.3.7 Bewertung der Einflüsse

Nimmt man an, daß vor dem Einsetzen der mittelalterlichen Rodungen die Buchenwälder im Untersuchungsgebiet und seiner Umgebung schon so lange etabliert waren, daß auch ihre regional-typisch angepaßte Flechtenflora sich hatte entwickeln können, so wurden in der Folgezeit viele Lebensraumfaktoren vom Menschen direkt oder indirekt verändert. Abbildung 8 (S. 64) ist ein Versuch, ganz grob die Tendenzen dieser Entwicklungen über ein Jahrtausend darzustellen. Viele Faktoren des Biotop- und Substratangebots hatten ihren Tief-

punkt im 17 bis 19 Jahrhundert, doch gab es damals auch positive Einflüsse. Die Immissionsbelastung fällt in das letzte Drittel des 20. Jahrhunderts. Ein erneuter Mangel an Buchenwäldern in der Alters- und Zerfallsphase steht – auch bei größter forstlicher Rücksichtnahme – für das 21. Jahrhundert bevor.

Ein ähnliches Schicksal wie das Untersuchungsgebiet hatten auch die meisten Wälder und Waldreste im übrigen nordwestdeutschen Tiefland (Kelm & Sturm 1988, Kelm 1994) und in vielen Nachbarlandschaften (z.B. Härdtle 1996, Pott & Hüppe 1991). Schrumpfung der Waldfläche, Vorratsarmut, Verlichtung, Bodenverarmung und die Verschiebung der Baumartenzusammensetzung zugunsten der Eiche, dann Aufforstungen mit Nadelbäumen und schließlich die Rückkehr der Buche waren und sind verbreitete Erscheinungen. Wie verschieden diese Wälder im Einzelfall auch ausgesehen haben mögen – von weitständigen großkronigen alten Mastbäumen bis zu Stockausschlagen ohne starkes Holz – in jedem Fall waren sie von geschlossenen Buchen-Naturwäldern weit entfernt. Wie stark die Flechtenflora durch diese Verhältnisse beeinflusst war, wird doch entscheidend von der Waldstruktur und dem Lokalklima im Einzelfall abgehängt haben.

Im Untersuchungsgebiet und seiner näheren Umgebung wurden die Wälder besonders früh und weitgehend vernichtet und verlichtet. Da liegt die Vermutung nahe, daß die Gruppe der hygrophytischen Flechten alter naturnaher Wälder (zusammengestellt bei

Wirth 1976), denen die natürlichen Buchenwälder im „kleinen Berglandklima“ der Hohen Heide ursprünglich sehr zugesagt haben dürften, besonders betroffen war. Arten mit enger ökologischer Valenz, die nach Wirth (1976) allgemein und nach Klement (1966) in Norddeutschland schon vor dem Wirksamwerden der Luftverschmutzung rückläufig waren, sind hier wahrscheinlich noch früher als andersorts verschwunden – ehe ein Flechtenkundler sie registrierte. Die lichtliebenden Arten der Eichenwälder konnten sich besser behaupten.

Die allgemeine Regel, daß die maximale Artenzahl – zumindest bei Pflanzen – sich Anfang bis Mitte des 19. Jahrhunderts fand (Jedicke 1990) darf sicher nicht auf einzelne Artengruppen, noch dazu solche mit sehr speziellen Lebensraumansprüchen, übertragen werden. Allerdings vermuten Fritz & Larsson (1996), daß das Hudewaldstadium der schwedischen Buchenwälder mit seinem Mehr an Licht und den alten, starken, großkronigen Bäumen viele heute seltene typische Buchenwaldflechten begünstigt habe. In unserem Untersuchungsgebiet gab es aber diese altbaumreichen Hudewälder nicht.

Im großen und ganzen trat erst um die Mitte des 19. Jahrhunderts an die Stelle der landwirtschaftlichen Waldnutzung eine geregelte Forstwirtschaft, in bäuerlichen Wäldern oft noch später. Fanden Sandstede und Erichsen zu Beginn des 20. Jahrhunderts im niedersächsischen Küstengebiet deshalb so reiche Flechtenfloren, weil sie dort in

Tab. 15. Arten, die als empfindlich gegenüber Luftbelastungen gelten. Nur Waldarten mit To-Zahlen <4. Zeigerwerte nach Wirth (1992): R = Reaktionszahl, N = Nährstoffzahl, To = Toxitolanzzahl. TB im UG aufgeteilt nach Buche, Eiche, Sonstigen und Totholz.

Artname	RL	Zeigerwerte			Vorkommen im UG					Bemerkungen
		R	N	To	UF n	Bu	Ei	Va	T	
<i>Arthonia vinosa</i>	2	3	2	3	20	1	51	3	–	zerstreut
<i>Calicium adspersum</i>	1	3	2	2	1	–	1	–	1	am Außenrand
<i>C. salicinum</i>	2	4	2	3	5	4	3	–	7	zerstreut
<i>Chaenoth. brunneola</i>	1	3	1	2	21	4	8	25	37	zerstreut
<i>Ch. furfuracea</i>	2	3	2	3	1	–	2	–	–	in geschützter Lage
<i>Ch. trichialis</i>	1	4	3	3	1	–	1	–	–	in geschützter Lage
<i>Lecania cyrtella</i>	2	7	5	3	1	–	1	–	–	in westexponierter UF
<i>Lecanora sambuci</i>	1	7	5	2	4	–	–	5	–	Holunder kaum abgesucht
<i>Loxospora elatina</i>	1	3	2	2	1	–	1	–	–	in geschützter Lage
<i>Pertusaria hymenea</i>	1	5	3	3	14	66	–	–	–	in h.a.W. zerstreut
<i>Thelotrema lepadinum</i>	1	4	2	2	12	85	48	–	–	in h.a.W. zerstreut
<i>Usnea filipendula</i>	1	3	2	3	14	–	55	10	–	Innenränder und Kronen
<i>Usnea subfloridana</i>	1	5	3	3	3	–	3	1	–	Innenrd., vermutl. häufiger

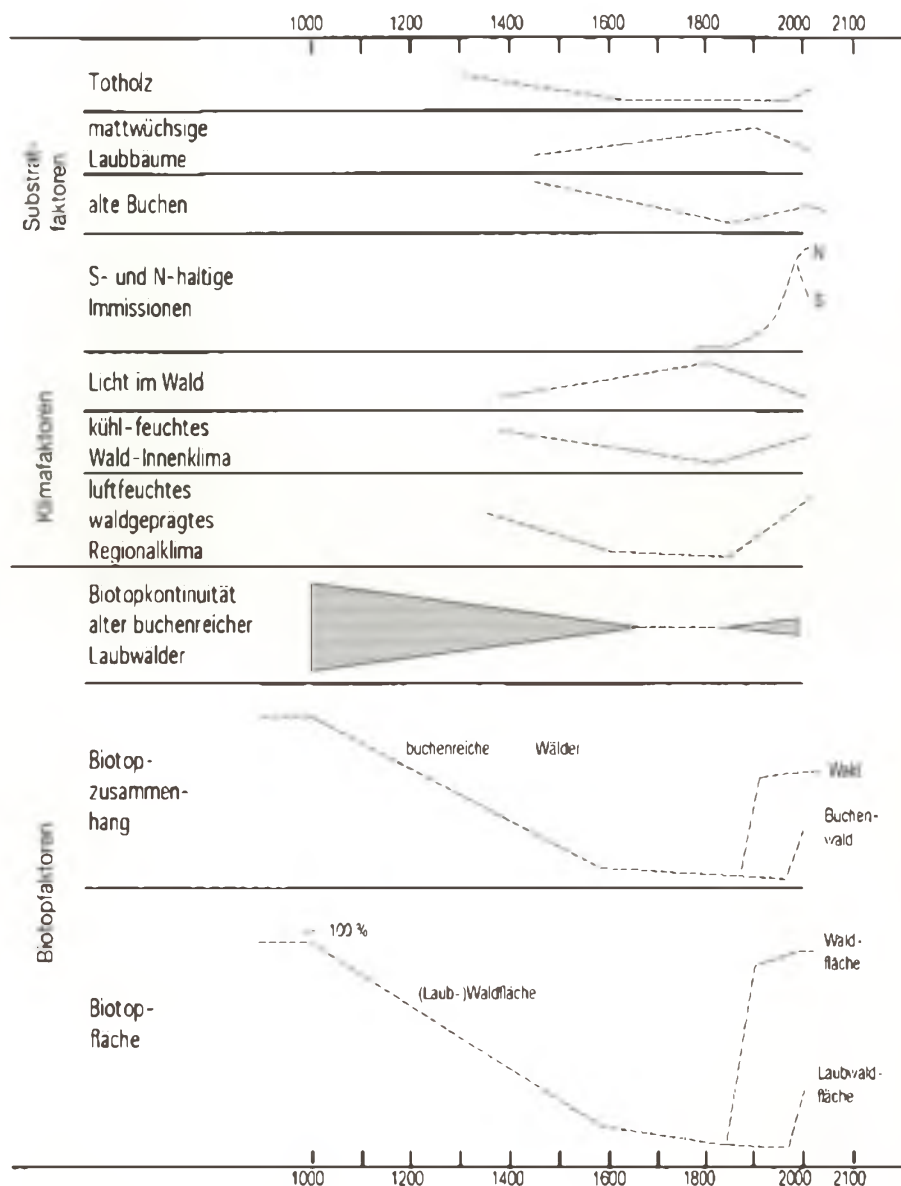


Abb. 8: Versuch, die Entwicklungstendenzen einiger für epiphytische Waldflechten wichtiger Biotop-, Klima- und Strukturfaktoren während des letzten Jahrtausends darzustellen.

ehemaligen Hudewäldern suchen konnten, die möglicherweise in der Phase der auslaufenden landwirtschaftlichen Waldnutzung besonders strukturreich waren? Noch dazu lagen ihre Exkursionsgebiete in einer Zone günstiger Luftfeuchte. War unser Untersuchungsgebiet in der Zentralheide wegen seiner abweichenden Waldgeschichte und Standortverhältnisse doch schon um 1900 wesentlich flechtenärmer? Ist das der Grund, weshalb hier keine historischen Flechtendaten zu finden sind? Welche Artenverluste gehen auf das Konto der schwefelhaltigen Stoffeinträge? Alle diese Fragen müssen wegen fehlenden Vergleichsmaterials offen bleiben.

4.3.8 Wiederbesiedlung

Die SO_2 -Belastung ist im Untersuchungsgebiet in den letzten zwanzig Jahren auf ein Drittel der damaligen Höchstwerte zurückgegangen (2.3). Ist SO_2 zur Zeit überhaupt noch ein für das Überleben am Standort maßgeblicher Luftschadstoff? Diese Frage stellen Stapper et al. (2000) sogar für das Ruhrgebiet. Eine versauernde Wirkung durch N-haltige Belastungen hält im Untersuchungsgebiet allerdings an (2.3), und nach Gilbert (1992) kann die Versauerung in der Borke lange nachwirken. (Gilt diese Beobachtung auch für die glattrindige Buche?) Immerhin läßt die respektable Artenzahl epiphytischer

Flechten insgesamt und das Vorkommen empfindlicher Arten (4.3.6 u. Tab. 15) darauf schließen, daß die Voraussetzungen für die Wieder- oder Neuan-siedlung von Arten im Untersuchungs-gebiet so schlecht nicht sein können.

Ob Arten durch anthropogenen Einfluß aus dem Untersuchungsgebiet verschwunden sind, ist nicht bekannt (4.1), aber auf Grund seiner Geschichte wahrscheinlich. In Tab. 5 (S. 39) sind gut zwanzig Arten aufgelistet, die im Untersuchungsgebiet anscheinend fehlen, aber in jüngerer Zeit in näheren oder ferneren, zumeist norddeutschen Waldgebieten festgestellt wurden. Sie wären vielleicht als Wieder- oder Neukolonisatoren im Untersuchungsgebiet zu erwarten.

Über das Verschwinden und Wiedereinwandern epiphytischer Flechten unter dem Einfluß von Luftbelastungen bzw. nach deren Rückgang gibt es Untersuchungen aus Städten oder Ballungsräumen (an meistens freistehenden Park- oder Allee-bäumen), so von Stapper et al. (2000), Goppel (2000) und von Gilbert (1992), der mehrere derartiger Erhebungen ökologisch auswertete. Entsprechende Arbeiten aus Waldgebieten sind uns nicht bekannt. Gilbert (1992) konnte folgende Regel ableiten: Die Wiederbesiedlung verläuft nicht zonenweise spiegelbildlich zum Verschwinden der Arten, sondern fleckenweise, in erster Linie durch die Habitatbedingungen gesteuert, erst in zweiter Linie durch das Ausbreitungsvermögen der Arten. Bäume mit von Natur aus oder durch Eutrophierung mehr basischer Rinde werden zuerst besiedelt. Dieser Beobachtung entspricht der erste Fund der von Hauck (1996) als besonders empfindlich eingestuften *Parmelia caperata*. An einem Ahorn im Hofgehölz Barrl (Untersuchungsfläche 58), der im Februar 1998 abgesucht war, wurde im März 2001 der junge, vital wirkende Thallus entdeckt. Versucht man diese Regel für unser Untersuchungsgebiet abzuwandeln, in welchem Baumarten mit höheren Rinden-pH-Werten als Buche und Eiche – abgesehen von den Hofgehölzen – praktisch fehlen, so sind Wieder- oder Neubesiedler dort zu erwarten, wo die besten kleinklimatischen und Habitatbedingungen herrschen, d.h. in den schon jetzt flechtenreichsten Beständen. Die Luftfeuchte dürfte dabei eine besonders wichtige Rolle spielen (Goppel 2000).

Gilbert (1992) differenziert aber auch eine Anzahl von Arten nach ihrem Ausbreitungsvermögen, wobei sich Blattflechten und fruchtende Arten mehr unter den schnelleren, Krustenflechten mehr unter den langsameren befinden.

5 Ein Schutzkonzept für epiphytische Flechten im Untersuchungsgebiet

5.1 Notwendigkeit und praktische Möglichkeiten

Das Forstamt Sellhorn hatte darum gebeten, aus den Ergebnissen dieser Untersuchung ein Schutzkonzept für die epiphytischen Flechten zu entwickeln. Als Grundlage dazu wurden aus der Gesamtzahl der hier gefundenen Arten die typischen Waldflechten zusammengestellt, die in der Roten Liste Niedersachsen (Hauck 1992a, Hauck 1996 und Ergänzungen) als vom Aussterben bedroht oder stark gefährdet gelten (Tab. 16, S. 66f.). Als weitere Angaben wurden die regionale und lokale Seltenheit, Indikatorwerte, bevorzugte Substrate und die von Hauck (1996) vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen eingefügt. Auf dieser Grundlage haben wir eine Auswahl von Arten getroffen, deren Schutz im Untersuchungsgebiet höchste oder hohe Aufmerksamkeit genießen sollte. Es handelt sich um 37 Arten, davon 21 mit erster und 16 mit zweiter Priorität (im folgenden Abschnitt mit „1.P.“ und „2.P.“ bezeichnet). Ihnen sollten nicht nur ihre derzeitigen (bekannten) Wuchsplätze erhalten, sondern auch erreichbare geeignete Lebensräume mit einem ausreichenden Substrat- und Habitatangebot auf längere Zeit gesichert werden. Nach den hier gefundenen Biotopansprüchen lassen sich von den 37 Arten 30 in den Buchen- und Eichenbeständen mit langer Kontinuität und meistens reifer Entwicklungsphase schützen, vier in den Waldinnenrandern und zwei oder drei in totholzreichen Nadelwäldern. Nur *Usnea hirta* (1.P.) – ein Zufallsfund an einem abgestorbenen Wacholderzweig in einem alten Kiefernwald mit einigen Laubbäumen – läßt sich nicht im Schutzkonzept unterbringen.

Der planmäßige Schutz für die 36 ausgewählten Arten kommt auch den allermeisten der übrigen 30 Rote-Liste-Arten zugute, da es sich um den Schutz

der am besten besiedelten Biotope handelt (Tab. 4, i.d. Anlage).

5.2 Exkurs zur besonderen Schutzwürdigkeit alter Buchenwälder

Im Hinblick auf die Buchenwälder als die natürliche Waldgesellschaft des Untersuchungsgebiets und die zonale Vegetation Nordwestdeutschlands sollen noch einige Annahmen geäußert werden, die sicher der weiteren Bestätigung bedürfen.

Mehrere Gründe sprechen dafür, daß eine Reihe von Flechtenarten an die ökologischen Bedingungen des Buchenwaldes besonders angepaßt sind. Diese Arten

- bevorzugen die Buche (vgl. 3.6.1 u. Tab. 10) mit ihren besonderen Substrateigenschaften (vgl. 3.6.5) und der großen individuellen Variabilität (vgl. 3.6.6);

- lieben ein feucht-kuhles Waldinnenklima (vgl. 3.6.1);

- besitzen – zumindest unter den hier und zur Zeit herrschenden Bedingungen – ein geringes Ausbreitungsvermögen, sind also auf Waldkontinuität angewiesen (vgl. 3.2 u. 3.4) und durch Arealzersplitterung gefährdet (vgl. 4.3.1 u. Tab. 13, S. 60).

Einige von ihnen haben zudem sehr spezielle Habitatsprüche, die nur in Beständen der Alters- und Zerfallsphase erfüllt werden (vgl. 3.6.1 u. Tab. 10a, S. 47).

In den vier historisch alten Waldgebieten, in denen noch naturnahe Buchenwälder mit Traubeneiche und mit langer Kontinuität untersucht werden konnten, liegen die Artenzahlen an Buche höher als an Eiche (Tab. 13, fett gedruckte Spalte), anders als im Gesamtergebnis (Tab. 2, i.d. Anlage).

In ausgedehnten natürlichen Wäldern mit dem Mosaik der verschiedenen Entwicklungsphasen, wie es für Buchenurwälder typisch ist und in dem die Alters- und Zerfallsphase etwa die Hälfte der Fläche einnimmt (Leibundgut 1993), fanden diese Arten die für ihre Ansprüche (Scheidegger et al. 1997) günstigen Lebens- und Vermehrungsbedingungen. Extreme Verinselung und Auflichtung der Wälder, Mangel an Alt- und Totholz, schließlich Immissionen mit dem bei Buche hohen Anteil des Stammablaufs (vgl. 4.3.5) trafen sie besonders hart und brachten vermutlich manche zum Verschwinden. Da der Engpaß an Buchenbeständen in der Reifephase auch noch länger anhalten wird (s. Abb. 9), ist für die Buchenwaldflechten ein besonderes Schutzkonzept notwendig und bei eini-

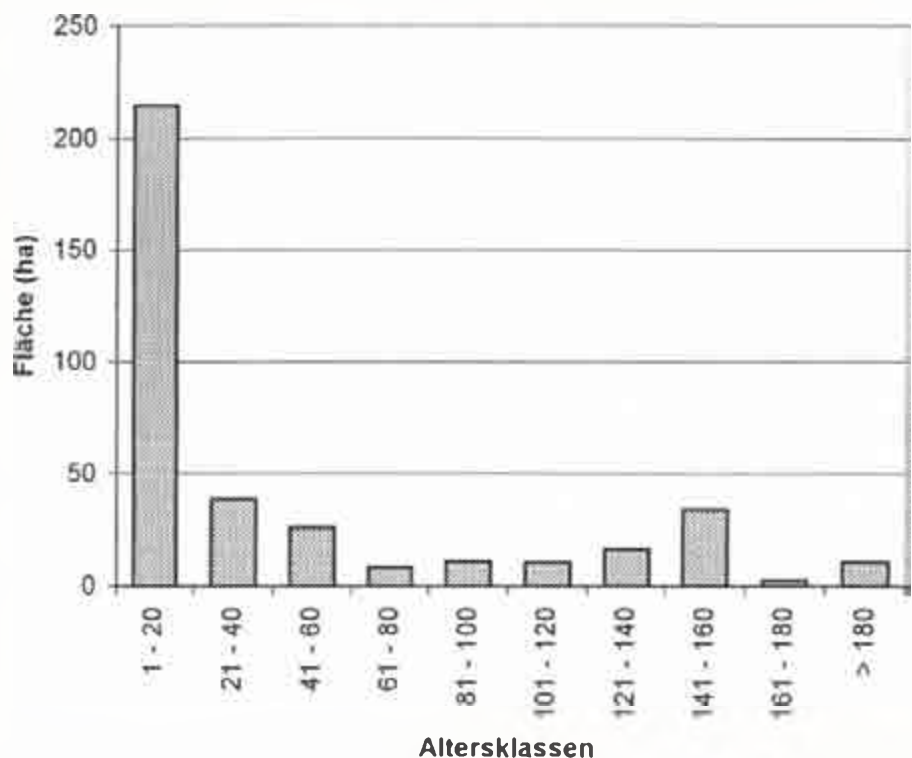


Abb. 9: Die Verteilung der Buche auf Altersklassen im Untersuchungsgebiet (Forstamt Sellhorn, Forsteinrichtung 1998, Hauptbestand und Nachwuchs).

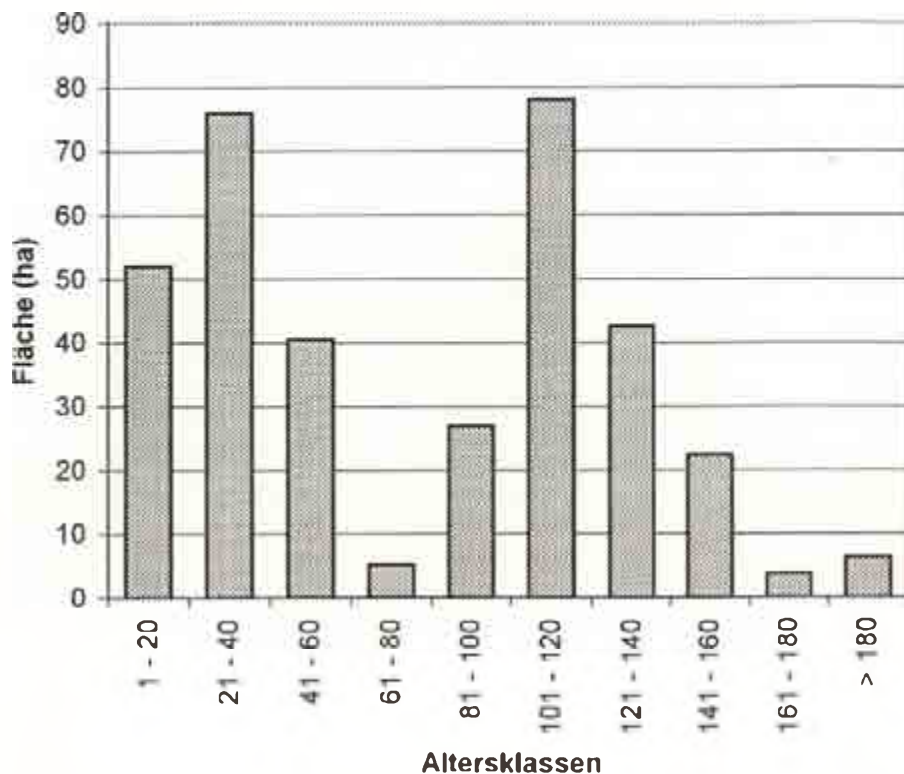


Abb. 10: Die Verteilung der Eiche auf Altersklassen im Untersuchungsgebiet (Forstamt Sellhorn, Forsteinrichtung 1998, Hauptbestand und Nachwuchs).

gen Arten wegen ihrer guten Populationen (Tab. 10a u. b) auch gerade hier im Untersuchungsgebiet erfolgversprechend.

Für die vorzugsweise an Eichen lebenden Arten (3 6 1 u. 3 6 2) scheint die Biotop- und Habitatspezialisierung geringer zu sein. Dank einer günstigeren Altersklassenverteilung besteht auch kaum das Risiko des Substratmangels (s. Abb. 10). Eichen haben nicht nur eine weit höhere natürliche Lebenserwartung als Buchen, sondern auch ein planmäßiges forstliches Nutzungsalter von 250 bis 300 Jahren, also das doppelte der Buche.

5.3 Schutzkonzept für alte Laubwälder

Wie sich die 30 vorzugsweise auf Laubwälder angewiesenen Arten mit hoher Schutzpriorität auf die Untersuchungs-

flächen verteilen, zeigt im Überblick Tabelle 17 (S. 68). Mit den elf dort fett gedruckten Flächen, davon acht in den historisch alten Waldgebieten, drei in den ältesten Beständen der historisch jungen Wälder, sind die Hauptvorkommen von 29 Arten abgedeckt. Alle diese Bestände haben hohe Buchenanteile.

Das mit dem Forstamt Sellhorn erarbeitete Schutzkonzept will diese für den Flechtenschutz wertvollsten Bestände ohne oder nur mit sehr flechtenschonenden bzw. -fördernden forstlichen Maßnahmen ganz oder teilweise bis zum natürlichen Zerfall erhalten. Zusätzlich wurden, wo das möglich war, angrenzende jüngere Buchenbestände oder Bestandesteile ausgewählt, die als Ausbreitungsflächen geeignet erscheinen und den Flechtenpopulationen für ein weiteres Jahrhundert ökologische

Kontinuität bieten könnten. Diese im einzelnen in Text und Karten 1:10000 beschriebenen Schutz- und Vorsorgemaßnahmen wurden zum Planungswerk des Forstamts genommen. Karte 5 (S. 69) zeigt sie nur im groben Überblick.

5.4 Naturwälder

Das Schutzkonzept für alte Laubwaldbestände (5.3) wird ergänzt und gestützt durch die im Untersuchungsgebiet gelegenen drei Naturwälder mit insgesamt rund 200 ha, in denen für alle Zeit keine direkten menschlichen Maßnahmen erfolgen sollen. Die laubholzreichen Teile von zweien dieser Naturwälder wurden in unsere Untersuchung einbezogen (Flächen 16 und 27/28) (Im dritten fehlen ältere Buchen und Eichen völlig.) Die Ausbeute an Flechten mit hoher Schutzpriorität war in diesen Untersuchungsflächen noch mager: Im Meninger Holz (Fläche 16) notierten wir *Arthonia spadicea* und *Pertusaria hemisphaerica* (beide 2. Priorität), in den Ehrhorner Dünen (Fläche 27/28) *Hypocynomyce caradocensis*, *Lecanactis abietina*, *Pertusaria coccodes* (alle 2.P.), *Usnea subfloridana* (1.P.) sowie auf Totholz *Micarea misella* (2.P.). Für die an Totholz, vor allem an toten Nadelbäumen siedelnden Arten bieten diese Reservate aber ein großes und vielgestaltiges Substratangebot.

5.5 Waldinnenränder

Die unter 2.4.3 beschriebenen streifen- oder alleeartigen, wegebegleitenden Waldinnenränder aus Stieleiche und Birken (Titelbild dieses Heftes) sind zwar insgesamt relativ artenarm (vgl. 3.2), aber doch Lebensraum der Bartflechten *Bryoria fuscescens* (2. Priorität) und *Usnea subfloridana* (1.P.). Mit ihnen zusammen kommt die im niedersächsischen Tiefland ausgesprochen seltene *Hypocynomyce caradocensis* (2.P.) vor. Die drei Arten sind an allen Fundstellen

Tab. 16 (S. 67): Seltenheit, Gefährdung und Schutzbedarf. Zusammenstellung der Waldflechtenarten, die in Niedersachsen in die Rote-Liste-Kategorien 1 und 2 eingestuft sind. Auswahl der Arten, die im Untersuchungsgebiet hohe und höchste Schutzpriorität genießen sollen. Erläuterungen zu den Spalten: 1: Nr. wie in Tab. 1 und 2; 2: + = in Nds. nicht gefunden, verschollen oder nur wenige Funde; 3: s = selten (<5 Funde oder <5 UF), h = häufig (>50 Funde oder >20 UF); 4: Zeigerart; K = für Kontinuität (fett gedruckte Arten in Tab. 7), A = für Altersphase (nur in Beständen >170 J. nach Tab. 1); 5: bevorzugte Trägerbaumart im UG nach Tab. 10 u. 11; 6: + = Schutz genießt hohe oder höchste Priorität; 7: Bestand: + = Nutzungsverzicht, (+) = spezielle Behandlung; 8: Trägerbaum: + = Schonung; 9: Schutzvorschlag für UG: 1 = höchste, 2 = hohe Priorität; 10: bei 1. und 2. Priorität; Biotop/Habitat: zu schützen, W = in Laubwaldbeständen, R = in Innenrändern, T = an Totholz, H = in Hofgehölzen.

Nr.	Artname	RL Nds	Verbreitung		Zeiger- art K, A	bevorz. TB Ei/Bu	Empfehlung Hauck (1996)			Schutz im UG		Bemerkungen zum Vorkom- men im UG oder in Nds. nach Hauck (1996)
			in Nds. s selten	im UG selt./hfg.			Schutz- priorität	Nutzungsverzicht Bestand	Baum	Prioritäts- stufe	Biotop Habitat	
1			2	3	4	5	6	7	8	9	10	
2	Anisomeridium nyssaegenum	2	+	s					+	2	W (H)	Hauck: nur ostfries. Inseln im UG nur am Waldrand
4	Arthonia spadicea	2			K					2	W	
5	Arthonia vinosa	2		h		Ei		(+)	+	-		
7	Bryoria fuscescens	1				Ei		+		2	R (H)	
9	Calicium adpersum	1		s		Ei		+		-		
11	Calicium salicinum	2			K, A				+	2	W (T)	galt als ausgestorben Hauck: in Nds. 2 akt. Funde
15	Chaenotheca brachypoda	1	+	s	K, A					1	W (T)	
16	Chaenotheca brunneola	1		h						-		
17	Chaenotheca chlorella	1	+	s	K, A	Bu				1	W (T)	
20	Chaenotheca furfuracea	2		s	A	Ei	+			1	W	
21	Chaenotheca stemonea	1	+	s	A	Ei				1	W (H)	Hauck: ein akt. Fund im Harz neu für Nds.
22	Chaenotheca trichialis	1		s	A	Ei		+		1	W	
23	Chaenotheca xyloxena	1	+	s						1	W (T)	
24	Chrysothrix candelaris	1		s		Ei		(+)	+	2	W, H, R	
25	Cliostomum griffithii	2		s				(+)		2	W	
29	Graphis elegans	1	+	s	K	Bu		(+)		1	W	Hauck: verschollen Hauck: im Tiefl. s. selten
32	Hypocenomyce caradocensis	*	+			Ei				2	R	
36	Lecanactis abietina	2		s	A	Ei			+	2	W	
38	Lecanora allophana	1	+	s	A	Ei				1	R	
39	Lecanora argentata	2			K	Bu			+	2	W	
52	Loxospora elatina	1	+	s	K	Ei				1	W	neu für Nds. Hauck: im Tiefl. verschollen
53	Micarea misella	2							+	2	T	
56	Mycocalicium subtile	1	+	s						1	T	
57	Ochrolechia androgyna	2		h				(+)	+	-		
59	Opegrapha ochrocheila	1		s	K, A	Bu	+			1	W (T)	
60	Opegrapha varia	2		s	A	Bu		(+)	+	1	W	einziger Fund in Nds im UG an Rändern u. Hofgeh.
61	Opegrapha vermicellifera	1		s	K, A	Bu			+	1	W	
62	Opegrapha vulgata	2		s		Bu		(+)	+	1	W	
63	Pachyphiale carneola	1	+	s	K, A	Bu		+		1	W	
67	Parmelia subaurifera	1		s					+	-		
72	Pertusaria coccodes	2							+	2	W, H (R)	
73	Pertusaria flavida	1						+		2	W (H)	
74	Pertusaria hemisphaerica	2				Ei			+	2	W (H)	
75	Pertusaria hymenea	1		h	K	Bu			+	2	W	
76	Pertusaria leioplaca	1		s				(+)	+	2	W (H)	
85	Porina leptalea	1	+	s	K	Bu				1	W	Hauck: verschollen neu für Nds.
88	Pyrenula nitida	2		s	K, A	Bu	+	(+)	+	1	W	
89	Pyrrhospora quereana	1		s		Ei	+		+	1	W	
93	Scoliciosporum sarothamni	4	+							1	W	
94	Thelotrema lepadinum	1		h	K			+		2	W	
97	Usnea filipendula	1		h		Ei		+	+	-		
98	Usnea hirta	1		s			+			1	?	
99	Usnea subfloridana	1		s			+	(+)	+	1	R (W)	

mit der gut sichtbaren Bartflechte *Usnea filipendula* vergesellschaftet (s. Tab. 1, i.d. Anlage), die lokal und regional (*Dethlefs & Kaiser* 1999) inzwischen nicht mehr selten ist (Photo 7, S. 62). Sie kann für diese Gruppe als Leitart dienen. Die nur einmal gefundene *Lecanora allophana* wächst in der Unter-

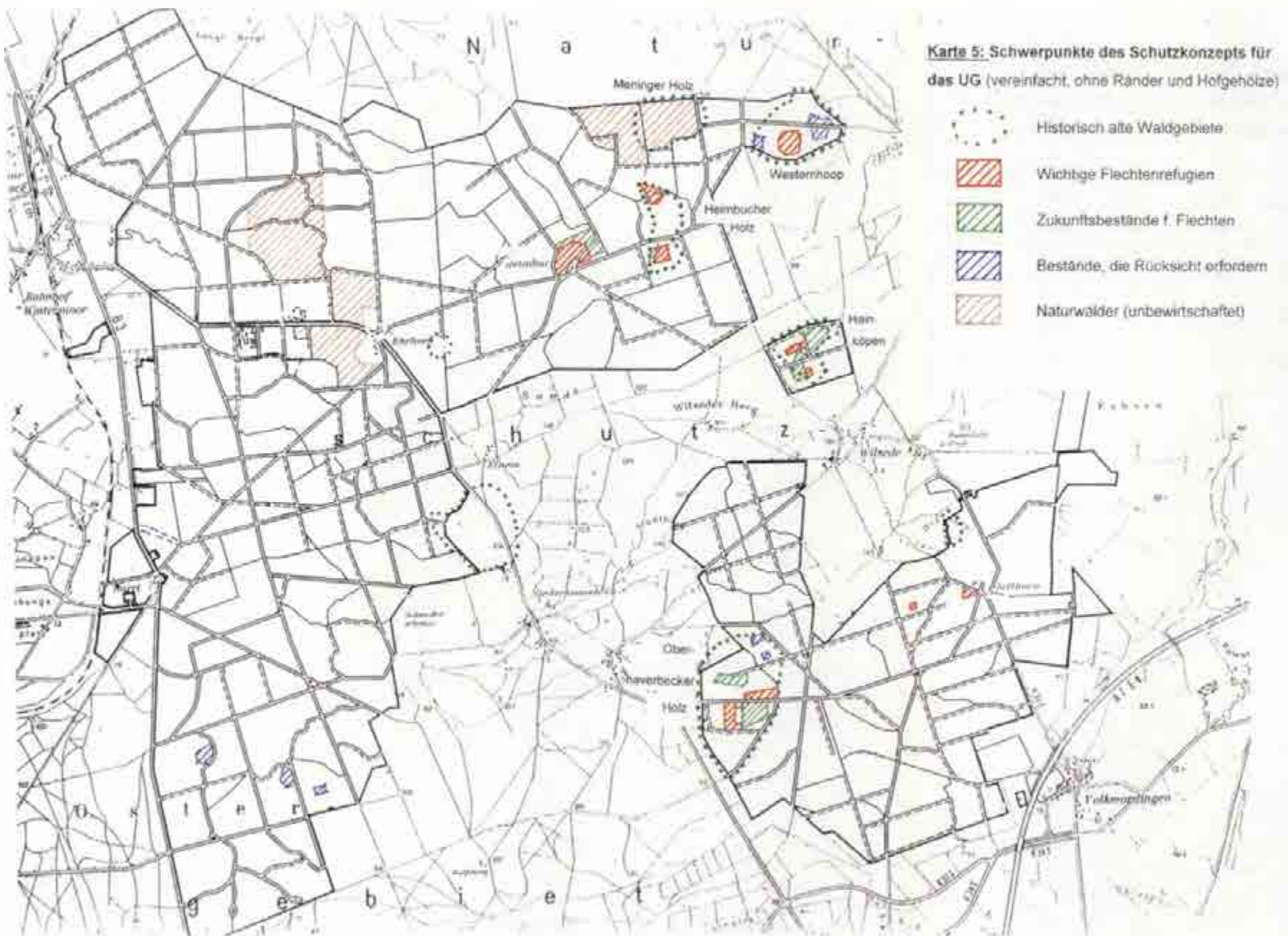
suchungsfläche 22 an einer Wegrand-Eiche. Man darf hoffen, daß die Waldinnenränder auch dieser Art eine Überlebenschance bieten.

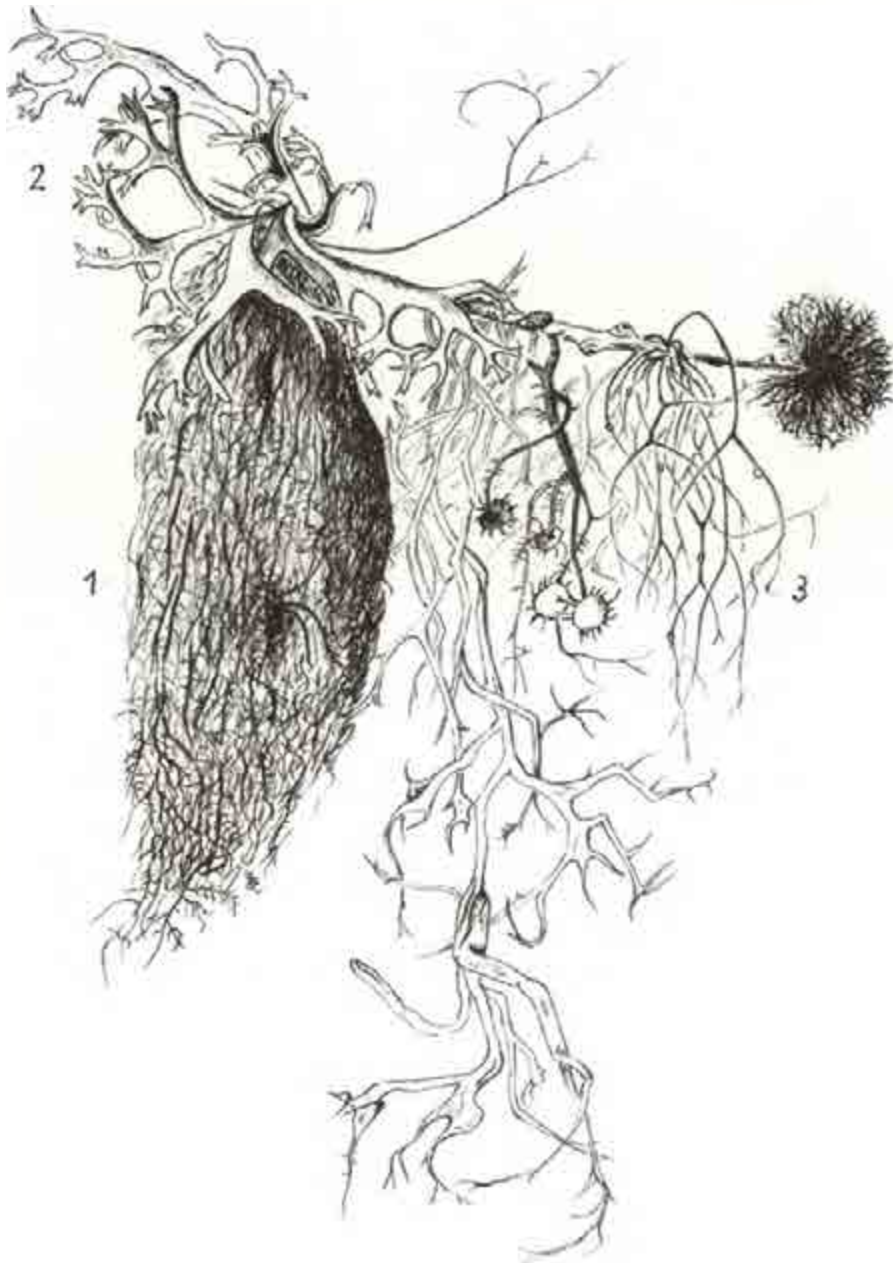
Der Schutz dieser Waldinnenränder dürfte weder praktische Schwierigkeiten noch wirtschaftliche Opfer bedeuten. Sie werden auch bisher schon wegen ih-

rer landschaftsprägenden, historischen und Forstschutzbedeutung erhalten. Da sie in mehreren Forstorten ein gitterartiges Netz bilden, bieten sie für die genannten Arten auch gute Ausbreitungsmöglichkeiten. Unsere Fundstellen liegen in den Untersuchungsflächen 41, 43, 45, u. 49.

Tab.17. Untersuchungsflächen mit Flechtenarten von höchster (1.) und hoher (2.) Schutzpriorität (Die fett gedruckten UF spielen die Hauptrolle im Schutzkonzept, Abschn. 5.3).

Forstort	UF	Abt.	Alter	Größe	Artenzahl/ RL-Arten	1. Prior Arten/TB	2. Prior. Arten/TB	1.+ 2. Pr. Arten/TB
5 größere hist. alte Waldungen								
Oberhaverbecker Holz	3	34b	220	4,0	35 / 21	3 / 4	9 / 40	12 / 44
	4	36a	190	2,0	33 / 18	4 / 4	7 / 27	11 / 31
	7	36d2	160	3,6	25 / 11	- / -	3 / 6	3 / 6
	9	35a5	155	1,2	19 / 7	- / -	2 / 2	2 / 2
	17	34a	120	3,0	22 / 8	1 / 1	2 / 3	3 / 4
	18	35b1	120	1,3	22 / 9	- / -	2 / 3	2 / 3
	alle			15,1	54 / 34	8 / 9	11 / 80	19 / 89
Hainköpen	1	47c	240	1,2	33 / 21	8 / 22	6 / 54	14 / 76
	2	48e	235	1,5	25 / 14	4 / 8	6 / 36	10 / 44
	6	48c	180	6,5	33 / 13	1 / 1	3 / 7	4 / 8
	alle			9,2	49 / 26	8 / 31	7 / 97	15 / 128
Heimbucher Holz	8	62d1	160	3,7	23 / 9	1 / 2	3 / 3	4 / 4
	10	69/77	155	4,0	32 / 16	1 / 1	5 / 14	6 / 15
	alle			9,6	43 / 21	2 / 3	6 / 17	8 / 20
Westernhoop	11	74c1	150	2,0	20 / 7	- / -	1 / 19	1 / 19
	12	74d	150	6,2	33 / 17	1 / 1	6 / 40	7 / 41
	16	84a1	140	4,0	23 / 6	- / -	2 / 12	2 / 12
	19	74f1	115	2,5	16 / 2	- / -	1 / 2	1 / 2
	alle			14,7	40 / 20	1 / 1	6 / 73	7 / 74
Meninger Holz	14	86	140	12,0	34 / 14	- / -	2 / 2	2 / 2
3 kleine hist. alte Wälder								
Holzberg	5	24b	185	3,0	15 / 4	- / -	1 / 4	1 / 4
Niederhaverbecker Holz	20	132b1	110	0,4	15 / 4	- / -	1 / 1	1 / 1
Ehrhorn Holz	15	164c1	140	1,5	21 / 5	1 / 1	- / -	1 / 1
historisch junge Wälder	22	71b	220	6,0	52 / 33	9 / 18	9 / 24	18 / 42
	23	18e1	200	0,4	29 / 14	1 / 1	4 / 5	5 / 6
	24	18c	185	0,3	24 / 10	- / -	3 / 5	3 / 5
	25	120 u.a.	180?	0,2	20 / 12	1 / 1	2 / 2	3 / 3
	27/28	Naturwald Ehrh. Dün.	175+	5,5	39 / 17	1 / 1	3 / 5	4 / 6
	30	118	145	0,7	20 / 6	1 / 1	- / -	1 / 1
	33	108b4 u a	135	4,0	24 / 8	1 / 2	1 / 1	2 / 3
	34	140a4	135	1,5	18 / 6	1 / 1	1 / 1	2 / 2
	36	135d	125	1,2	20 / 8	- / -	1 / 1	1 / 1
	38	66b1	120	5,5	29 / 13	- / -	1 / 1	1 / 1
	39	138b3	120	1,0	19 / 8	- / -	1 / 1	1 / 1
	40	132b2	100	0,6	17 / 6	- / -	1 / 1	1 / 1





Zeichnung 4: Bartflechten, gezeichnet in der Ramsau, Österreich: *Usnea filipendula* (1), *Pseudevernia furfuracea* (2) und *Bryoria fuscescens* (3) kommen auch im Staatsforst Sellhorn vor. Zeichnung G. Ernst.

5.6 Totholz

Von den sieben Totholzbesiedlern mit Schutzpriorität leben vier, nämlich *Calicium salicinum* (2. Priorität), *Chaenotheca brachypoda* (1.P.), *Ch. chlorella* (1.P.) und *Opegrapha ochrocheila* (1.P.) in reifen Buchen- oder Buchen-Eichenwäldern und werden von deren Schutzkonzept mit erfaßt. Dies gilt auch für einige Vorkommen von *Micarea misella* (2.P.).

Den nicht lichenisierten Pilz *Mycocalicium subtile* (1.P.) fanden wir an abge-

storbenen Kiefern und Fichten. Er ist nicht auf die Laubwälder angewiesen, die den eigentlichen Gegenstand unserer Untersuchungen bildeten, und durfte bei dem großen Angebot stehend-toter Nadelbäume im Untersuchungsgebiet (Photo 5, S. 49) wohl noch häufiger vorkommen. Gleiches gilt möglicherweise für *Chaenotheca xyloxena* (1.P.) und *Micarea misella* (2.P.), die wir auch an Kiefer bzw. Fichte fanden. Für die von Hauck (1996) noch als sehr selten und vom Aussterben bedroht beschriebene *Chaenotheca brunneola* konnten wir

das verbreitete Vorkommen an totem Nadelholz bereits nachweisen.

Wenn weiterhin stehendes Totholz der verschiedenen Baumarten in dem Umfang belassen wird, wie es im letzten Jahrzehnt geschehen ist, dürfte für diese Totholzbesiedler kein Substratmangel auftreten. Dabei genügen auch Hochstümpfe, die für Forstpersonal und Waldbesucher weniger unfallträchtig sind als ganze Bäume. Auch lebende Bäume bieten an rindenlosen Stammwunden wie Schlagschäden oder Blitzrinnen oder auch in großen ausgefallenen Höhlen Habitate für Totholzflechten. Solche Stämme zu schonen, bedeutet meistens keinen finanziellen Verlust (Photo 2, S. 34).

Zaunpfähle bilden im Wirtschaftswald eine wertvolle Ergänzung des stehenden Totholzes. Sie sollten beim Abbau der Zäune stets stehengelassen werden.

5.7 Hofgehölze

Von den 37 typischen Waldflechten, auf die das Schutzkonzept ausgerichtet ist, kommen in den Hofgehölzen nur acht Arten vor, darunter *Chaenotheca stemonea* (1. Priorität) und sieben mit zweiter Priorität. Die Hofgehölze Sellhorn, Heimbuch und Ehrhorn (Barri gehört nicht der Forstverwaltung) sollten aber wegen ihres großen Reichtums an Flechtenarten, auch solchen der Roten Liste (Tab. 4), mit ihrem günstigen Lokalklima und ihrer Substrat- und Habitatvielfalt ebenfalls flechtenschonend behandelt werden.

5.8 Nutzen des Schutzkonzepts für andere Arten

Daß das beschriebene Schutzkonzept – besonders soweit es zu einem größeren Angebot an Laubwaldbeständen in der Reifephase führt – auch vielen gefährdeten waldbewohnenden Organismen aus anderen Artengruppen wie Vögeln, Insekten und xylobionten Pilzen zum Vorteil dient, bedarf keiner besonderen Erläuterungen oder Literaturbelege. Da jedoch aus dem Untersuchungsgebiet auch Bestandsaufnahmen an epiphytischen Moosen vorliegen (Vullmer 1996), soll auf eine starke Übereinstimmung hingewiesen werden. Die fünf am reichsten mit seltenen und hoch schutzwürdigen Flechten ausgestatteten Unter-

suchungsflächen (Nr. 1, 2, 3, 4 und 22, s. Tab. 18) stehen auch mit ihren Moosbeständen an der Spitze. Sie sind nach Vullmer (1996) „aus mooskundlicher Sicht ausgesprochen bedeutsam und besitzen für den Naturschutz einen herausragenden Stellenwert“. Ein sechster Bestand, für den diese mooskundliche Beurteilung ebenfalls gilt, ist unsere Fläche 5. Sie brachte – möglicherweise aus waldgeschichtlichen oder lokalklimatischen Gründen – kaum bemerkenswerte Flechtenfunde.

Die absolute Zahl der Arten und vornehmlich der Rote-Liste-Arten liegt bei den epiphytischen Flechten wesentlich höher als bei den Moosen (einschließlich der Arten am stehenden Totholz). Am Beispiel der fünf genannten Untersuchungsflächen, zusammengestellt in Tabelle 18, wird es deutlich.

Generell nennt Vullmer (1996) für einen guten Besatz mit seltenen epiphytischen Moosen ähnliche Voraussetzungen, wie sie für die Flechten gelten: Laubwälder mit langer Waldkontinuität, hohem Bestandesalter und kühlfuchtem, nicht zu dunklem Bestandesklima. Schumacher (2000) kommt für mitteleuropäische Buchenwälder allgemein zu dem Ergebnis, daß die selten genutzten Wälder als Refugien für seltene Moose gelten können.

Flechten (sowie Moose, Lebermoose und Grünalgen) werden auch von den Flechtenbärchen, einigen Schmetterlingsgattungen aus der Familie der Bärenspinner (*Arctiidae*, Unterfamilie *Lithosiinae*), als Raupennahrung genutzt. Nähere Zusammenhänge wie die Nahrungsspezialisierung oder die quantitative Bedeutung der Flechtennahrung bei den betreffenden Schmetterlingsarten sind aber nach Ebert (1997) noch unerforscht.

Gleber (1982) führt mehrere Flechtenbärchen der Gattung *Eilema* in seiner Liste der bei Ehrhorn (unsere Untersuchungsflächen 27, 28, 57) bestätigten Großschmetterlinge.

Die Nutzung der epiphytischen Flechten durch Schnecken und der Aufenthalt von Kleintieren wie Milben in den Flechtenrasen fällt bei der Kartierung immer wieder auf. Hiermit soll nur daran erinnert sein, daß die Flechtenvegetation ihrerseits den Lebensraum oder die Lebensgrundlage für weitere Glieder der Waldlebensgemeinschaft bietet.

Tab. 18. Epiphytische Flechten- und Moosfloren im Verhältnis ihrer Artenzahlen am Beispiel besonders reich besiedelter Untersuchungsflächen (einschließlich der Arten am stehenden Totholz). Moose nach Vullmer (1996).

UF	Abt.	Flechten		Moose	
		Arten	RL-Arten	Arten	RL-Arten
1	47c	33	21	26	8
2	48e	25	14	25	4
3	34b	35	21	29	1
4	36a	33	18	23	5
5	24b	15	4	20	4
22	71b	52	33	25	4

6 Allgemeine Empfehlungen für den Schutz epiphytischer Flechten in den Wäldern des niedersächsischen Tieflands

Hauck hat schon (1992b) generelle und (1996) artenbezogene Empfehlungen für den Schutz der epiphytischen Flechten in Niedersachsen gegeben.

Im folgenden versuchen wir, aus den Befunden im Forstamt Sellhorn einige allgemeine Empfehlungen für den Schutz und die Erhaltung der epiphytischen Flechten abzuleiten. Wir nehmen dabei besonderen Bezug auf die waldbaulichen Verhältnisse und Ziele in den niedersächsischen Landesforsten. Das Land ist aus waldgeschichtlichen Gründen häufig Eigentümer großer zusammenhängender Waldgebiete, vor allem auch der Reste historisch alter Wälder, und es ist den Naturschutzziele stärker verpflichtet als der flächenmäßig überwiegende Privatwald. Von der gesamten Waldfläche des Niedersächsischen Tieflands (654 000 ha) bedecken die Landesforsten rund 140 000 ha, ungefähr ein Fünftel. Von diesen wiederum entfallen gut 9000 ha auf historisch alte Wälder, die ständig naturnah bestockt waren (Nieders. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998b).

6.1 Die Richtung der Waldentwicklung

Der für das Untersuchungsgebiet beschriebene Rückgang der SO_2 -Belastungen (2/3) gilt für Niedersachsen allgemein (Meeseburg et al. 1998), und eine Erholung betroffener Flechtenarten wird stellenweise schon vermeldet (Dethlefs & Kaiser 1999). Säurebildende N-haltige Immissionen wirken vorerst weiter. Das üppige Wachstum der Wälder mit wahrscheinlich negativen Folgen für die

Flechten ist ebenfalls eine allgemeine – und aus vielen Gründen auch begrüßte – Erscheinung, die auch selbst dann anhalten dürfte, wenn die Eutrophierung einmal nachlassen sollte.

Das Niedersächsische Programm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung in den Landesforsten (LÖWE-Programm, Nieders. Landesregierung 1992) enthält 13 Grundsätze, von denen sechs in der praktischen Umsetzung auch den epiphytischen Flechten zugute kommen können.

Der 2. Grundsatz „Laubwald- und Mischwaldvermehrung“ wird in großem Umfang praktiziert, wobei im Tiefland vor allem Kiefernwälder auf etwas besser nährstoffversorgten ehemaligen Heideböden in buchen- oder eichenreiche Bestände umgewandelt werden. Die nachwachsenden Laubwälder werden aber frühestens in hundert Jahren als Lebensräume für anspruchsvollere Flechten geeignet sein.

Es wäre allerdings zu wünschen, daß die Buche auch auf den armen Sandböden, auf denen sie wirtschaftlich keine Erfolge verspricht, zumindest als Mischbaumart zur Kiefer wieder an Fläche gewinnt.

Der 5. Grundsatz „Verbesserung des Waldgefüges“ will Kahlschläge auf Ausnahmen beschränken und hat sich weitgehend durchgesetzt. Dies und die Entwicklung stufiger Bestände führt zu einem günstigeren windstillen Waldinnenklima.

Im 6. Grundsatz „Zielstarkennutzung“ heißt es: „Wald soll alt werden und soweit wie möglich einzelstamm- und gruppenweise genutzt werden.“ Neue Bestrebungen wollen allerdings bei der Buche das Erntealter, das bisher um 160 Jahre liegt, auf 120 Jahre herabsetzen, um bestimmten Marktwünschen entgegenzukommen (Wilhelm et

al. 1999). Bei einer darauf abgestellten Behandlung werden die Buchenbestände früh und stark durchforstet, um das Dickenwachstum der ausgewählten, technisch guten Buchenstämme zu beschleunigen. Dementsprechend früh kann die Verjüngung der nächsten Generation eingeleitet werden. Ein solcher Schnellwuchsbetrieb würde vom natürlichen Lebenszyklus des Buchenwaldes noch stärker abweichen als die bisherige Buchenwirtschaft. Denn die Hiebsreife ist zwar von der Dicke, die natürliche Reife aber vom Alter des Baumes abhängig. Deshalb muß zur Erhaltung der Flechten und eines großen Teils der übrigen Buchenwaldlebensgemeinschaft, die in ihrer Vermehrungs- und Ausbreitungsbiologie auf den natürlichen Lebenszyklus von Buchenwäldern angewiesen sind, nach neuen, besseren Wegen in der Buchenwirtschaft gesucht werden. Es wird darauf ankommen, „die anthropogen veränderte Dynamik des Lebensraumes auf den Lebenszyklus der Flechten abzustimmen“ (Scheidegger et al. 1997). Gelingt dies nicht, so wird die Ausdehnung der Buchenwälder einem großen Teil der Buchenwaldorganismen wenig bringen. Wollborn (2001, Tab. 2) stuft bei der Gewichtung der 13 Grundsätze des LÖWE-Programms den Wert der Zielstärkenutzung für den Naturschutz niedrig ein, erwartet aber von ihr eine „Nischenvermehrung für alle Lebewesen“. Ob diese wirklich eintritt, wird stark von den waldbaulichen Methoden abhängen.

Tab. 19. Altersklassenverteilung der Buche in den Landesforsten des nds. Tieflandes (einschl. Nachwuchs unter Schirm). Quelle: Nds. Forstplanungsamt, Datenbank.

Altersklasse	Buchenfläche	
	ha	%
1–20	6540	30,2
21–40	2050	9,5
41–60	2520	11,7
61–80	2810	13,0
81–100	2410	11,1
101–120	2660	12,3
121–140	1660	7,7
141–160	640	3,0
161–180	200	0,9
181–200	70	0,3
über 200	60	0,3
Summe	21620	100

Ausdrücklich erwähnt werden die Flechten im 7. Grundsatz „Erhaltung alter Bäume, Schutz seltener und bedrohter Pflanzen- und Tierarten“. Es sollen „alte und starke Bäume einzeln, in Gruppen oder Kleinflächen erhalten werden, um Lebensraum für Tiere und Pflanzen der Alterungs- und Zerfallsphase des Waldes zu sichern (Baumhöhlenbewohner, Insekten, Pilze, Moose, Flechten u. a. m.).“ Hier ist ein entscheidender Ansatz gegeben, um als wertvoll erkannte Flechtenbestände zumindest für eine gewisse Zeit zu erhalten.

Besondere Bedeutung hat der 8. Grundsatz „Aufbau eines Netzes von Waldschutzgebieten“, der noch eigens behandelt wird (6.2.2).

Der 10. Grundsatz „Waldrandgestaltung und Pflege“ bezieht auch die Innenränder des Waldes entlang der Wege mit ein.

Die Grundsätze 2 und 5 sind geeignet, die allgemeine Situation für epiphytische Waldflechten zu verbessern. Beim 6. und 10. Grundsatz kommt es sehr auf die Auslegung und Umsetzung an. Die Grundsätze 7 und 8 können planmäßig für den Flechtenschutz eingesetzt werden.

6.2 Zur Situation der Buchenwaldflechten

In Abschnitt 5.2 hatten wir die besondere Gefährdung und Schutzbedürftigkeit der Flechtenflora der Buchenwälder begründet. Auch diese Aussage läßt sich für das niedersächsische Tiefland verallgemeinern. Die natürlichen Buchenwälder waren zu kümmerlichen Resten zusammengeschmolzen, und um ihre Alters- und Zerfallsphase, die unter natürlichen Bedingungen ungefähr ein Drittel der Fläche bedecken würde, steht es extrem schlecht (Hanstein 2000). Die in Tabelle 19 erkennbaren Flächenanteile der Altersklassen über 180 Jahre sind zumeist auch noch in kleine und kleinste Bestandesreste, Überhaltergruppen oder Mischungsanteile zersplittert, deren Wert als Refugien für lebensfähige Flechtenpopulationen fragwürdig ist.

In gleicher Weise wie im Untersuchungsgebiet waren auch in den übrigen größeren Landesforsten im Tiefland, in denen Buche die natürliche Hauptbaumart ist und künftig wieder eine Rolle spielen soll, folgende Fragen

zu klären: Gibt es Buchenaltbestände, in denen sich eine wertvolle Flechtenflora erhalten hat? Sind diese Refugien geschützt oder wie lassen sie sich schützen? Sind anschließende jüngere, zu gegebener Zeit besiedelbare Bestände vorhanden und wie läßt sich deren Lebensraumqualität für epiphytische Flechten verbessern?

6.2.1 Erforschung der Flechtenflora

Die Flechtenflora der noch vorhandenen Altbuchenbestände ist noch kaum erforscht. Aus der im Forstamt Sellhorn beobachteten artenreichen Flechtenflora in den Buchenbeständen der reifen Phasen läßt sich noch keine allgemeine Regel ableiten. Erste Stichproben in Altbuchenbeständen historisch alter Wälder in den Forstämtern Dannenberg und Lübz erbrachten keine vergleichbar reichen Fundlisten. Die Gründe dafür sind noch unklar, sie mögen im Regional- oder Lokalklima, der Wald- oder Bestandesgeschichte, der Biotop- oder Habitatstruktur zu suchen sein. Auch im Hasbruch sind nach Homm & de Bruyn (2000) die Buchen weniger reich besetzt.

Die flechtenkundliche Bearbeitung alter Buchenwälder ist deshalb dring-



Photo 8: Hellgraue oder weißliche Flecken an den Buchenstämmen geben dem flechtenkundlichen Laien einen ersten Hinweis auf das Vorkommen interessanter Krustenflechten (Untersuchungsfläche 1). Photo G. Ernst

lich, nachdem diese Artengruppe lange Zeit vernachlässigt wurde. Da Flechtenfachleute rar und Geldmittel knapp sind, sollte man versuchen, nach schwedischem Muster (Arup 1997c) mit einigen Indikatorarten zu arbeiten, die von dafür geschultem Personal (Funktionsbeamte für Waldökologie, Waldbiotopkartierer) bestimmt werden können. Möglicherweise lassen sich epiphytische Moose gleichzeitig mitbearbeiten. Viel wäre schon erreicht, wenn aufmerksame Revierleiter in Verdachtsfällen Flechtenkenner hinzuziehen würden.

Bis zur Überprüfung im Einzelfall sollten alle sehr alten Buchenbestände als mögliche Flechtenrefugien geschützt werden (6.2.2). Deren Bestandesklima und Biotopstruktur können sich unter Umständen auch durch natürliche Entwicklung oder forstliches Tun oder Lassen verbessern (z.B. Heranwachsen von Windschutz, Belassen von Totholz, anbrüchigen Bäumen, Unterstand), so daß die Bestände im Laufe weiterer Jahrzehnte noch von Flechten besiedelt werden.

6.2.2 Schutz flechtenreicher Buchenwälder

Den besten und dauerhaftesten Schutz für die typische Flechtenflora des Buchenwaldes wurden Naturwälder (Totalreservate) mit langer Buchenwaldkontinuität in klimatisch günstiger Lage auf armeren Böden bieten. Sie müßten ein naturnahes Mosaik der Lebensphasen vom Jungwuchs bis zu den reifen Phasen nebeneinander enthalten und so groß sein, daß sie eine ausreichende genetische und strukturelle Vielfalt des Buchenwaldes erlauben.

Gibt es im niedersächsischen Tiefland Schutzgebiete, die diesen Ansprüchen genügen? Im Naturwaldprogramm der niedersächsischen Landesforsten sind die Tieflandbuchenwälder – d.h. die ganz überwiegenden natürlichen Waldgesellschaften – in erschreckender Weise unterrepräsentiert. In den walddreichen Wuchsbezirken Hohe Heide und Südheide finden sich lediglich zwei Buchen-Naturwälder auf altem Waldboden: „Lüßberg“ und „Süsing“. Der Naturwald „Lüßberg“ befriedigt weder von seiner Größe (rd. 30 ha) noch in seiner Alters- und Bestandesstruktur. Der Naturwald „Süsing“ (65 ha, 26 km östlich unseres Untersuchungsge-

biets gelegen) bietet eine reichere Altersstruktur mit bis zu 200jährigen Buchen, allerdings größtenteils auf nährstoffreicheren Böden und in einer schon starker kontinental getönten und damit weniger günstigen klimatischen Lage. Ihm fehlen die reifen Entwicklungsphasen, da die Buchenbestände (vor der Erklärung zum Naturwald) aus der Optimalphase durch Auflichten und Unterpflanzen direkt in die Jugendphase überführt wurden. Er birgt kein Refugium für Buchenwaldflechten, die Epiphytenvegetation – Moose wie Flechten – ist vielmehr ausgesprochen schwach entwickelt.

Zwei weitere Naturwälder – „Landwehr“ im Wuchsbezirk Lüchower Niederung und „Braken“ im Wuchsbezirk Zevener Geest – enthalten Buchen im Alter von über 140 Jahren nur in geringen Mischungsanteilen und Flächen. In allen übrigen Naturwäldern auf natürlichen Buchenstandorten sind die Buchen entweder noch unter 140jährig und damit für Flechten noch wenig geeignet, oder es handelt sich um historisch junge Walder, die sich erst im Wege der Sukzession zur Buche entwickeln werden. Im Interesse der epiphytischen Flechten, aber zugleich auch vieler anderer gefährdeter oder seltener Organismen der Buchenwälder, wäre eine Nachbesserung des Naturwaldprogramms notwendig.

Das niedersächsische Waldschutzkonzept (Nieders. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998b) bietet als weiteres, allerdings weniger sicheres Schutzinstrument die Ausweisung von Beständen als „Sonderbiotope“, d.s. „Walder mit besonderer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Eine Bewirtschaftung erfolgt nur, wenn dies mit der jeweiligen Naturschutzfunktion vereinbar ist“. Im Gegensatz zu den ganz befriedeten Naturwäldern dürfen in den Sonderbiotopen auch forstliche Pflegemaßnahmen zugunsten der Flechten stattfinden.

Den Status von Sonderbiotopen sollten die wenigen über 180 Jahre alten Buchenbestände generell, dazu die flechtenkundlich als besonders artenreich und wertvoll erkannten Bestände oder Bestandesteile („Flechtenrefugien“) erhalten. Dabei wäre darauf zu achten, daß angrenzende Buchenbestände, die in den kommenden Jahrzehnten in die Altersphase hineinwachsen, schon zur

Vorbereitung flechtenfreundlich behandelt werden. Das schließt die Nutzung technisch wertvoller Buchen nicht aus, wenn ein ziemlich geschlossener Bestand aus technisch mäßigen oder geringwertigen Bäumen – die in der Regel die besseren Flechtenträger sind – bis zu natürlicher Alterung, Verjüngung und zum Zerfall verbleibt (Hanstein 2000).

Die dritte, nur kleinräumige Schutzmöglichkeit ist die Erhaltung von stehendem Totholz und der lebenslange Schutz sogenannter „Habitatbäume“ nach dem 7. Grundsatz des LÖWE-Programms (6.1).

Ein Merkblatt (Nieders. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2000) soll speziell bei der Auswahl und dem Schutz von Habitatbäumen und Totholz anleiten. Baumveteranen, Bäume, die einzeln oder in Gruppen bis zu ihrem natürlichen Ende stehen bleiben sollen, werden deutlich bezeichnet, damit sie nicht gefällt werden. Reich mit Flechten bewachsene Bäume sind ausdrücklich erwähnt. Abgestorbene Bäume und Hochstümpfe sollen Schutz genießen, wo sie keine Gefahr darstellen.

Für den Flechtenschutz muß die Betonung auf Baumgruppen oder Kleinflächen liegen, weil Einzelbäume eine zu geringe Basis für eine Flechtenpopulation bilden (3.6, 3.8, 3.9) und, wenn sie für Jahrzehnte im dichten Jungbestand einwachsen, ihr Flechtenbewuchs durch Lichtmangel zugrunde gehen würde.

6.2.3 Sonstige Möglichkeiten zur Förderung der Buchenwaldflechten

Die bodensauren Buchenwalder sind an Gefäßpflanzen der Strauch- und Krautschicht ausgesprochen artenarm. Ihr (Pflanzen-)Artenreichtum liegt bei den Kryptogamen (und übrigens auch bei den Großpilzen; Jahn et al. 1967; Derbsch & Schmitt 1987; Wöldecke 1998). Es erscheint deshalb durchaus berechtigt, der Förderung der artenreichen Gruppe der epiphytischen Flechten einige Aufmerksamkeit zu schenken. (Auch die meisten Moosarten hatten Nutzen davon.) Zusätzlich zum wichtigsten Faktor des Reif-Werdens (6.1) sollen auf Grund der Beobachtungen im Forstamt Sellhorn einige weitere flechtenfreundliche waldbauliche Möglichkeiten für Buchenbestände genannt werden.

■ An erster Stelle sollte durch die Erhaltung mattwüchsiger Bäume und unregelmäßig geformter oder beschädigter Stämme (z.B. mit Fäll- oder Ruckeschäden, Blitzzinnen, Höhlungen) das Habitat- und Substratangebot (3.6.5) verbessert werden. Die für die Vermarktung geringwertigen oder wertlosen Bäume sind ja keineswegs auch von geringerem biologischen Wert. Häufig ist das Gegenteil der Fall. Die oft als „Entrümpelung“ bezeichnete forstliche Praxis, alle Bäume mit geringem Nutzwert aus dem Bestand zu entfernen, ist nicht nur als Begriff häßlich, sondern auch als Maßnahme ganz und gar unökologisch. Die technisch hochwertigen Bäume sind in aller Regel nicht gleichmäßig über den Bestand verteilt. Zugleich mit ihrer besonderen Auswahl und Förderung sollte man die anderen, technisch geringwertigen Baumgruppen oder Bestandesteile als biologisch wertvoll einstufen und entsprechend diesem Ziel behandeln bzw. unbehandelt lassen. Nach der Ernte des guten Nutzholzes können solche Bestandesteile dann als Altholzreste stehen bleiben und die Biotopkontinuität sichern.

■ Das Belassen dieser meist zwischen- oder unterständigen Buchen fordert auch die Windruhe und damit ein feucht-kühles flechtenfreundliches Bestandesklima.

■ Beigemischte Fichtengruppen können zur Windruhe beitragen, Luftschadstoffe ausfiltern und, wenn sie als erste geerntet werden, den Lichteinfall über femelartige Verjüngungsformen fördern.

■ Beigemischte Eichen in Buchenbeständen können auf dreierlei Weise positiv wirken: Sie verbessern die Lichtverhältnisse (3.5), bieten zusätzlichen Flechtenarten ein geeignetes Substrat (3.6.1) und können Biotopkontinuität bewirken, wenn sie bei der Nutzung des Buchenbestandes – möglichst gruppenweise – in den Folgebstand überführt werden (5.2).

■ Baumarten, deren Rinde einen hohen pH-Wert besitzt, bieten zusätzlichen Flechtenarten geeignetes Substrat, können aber auch die Wiederbesiedlung mit Buchenwaldflechten vermitteln, die durch Versauerung ausgefallen waren (4.3.8). Unter den Standortbedingungen bodensaurer Buchenwälder kommt aber allenfalls der Bergahorn als Mischbaumart in Frage.

Auch außerhalb der Buchenbestände sind stützende Maßnahmen möglich:

■ Zur Überbrückung des Engpasses an Buchenalthölzern können nicht für alle, aber doch für viele an Buche lebende epiphytische Flechten auch Eichenaltbestände dienen, wenn sie – auch ohne Furnierqualität – bis zum Alter von 300 Jahren erhalten werden (5.2).

■ Um den Mangel an Buchen- und Eichenbeständen in den mittleren Altersklassen etwas zu mildern, sollten beigemischte Buchen und Eichen in den Kiefernbeständen der entsprechenden Altersklassen ohne Rücksicht auf ihre Qualität gefördert und bei der Verjüngung des Nadelholzes auf Buche gruppenweise übergehalten werden. Das gilt vor allem auch für Buchen, die auf armen Böden in die Kiefernwälder eingewandert sind.

■ Die Erhaltung und Freistellung der Buchen- und Eichen-Waldinnenränder und Alleen kommt lichtliebenden Flechtenarten, darunter auch den Bartflechten zugute (5.5).

7 Zusammenfassung

In einem 52 km² großen Waldgebiet im Zentrum des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide im nordwestdeutschen Tiefland wurde in den Jahren 1989 bis 2000 eine erstmalige Bestandsaufnahme der epiphytischen Flechten vorgenommen. Als Untersuchungsflächen dienten 58 Waldbestände mit 100- bis 240-jährigen Buchen und Eichen auf insgesamt 1,2 km². Das Untersuchungsgebiet fällt in die Zone bodensaurer Tiefland-Buchenwälder. Dieser Waldtyp wurde über Jahrhunderte der Heidewirtschaft bis auf kleine Reste vernichtet, kehrt jetzt aber nach neuer forstlicher Planung zurück. Die Waldgeschichte und ihr möglicher Einfluß auf die Flechtenvegetation werden ausführlich behandelt.

Insgesamt konnten 103 epiphytische Flechtenarten (ohne Gattung *Cladonia*) nachgewiesen werden, darunter 68 Arten der Roten Liste für Niedersachsen, 56 Arten der Roten Liste für Deutschland. Etliche Arten waren aus dem niedersächsischen Tiefland bisher nicht gemeldet oder galten als verschollen. Der Einfluß der Waldkontinuität, der verschiedenen Waldbiototypen, des Bestandesalters und der Baumarten wird

diskutiert. Auf die Flechtenarten der Buchenwälder als der natürlichen Waldgesellschaft wird besonders eingegangen. Für seltene Arten dieser Gruppe scheint das Untersuchungsgebiet ein, auch national, bedeutendes Refugium zu sein.

Auf der Basis der Kartielergebnisse und flechtenökologischer Überlegungen wurde zusammen mit der Forstverwaltung ein Schutzkonzept für epiphytische Flechten im Untersuchungsgebiet erarbeitet. Für einen verbesserten Flechtenschutz in den übrigen Landesforsten des niedersächsischen Tieflandes werden Vorschläge gemacht. Von zentraler Bedeutung sind dabei die äußerst seltenen Buchenwälder in der Alters- und Zerfallsphase auf historisch altem Waldboden. Sie gilt es nicht nur so lange wie möglich zu erhalten, sondern auch wieder heranreifen zu lassen.

Summary

Between 1989 and 2000, the epiphytic lichen flora of a forest region of 52 km² in the center of the nature reserve area "Lüneburger Heide" in the northwestern German lowlands was investigated. The 58 investigated plots dominated by 100–240 year old beech and oak woodland covered 1,2 km². The area is located in the natural range of lowland beech forest on acidic soils. This type of woodland has been destroyed by hundreds of years of almost continuous farming on poor soils, but is recovering after new forest management. The history of the wood and its influence on the lichen vegetation are treated in detail.

Altogether 103 species of epiphytic lichens (excluding the genus *Cladonia*) were found, of which 68 species are listed in the red list of Lower Saxony, and 56 species in the red list of Germany. Several species were unknown from the region or listed as presumed extinct. The influence of the continuity of the woodland, the different wood biotope types, the age of the stands and the phorophytes are discussed. The lichen species of the beech woods which form the natural woodland type receive detailed treatment. The area proves to be a refugium for some regionally and nationally rare species.

Based on mapping results and ecological considerations, a protection con-

cept for epiphytic lichens in the investigation area has been elaborated in consultation with the forest administration. Proposals for an improved protection of lichens in other state-owned forests of the lowland of Lower Saxony are also provided. The extremely rare beech woods in an old-age and decaying phase are of particular importance. It is not only important to preserve this special lichen flora as long as possible but also to ensure its continued success.

Dank

Wir haben vielerlei freundliche Hilfe erfahren. Frau Heibel und die Herren Diederich, Feuerer, Hauck, Hecklau, Tibell und Wirth übernahmen die Bestimmung oder Überprüfung von Belegen, die Herren Brunet und Fritz beschafften uns die schwedische Literatur. Die Zusammenarbeit mit Herrn Köpsell und den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen des Forstamts Sellhorn hat viel Freude gemacht und die Arbeit sehr erleichtert. Mit Herrn Schaper vom Nds. Forstplanungsamt konnten wir die Schutzmöglichkeiten erörtern. In der Alfred Toepfer Akademie auf Hof Möhr nahmen die hilfsbereiten und geschickten Herren Domnick, Winkelmann, Spieß und besonders Herr Wübbenhorst die mühsame Gestaltung der Tabellen und Graphiken auf sich. Die Herren Feuerer, Prüter, Sturm und Wübbenhorst unterzogen das Manuskript der kritischen Durchsicht. Allen Genannten danken wir herzlich für ihre Unterstützung.

8 Literatur

- Anonymus* (1994): Internationale Fachtagung zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften am Beispiel „historisch alter Walder“ am 28./29. Oktober 1993 auf Hof Möhr/Schneverdingen. NNA-Berichte 7 (3): 2.
- Arnold, F.* (1890): Die Lichenen des Franckischen Jura. – Regensburg Reprint 1985.
- Aptroot, A. et al.* (1998): Bedreigde en kwetsbare korstmossen in Nederland. Buxbaumia 46: 1–101.
- Arup, U.* (1997a): Lavar i olika miljöer. In: Arup, U. et al.: Skyddsvårda lavar i sydvästra Sverige: 62–91. – Lund.
- Arup, U.* (1997b): Skoglig kontinuitet. In: Arup, U. et al.: Skyddsvårda lavar i sydvästra Sverige: 92–95. – Lund.
- Arup, U.* (1997c): Indikatorarter och viktiga miljöer. In: Arup, U. et al.: Skyddsvårda lavar i sydvästra Sverige: 96–103. – Lund.
- Arup, U.* (1997d): Värdepyramider och samförekomster av arter. In: Arup, U. et al.: Skyddsvårda lavar i sydvästra Sverige: 104–107. – Lund.
- Barenscheer, F.* (1967): Aus der Geschichte des Kreises Soltau. Heimatchronik des Kreises Soltau: 102–185. – Köln.
- Becker, K.* (1995): Paläoökologische Untersuchungen in Kleinmooren zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte der zentralen Lüneburger Heide. Diss. Fachber. Biologie Univ. Hannover.
- Bowen, H. J. M.* (1980): A lichen flora of Berkshire, Buckinghamshire and Oxfordshire. Lichologist 12: 199–237.
- Bruyn, U. de* (2000): Zur aktuellen Verbreitung epiphytischer Flechten im nördlichen Weser-Ems-Gebiet. Oldenburger Jahrbuch 100: 281–318. – Oldenburg.
- Büsgen, M.* (1917): Bau und Leben unserer Waldbaume, 2. Aufl. 340 S. – Jena.
- Burckhardt, H.* (1864): Die forstlichen Verhältnisse der Provinz Hannover. 171 S. – Hannover.
- Burckhardt, H.* (1872): Die Aufforstung der Heiden. Aus dem Walde III: 41–85.
- Dengler, A.* (1971): Waldbau auf ökologischer Grundlage, 4. Aufl., Bd. 1. 229 S. – Hamburg u. Berlin.
- Dethlefs, M. & Kaiser, Th.* (1999): Kehren die Bartflechten zurück? Beobachtungen aus der Sudheide. Beitr. Naturk. Niedersachsens 53: 22–29.
- Derbsch, H., & J. A. Schmitt* (1987): Atlas der Pilze des Saarlandes. Teil 2: Nachweise, Ökologie, Vorkommen und Beschreibungen. – Natur und Landschaft im Saarland. Sonderband 3: 1–816.
- Deutscher Wetterdienst* (1964): Klima-Atlas von Niedersachsen. – Offenbach.
- Drachenfels, O. v.* (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen, 3. Aufl., Natursch. u. Landschaftspf. in Nieders. A/4: 94 S.
- Ebert, G.* (1997): Lithosiinae. In: Ebert, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Bd. 5, Nachfalter III, 575 S. – Stuttgart.
- Ekman, S.* (1997): Förändringar i lavfloran. In: Arup U. et al.: Skyddsvårda lavar i sydvästra Sverige: 50–61. – Lund.
- Enckhausen, F.* (1879): Die Heideflächen und ihr Nutzungswert. Aus dem Walde IX: 89–105.
- Erichsen, C. F. E.* (1957): Flechtenflora von Nordwestdeutschland. 434 S. – Stuttgart.
- Ernst, G.* (1996): Flechten im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Naturschutz- und Naturparke 161: 10–16.
- Ernst, G.* (1997): Die Flechten des Landkreises Harburg. Ber. Bot. Vereins Hamburg 17: 135 S.
- Feuerer, T. & Ernst, G.* (1993): Vorläufige Rote Liste der Flechten der Freien und Hansestadt Hamburg. Ber. Bot. Vereins Hamburg 13: 70–81.
- Fritz, Ö. & Larsson, K.* (1996): Betydelsen av skoglig kontinuitet för rödlistade lavar – En studie av halländsk bokskog. Svensk Bot. Tidskrift 90: 241–262.
- Frömbling, C.* (1911): Der Wilseder Berg ein Naturschutzpark. Niedersachsen 16: 329–331.
- Gerke, H.* (1987): Untersuchungen zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems. Ber. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, A/27. – Göttingen.
- Gilbert, O. L.* (1992): Lichen reinvasion with declining air pollution. In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment: 159–177. – Oxford.
- Gleber, W.* (1982): Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera, Insecta) im Raum des Naturwaldreservates „Ehrhorner Dünen“ in der Lüneburger Heide (Niedersachsen). Braunschw. Naturk. Schr. 1 (3): 473–491.
- Goppel, Ch.* (2000): Kartierung epiphytischer Flechten im Stadtgebiet von Regensburg 1976–1997. Hoppea 61: 349–407.
- Gustavsson, H.-E.* (1995): Lavfloran på bok i Ödegärdet i västra Småland. Svensk Bot. Tidskrift 89: 67–82.
- Härdtle, W.* (1996): Zur Nutzungsgeschichte Schleswig-Holsteinischer Walder unter besonderer Berücksichtigung des Landesteils Schleswig. Schr. Naturwiss. Vereins Schleswig-Holstein 66: 43–69.
- Härdtle, W. & Westphal, Ch.* (1998): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. Braunschw. Geobot. Arbeiten 5: 127–138.

- Hanstein, U. (1991): Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Meningener Holz“. NNA-Berichte 4 (2): 119–123.
- Hanstein, U. (1997): Die Wälder. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: 113–126. – Bremen.
- Hanstein, U. (2000): Vom Geheimnis des Alterns – am Beispiel nordwestdeutscher Tiefland-Buchenwälder. Forst Holz 55: 477–480.
- Hanstein, U., & J. Wübbenhorst (2001): Die Niederschlagsverhältnisse im Niedersächsischen Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2): 23–27.
- Hauck, M. (1992a): Rote Liste der gefährdeten Flechten in Niedersachsen und Bremen. 1. Fassung vom 1. 1. 1992. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 12 (1): 1–44.
- Hauck, M. (1992b): Man sieht nur, was man kennt. Flechtenartenschutz im Wald – Überlegungen zur naturschutzgerechten Forstwirtschaft am Beispiel Niedersachsen. Forstl. Mitt. 45 (22): 482–483.
- Hauck, M. (1995a): Epiphytische Flechtenflora ausgewählter buchen- und eichenreicher Laubhölzer in Niedersachsen. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 15 (4): 55–70.
- Hauck, M. (1995b): Naturnahe Laubwaldreste im Oberharz als Reliktstandorte für epiphytische Flechten. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 15 (4): 71–84.
- Hauck, M. (1996): Die Flechten Niedersachsens. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 36: 208 S. – Hannover.
- Hauck, M. (1998): Die Flechtenflora der Gemeinde Amt Neuhaus (Nordost-Niedersachsen). Tuexenia 18: 451–461.
- Heibel, E. (1999): Untersuchungen zur Biodiversität der Flechten von Nordrhein-Westfalen. Abh. Westf. Museum Naturkunde 61 (2): 346 S.
- Heinken, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Diss. Botanicae 239: 311 S. – Berlin/Stuttgart.
- Heinken, T. (1996): Die naturnahe Waldvegetation grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland – ein aktueller Überblick. Forst Holz 51: 429–435.
- 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.
- Homm, Th. & de Bruyn, U. (2000): Moose und Flechten im Naturschutzgebiet „Hasbruch“, einer Naturwaldparzelle in einer ehemaligen Hudelandenschaft Nordwestdeutschlands. Herzogia 14: 171–194.
- Jahn, H., A. Nespiak & R. Tüxen (1967): Pilzsoziologische Untersuchungen in Buchenwäldern (Carici-Fagetum, Melico-Fagetum und Luzulo-Fagetum) des Wesergebietes. – Mitt. Floristisch-soziolog. Arbeitsgem. NF 11/12: 159–197.
- Jacobsen, P. (1992): Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. Mitt. Arbeitsgem. Geobotanik Schleswig-Holstein Hamburg 42: 234 S.
- Jedicke, E. (1990): Biotopverbund. 254 S. – Stuttgart.
- Kelm, H.-J. (1994): Zur Waldgeschichte des Elbe-Weser-Dreiecks. NNA-Berichte 7 (3): 50–59.
- Kelm, H.-J. & Sturm, K. (1988): Waldgeschichte und Waldnaturschutz im Regierungsbezirk Lüneburg – Grundlagen und Ziele. – Jahrb. Naturw. Verein Fürstentum Lünebg. 38: 47–82.
- Killmann, D. & Boecker, M. (1998): Zur epiphytischen Flechtenflora und -vegetation des Siebengebietes und ihren Veränderungen seit 1959. Decheniana 151: 133–172.
- Klement, O. (1966): Vom Flechtensterben im nördlichen Deutschland. Ber. Naturhist. Ges. 110: 55–66. – Hannover.
- Koperski, M. (1988): Bryologische Beobachtungen im Staatsforst Sellhorn in der Lüneburger Heide. Jahrb. Naturw. Verein Fürstentum Lünebg. 38: 157–175.
- Koperski, M. (1998): Zur Situation epiphytischer Moose in Eichen-Buchenalbeständen des niedersächsischen Tieflandes. Forst Holz 53: 137–139.
- Kremser, W. & Otto, H.-J. (1974): Grundlagen für die langfristige, regionale waldbauliche Planung in den niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde 20: 426 S. – Hannover.
- Leibundgut, H. (1993): Europäische Urwälder. 260 S. – Bern u. Stuttgart.
- Leuschner, Ch. (1994): Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). Phytocoenologia 22 (3): 289–324.
- Linde, R. (1904): Die Lüneburger Heide. 149 S. Bielefeld u. Leipzig.
- Litterski, B. (1999a): Pflanzengeographische und ökologische Bewertung der Flechtenflora Mecklenburg-Vorpommerns. Diss. Botanicae 307: 391 S. – Berlin/Stuttgart.
- Litterski, B. (1999b): Flechtenflora auf ausgewählten Monitoringflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Natur u. Natursch. Mecklenburg-Vorpommern 34: 78–97.
- Masuch, G. (1993): Biologie der Flechten. 411 S. – Heidelberg.
- Meesenburg, H., Rademacher, P. & Meiwes, K. J. (1998): Stoffeintrag über atmogene Deposition in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. Arb.-H. Boden, H. 1: 67–77.
- Meesenburg, H., Meiwes, K. J. & Rademacher, P. (2001): Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide. NNA-Berichte 14 (2): 191–195.
- Meisel, S. (Bearb.) (1964): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd. – Bad Godesberg.
- Mitscherlich, G. (1971): Wald, Wachstum und Umwelt, Bd. 2. 365 S. – Frankfurt/Main.
- Mohr, K. (1992): Soziologie epiphytischer Flechtengemeinschaften in ländlichen Gebieten Nordwest-Niedersachsens. Int. Journ. Mycol. Lichenol. 5 (1–2): 81–97.
- Mühlenberg, M. & Slowik, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. 312 S. – Wiesbaden.
- Müller, R. & Hanstein, U. (1998): Flugsande, Binnendünen und der Strandhafer (*Ammophila arenaria* [L.] LK.) in der Lüneburger Heide. Jahrb. Naturw. Verein Fürstentum Lünebg. 41: 161–184.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (Hrsg.) (1991): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke Niedersachsens. – Wolfenbüttel.
- Niedersächsische Landesregierung (Hrsg.) (1992): Niedersächsisches Programm zur langfristigen ökologischen Waldbauplanung in den Landesforsten. 49 S. – Hannover.
- Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Landesvermessung – u. Historische Kommission für Niedersach-

- sen (Hrsg.) (1960): Kurhann. Landesaufnahme des 18. Jahrh., Bl. 71 Wilse u. Bl. 76 Bispingen.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1998a): Waldprogramm Niedersachsen – Waldtypenkarte 1:500000.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1998b): Waldschutzgebiete in Niedersachsen. Entwurf, unveröffentlicht.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2000): Habitatbäume und Totholz im Wald. Merkblatt Nr. 39 Entwurf 13. 04. 2000, unveröffentlicht.
- Nöldeke, C. (1870): Verzeichnis der im Fürstenthum Lüneburg beobachteten Laubmoose, Lebermoose und Flechten. Jahresh. Naturwiss. Vereins Fürstenthum Lüneburg 4: 51–84.
- Otto, H.-J. (1989): Langfristige ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten, Bd. 1. Aus dem Walde 42: 442 S. – Hannover.
- Peterken, G. F. (1994): The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. NNA-Berichte 7 (3): 102–114.
- Peters, W. (1862): Die Heidflächen Norddeutschlands. 150 S. – Hannover.
- Pott, R. & Hüppe, J. (1991): Die Hude-landschaften Nordwestdeutschlands. 313 S. – Münster.
- Primack, R. B. (1995): Naturschutzbiologie. 713 S. – Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Rose, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. In: Brown, H. D., Hawksworth, D. L. & Bailey, R. H.: Lichenologie: Progress and Problems. Syst. Ass., Spec. Vol. 8: 279–307.
- Sandstede, H. (1896): Beiträge zu einer Lichenenflora des nordwestdeutschen Tieflandes (Zweiter Nachtrag). Abh. Naturwiss. Vereins Bremen 13: 318–328.
- Sandstede, H. (1898): Beiträge zu einer Lichenenflora des nordwestdeutschen Tieflandes (Dritter Nachtrag). Abh. Naturwiss. Vereins Bremen 14: 483–493.
- Sandstede, H. (1912): Die Flechten des nordwestdeutschen Tieflandes und der deutschen Nordseeinseln. Abh. Naturwiss. Vereins Bremen 21: 9–243.
- Schade, G. (1960): Untersuchungen zur Forstgeschichte des alten Amtes Winsen an der Luhe. Diss. Forstl. Fak. Univ. Göttingen. 179 S.
- Scheidegger, Ch., Flachsmann, S., Zoller, S., & Frey, B. (1997): Naturschutzbiologie bei Flechten: Konzepte und Projekte. In: Scholler, H. (Hrsg.): Flechten: Geschichte, Biologie, Systematik, Ökologie, Naturschutz, kulturelle Bedeutung. Kl. Senckenberg-Reihe 27: 167–175.
- Schmidt, W. (1997): Bedeutung von Schutzgebieten für die Arterhaltung bei Baum- und Straucharten. NNA-Berichte 10 (2): 49–57.
- Schumacher, A. (2000): Die Ökologie der Moose in mitteleuropäischen Buchenwäldern unter dem Einfluß der Forstwirtschaft. Diss. Botanicae 331: 176 S. – Berlin/Stuttgart.
- Schupp, D. (1991): Unzerschnittene Verkehrsarme Räume in Niedersachsen. Inform.d. Naturschutz Nieders. 11 (1): 1–6.
- Stapper, N. J., Franzen, I., Gohrbandt, S. & Frahm, J.-P. (2000): Moose und Flechten kehren ins Ruhrgebiet zurück. LÖBF-Mitteilungen 25 (2): 12–21.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Blake, L. & Goulding, K. (1995): Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE Agriculture, Ecosystems and Environment 53: 163–177.
- Tempel, H. (1993): Die Waldentwicklung der zentralen Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren, dargestellt am Beispiel des Staatsforstes Sellhorn. Dipl.arbeit Geogr. Inst. Univ. Hannover.
- Tempel, H. (1994): Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren. NNA-Berichte 7 (3): 68–75.
- Thieme, W. (1984): Funde der römischen Eisenzeit und der Völkerwanderungszeit Landkreis Soltau-Fallingb. Führer zu archäologischen Denkmälern in Deutschland Bd. 9: 125–147. – Stuttgart.
- Ulrich, B. (1993): 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. Forstarchiv 64: 147–152.
- Umweltbundesamt (1986): Daten zur Umwelt 1986/87. – Berlin.
- Umweltbundesamt (1997): Daten zur Umwelt. – Berlin.
- Vagts, I. & Ernst, G. (1997): Flechten. In: Cordes et.al.(Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: 199–208. – Bremen.
- Voss, K. L. (1967): Die Urgeschichte des Kreises Soltau. Heimatchronik des Kreises Soltau: 7–47. – Köln.
- Vullmer, H. (1996): Untersuchungen zum Vorkommen von Moosen in ausgewählten historisch alten Wäldern im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Im Auftrag der Alfred Toepfer Akademie Schneverdingen, unveröffentlicht.
- Wagner, W. (1914): Die Pflanzenwelt. In: Benecke, O. & Th. (Hrsg.): Lüneburger Heimatbuch I: 251–287. – Bremen.
- Weihe, J. (1979): Der Regenniederschlag im Wald. Wald und Wasser. Schriftenreihe Deutsch. Verb. Wasserwirtsch. Kulturbau 41: 10–23. – Hamburg u. Berlin.
- Westphal, Ch. (2000): Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). Diss. Fachber. Umweltwissenschaften Univ. Lüneburg.
- Wilhelm, G. J., Letter, H.-A. & Eder, W. (1999): Konzeption einer naturnahen Erzeugung von starkem Wertholz. Allg. Forstzeitschr. / Der Wald 54: 232–240.
- Wirth, V. (1976): Veränderungen in der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Vegetationsk. 10: 177–202.
- Wirth, V. (1992): Zeigerwerte von Flechten. In: Ellenberg, H. et al.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2. Aufl.: 215–237. – Göttingen.
- Wirth, V. (1995): Flechtenflora, 2. Aufl. 661 S. – Stuttgart.
- Wirth, V. et al. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Vegetationsk. 28: 307–368.
- Wirth, V., Cezanne, R. & Eichler, M. (1999): Beitrag zur Kenntnis der Dynamik epiphytischer Flechtenbestände. Stuttgarter Beitr. Naturk. A/595: 1–17.
- Wöldecke, K. (1998): Die Großpilze Niedersachsens und Bremens. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs Band 39: 1–536.
- Wollborn, P. (2001): Das Niedersächsische LOWE-Programm und eine Einführung in die Exkursionen des Folgetages. In: Pro Silva Europa (Hrsg.)

- (o.J., 2001): 3. Internationaler Kongreß – Nachhaltigkeit in Zeit und Raum. Fallingb. – Deutschland 02. bis 07. Juni 2000: 113–124. – Langenhagen.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. NNA-Berichte 7 (3): 3–14.
- Wulf, M. & Kelm, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA-Berichte 7 (3): 15–50.
- Zacharias, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCUS-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 35: 1–150.
- Zimmermann, H. (1991): Zum Phänomen autochthoner Standortsrassen bei Laubbäumen. Forst Holz 46: 399–402.
- Zimmermann, A. (1908): Untersuchungen über das Absterben des Nadelholzes in der Lüneburger Heide. Z. Forst- Jagdwesen 40: 357–392 – Berlin.

Anschrift des Verfassers

Dr. Udo Hanstein
Kastanienweg 16
D 29 640 Schneverdingen

Anhang I: Kommentierte Artenliste

Hier werden alle im Forstamt Sellhorn in den Jahren 1989 bis 2000 gefundenen Arten aufgeführt, jedoch nur einige der selteneren oder in ihrer Ökologie von der Norm abweichenden sowie im Gelände auffallende Arten ausführlicher beschrieben.

Angaben zum ökologisch-soziologischen Verhalten, zur Gesamtverbreitung und zur Literatur siehe bei *Litterski* (1999a) und *Heibel* (1999), zur Gefährdung in Niedersachsen bei *Hauck* (1996), zum Vorkommen in der Umgebung des Untersuchungsgebiets bei *Ernst* (1997). Nomenklatur nach *Wirth* (1995).

Kurzbeschreibung der Flechtensymbiose und Erklärung einiger Fachausdrücke:

Symbiose: In den Flechtenarten bilden je eine Pilz- und mindestens eine Algenart eine so enge Symbiose, daß die Partner erst unter dem Mikroskop zu erkennen sind. Das Geflecht aus Pilzhyphen schützt den Partner vor schädigenden Einflüssen (schneller Wasserverlust, starke Sonneneinstrahlung) und stellt die Verbindung zum Substrat her. Der Algenpartner bildet die organischen Stoffe, die für das Wachstum notwendig sind. Der Anteil der Algen im Flechtenkörper ist gering, so daß das Wachstum nur langsam verläuft. Bei unserer häufigsten Laubflechte *Hypogymnia physodes* beträgt der durchschnittliche jährliche Radialzuwachs 1,2 bis 4 mm (*Masuch*, 1993). Gesteinsbewohnende Flechten können sehr alt, manche über tausend Jahre werden. Bei epiphytischen Flech-

tenarten begrenzen jedoch Veränderungen des Substrats (Dickendwachstum, Rindenstruktur) und anderer Standortfaktoren (Belichtung, Beregnung, Luftfeuchtigkeit) z.B. durch Freistellung des Trägerbaums und schließlich dessen Lebensbegrenzung die Lebensdauer, bei Totholz bewohnenden Arten der Zerfall des Substrats. Als Raumkonkurrenten können Moose gefährlich werden.

Als Thallus oder Lager wird der Vegetationskörper der Flechten bezeichnet. Fruchtkörper bildet nur der Pilzpartner aus: Apothecien und Perithezien. In diesen werden die Schläuche (Asci) mit den Ascosporen gebildet. Die Sporen keimen aus, müssen dann aber, um weiter wachsen zu können, auf geeignete Algen oder Soredien treffen.

Die Algenzellen in der Flechte vermehren sich durch Zweiteilung.

Soredien, die in Soralen gebildet werden, und Isidien, die aus der Kropferoberfläche herauswachsen und abbrechen, und auch Thallusbruchstücke dienen der vegetativen Vermehrung. Sie enthalten Pilzhyphen und Algenzellen.

Pykniden sind Organe, in denen asexuelle Keime, die Pyknosporen oder Conidien, gebildet werden. Auf eine Erörterung der Funktion wird hier verzichtet. Jedoch sind diese Organe gelegentlich für die Artbestimmung von Bedeutung.

Nach der Wuchsform des Lagers werden Strauchflechten, Laub- oder Blattflechten und Krustenflechten unterschieden. Zu den Strauchflechten gehören die „bartigen“ (z.B. *Usnea*) und „bandförmigen“ (z.B. *Pseudevernia*) For-

men, die nur an einer oder wenigen Stellen mit dem Substrat verbunden sind, die strauchartig aufwärts wachsenden Arten (*Cetraria*) und die Cladonien, die aus einem ausgebreiteten Basallager und aufsteigenden Podetien – bei Epiphyten oft becher- oder stiftförmig – bestehen.

Laubflechten (z.B. *Parmelia*) haben flächig ausgebildete Lager aus blattähnlichen Lappen (Loben), die durch Rhizinen locker am Substrat haften.

Krustenflechten sind mit ihrer Unterseite fest dem Substrat angewachsen. Ihre Oberfläche kann berindet (*Thelotrema*) oder partiell sorediös aufgelöst sein. Arten, die von Anfang an ein durchgehend soredioses Lager ohne strukturierten Randbereich bilden, gehören zur Gattung *Lepraria*.

Von den für das Untersuchungsgebiet aufgelisteten 103 Arten gehören 9 zu den Strauchflechten (davon im Untersuchungsgebiet keine fruchtend), 15 zu den Laubflechten (3 fruchtend), 79 zu den Krustenflechten (44 fruchtend). 42 Arten bilden Soredien, 12 Isidien. Die zusätzlichen 11 *Cladonia*-Arten fruchten jedenfalls hin und wieder.

Artenliste

Auf den Artnamen folgt in Klammern die Anzahl der Untersuchungsflächen und der Trägerbaume, auf denen die betreffende Art gefunden wurde. Ein darauf folgendes Minuszeichen bedeutet, daß die Art in der älteren Literatur (bei *Sandstede* 1898 u. 1912 und bei *Erichsen* 1957) für das niedersächsische Tiefland nicht genannt wurde.

Amandinea punctata (5/8): Im Untersuchungsgebiet selten, im umgebenden Gebiet häufig, besonders an freistehenden Laubbaumen und auf Weidezäunen.

Anisomeridium nyssaeogenum (4/6, –): Die zahlreichen, bis zu 0,2 mm hohen Pykniden bilden ein schwarzes Kritzelmuster auf oft hellem Grund, manchmal gestört durch nur wenig größere Kotpillen von Arthropoden. Aber auch im Kot sind die Pyknosporen noch zu erkennen. An Holunder in den Hofgehölsen, an zwei Eichen am Wegrand basisnah, an einem Buchenstamm in zwei Längsstreifen von 0,5 bis 2 m Höhe. *Literski* (1999a): „Als Neophyt auch in Waldgesellschaften (z.B. bodensaure Buchenwälder ...) eindringend“.

Arthonia radiata (6/8): An Buche in historisch alten Wäldern und alten historisch jungen Waldbeständen, an Hainbuche im Hofgehölz Sellhorn.

Arthonia spadicea (11/23): Überwiegend am Stammfuß, aber auch am Mittelstamm älterer Eichen, selten an Buche und Bergahorn, im Inneren der historisch alten und historisch jungen Walder.

Arthonia vinosa (20/55): Am Mittelstamm von Eichen, z.T. großflächig, bis zu mehreren m² deckend (in Untersuchungsfläche 10); manchmal jedoch von *Lecanora expallens* dicht überwachsen, so daß die zahlreichen Apothecien kaum noch erkennbar sind. Ihr Fehlen in den westlichen Untersuchungsflächen ist nicht durch das Alter der Bestände zu erklären, denn in der nur 100jährigen Fläche 40 wächst *A. vinosa* an 10 Trägerbäumen.

Bacidina arnoldiana coll. (21/43, –): Auffallend durch das grüne, feinkörnige, aber dickliche Lager auf den Wurzelanläufen oder oberflächlichen Stammwunden an Buchen, selten an anderen Bäumen. Nur an wenigen Exemplaren neben den Pykniden die Apothecien ausgebildet, die für eine zuverlässige Artbestimmung notwendig sind (*B. arnoldiana*/*B. delicata*).

Bryoria fuscescens (7/14) gehört zu den stark gefährdeten Arten. Sie kommt mehrmals in Gesellschaft von *Usnea* vor. Eine Haufung zeigt sich beim Forsthaus Heimbuch mit sechs Eichen und einem Birnbaum als Trägerbaum. Neben vielen kleinen sind auch zahlreiche bis zu 10 cm lange Barte vorhanden (Zeichnung 4, S. 70)

Buellia griseovirens (7/8) zeigt keine Bindung an Baumarten oder Biotope.

Calicium adpersum (1/1): Einmal an einer Eiche am Straßenrand (Fläche 50), nach *Hauck* (1996) ein untypischer Standort.

Calicium glaucellum (6/10): An stehendem Totholz (Eiche, Kiefer, Fichte), einmal an einer Wunde im lebenden Eichenstamm, einmal auf einem Pfosten; mehrmals zusammen mit *Chaenotheca brunneola*.

Calicium salicinum (5/7): An stehendem Totholz oder morschen Stämmen von Eiche und Buche.

Calicium viride (9/25): Besonders in den Hofgehölsen und Waldaußenrändern, fehlt in den historisch alten Wäldern (Eiche, Bergahorn, Esche, Linde, Obstbäume).

Candelariella reflexa (1/1): Die an eutrophierten Straßenbäumen nicht seltene Art wurde im Untersuchungsgebiet einmal an Holunder im Hofgehölz Sellhorn gefunden.

Cetraria chlorophylla (16/34): Im Untersuchungsgebiet verbreitet, meist auf den unteren, weit ausladenden Ästen von Eichen in wenigen Exemplaren zwischen der großflächig deckenden *Platismatia glauca*.

Chaenotheca brachypoda (2/4): Auf morschem Holz sterbender Buchen und Eichen, so in einer Eiche am Wegrand in acht mäßig tiefen Rissen, etwa 3 dm² deckend. *Hauck* (1996): „Verschollen und vermutlich ausgestorben.“

Chaenotheca brunneola (21/37): Das Absuchen von stehendem Totholz, bes. Kiefern, führte zu einer großen Anzahl dieser sonst als selten geltenden Flechte. Bei Stichproben wurde sie auch außerhalb der Untersuchungsflächen an toten Stämmen im ca. 50jährigen Kiefern-Wirtschaftswald gefunden, ferner einmal an einem entrindeten Birken-Hochstumpf. Sie ist gelegentlich mit *Chaenotheca ferruginea* vergesellschaftet, deren dem Substrat aufsitzendes Lager zuweilen so gering wie bei *Ch. brunneola* entwickelt ist, daß eine Untersuchung der Sporen zur Bestimmung nötig war. *Ch. brunneola* fehlt in den Hofgehölsen und Waldaußenrändern. *Haucks* Einschätzung (1996) „Sehr selten und vom Aussterben bedroht“ scheint dort nicht mehr zuzutreffen, wo im Forstbetrieb ein gewisser Anteil stehenden Totholzes belassen wird.

Chaenotheca chlorella (2/3, –): Ein Streifen an stehendem totem Buchenstamm (1998 umgestürzt) zusammen mit *Calicium salicinum*; in einer Hohlung auf dem Gipfel eines 4–5 m hohen Buchen-Hochstumpfes gemeinsam mit *Chaenotheca brachypoda*; in der morschen Hohlung einer lebenden Buche in etwa 5 m Höhe. Eine Probe (Untersuchungsfläche 1), die übermäßig große, auch leicht gebogene Sporen (bis 15 × 4 µm) aufwies, wurde von *Tibell* nachbestimmt: Überreife Sporen können gelegentlich größer sein und auch mehrere Septen aufweisen. Bei *Hauck* (1996) keine Angabe zur Gefährdung; mdl: „Sehr selten und vom Aussterben bedroht.“

Chaenotheca chrysocephala (35/125): Kommt besonders in den historisch jungen Wäldern vor, sowohl in den Beständen wie an den Waldinnenrändern, oft mit *Chaenotheca ferruginea* zusammen; fast ausschließlich an Eiche. Schon 1989 fiel eine Probe durch ihr andersartiges Aussehen auf, bes. durch blaß fleischfarbene Stiele der Apothecien. Eine Probe von 1999 zeigt den Unterschied viel krasser: Zwischen normal ausgebildeten Apothecien befinden sich größere mit sehr blaß gelblichen bis blaß fleischfarbenen Stielen, deren Köpfe einheitlich kräftig gelb gefärbt sind. Die Köpfe haben eine unregelmäßige Oberfläche, oftmals wie zusammengesetzt aus mehreren Teilen, und einen Durchmesser bis zu 0,4 mm. Die Sporen sind kugelig bis deutlich ellipsoid, 4–9 × 3–4 µm, farblos, glattwandig und ohne jede Musterung. *Tibell* (briefl. Mitt.) schreibt dazu: „I have seen *Ch. chrysocephala* specimens like that before. I think it is either an attack from a parasitic fungus or an anamorph of the *Chaenotheca* occasionally producing mitospores in the apothecia.“ *Dieckerich* (briefl. Mitt.): „... mit Sicherheit kein lichenicoler Pilz vorhanden.“

Chaenotheca ferruginea (47/373): Eine der häufigsten, oft auch großflächig deckenden Flechten, besonders in den historisch jungen Wäldern, weil sie die tiefrissigen Stieleichen vor den Traubeneichen bevorzugt (Ausnahme Fläche 33 mit 22 Traubeneichen als Trägerbäumen).

Chaenotheca furfuracea (1/2): An Eiche, einmal untypisch, da großflächig am Stamm, ohne Apothecien. (DC überprüft: Vulpinsäure, Pulvinsäure-Dilac-

ton). *Hauck* (1996): „Stark zurückgegangen, heute sehr selten.“

Chaenotheca stemonea (2/4): In den Borkenrissen von Eiche, evtl. auch übersehen, da die Unterschiede zu *Ch. ferruginea* nicht gleich auffallen. Nach *Hauck* (1996) letzte Nachweise im niedersächsischen Tiefland Anfang des 20. Jahrhunderts.

Chaenotheca trichiales (1/1): An Eiche. Erst zu Hause bei der Durchsicht einer mitgenommenen Probe zwischen *Lepraria incana* entdeckt; – conf. *Wirth*. *Hauck* (1996): „Sehr selten und vom Aussterben bedroht.“

Chaenotheca xyloxena (4/4 –): Auf stehendem Eichen- und Kiefern-Totholz, einmal 3 dm² deckend, und auf abgestorbenem Holz in einer Höhlung an Buche. Bei *Hauck* (1996) nicht aufgeführt.

Chrysotrix candelaris (4/5): In tiefen Rindenrissen an Eiche und Esche, nur kleinflächig, aber durch leuchtendes Gelb auffallend. Einmal (Fläche 22) großflächig am Stamm einer Stieleiche oberhalb 2 m. Die den Stamm zuvor beschattenden Äste wurden kürzlich entfernt. Vier der fünf Trägerbäume konzentrieren sich bei Heimbuch. *Hauck* (1996): „Extrem starker Rückgang.“

Cladonia coniocraea (58/x): Auf jeder Untersuchungsfläche zu finden; meistens am Stammgrund, gelegentlich auch weiter oben.

Cladonia digitata (50/228): An Eiche, Buche, Birke, Fichte, Kiefer, Tanne, Erle, Obstbäumen, die Stammbasis mit ihren etwa 1 cm großen „Blättern“ dicht bedeckend.

Cladonia fimbriata (14/21): An Eiche, Buche, Birke, Kiefer, Walnuß, Holunder.

Cladonia glauca (10/21): An Eiche und Birke.

Cladonia macilenta (14/27): An Eiche, Buche, Birke, Spitzahorn, Kiefer und Fichte.

Cladonia phyllophora (1/1): An einem Buchenfuß. Art nährstoffarmer Böden, RL-Kategorie 3. Nach *Hauck* (1996) im Tiefland selten.

Cladonia polydactyla (22/43): An Kiefer, Birke und Fichte.

Cladonia pyxidata s.l. (24/66): An Eiche, Buche, Birke, Obstbäumen, Kiefer, Fichte, Aspe und Rose, (Zeichnung 1, S. 36).

Cladonia ramulosa (4/8): An Buche und Eiche. RL-Kategorie 3.

Cladonia squamosa (2/2): An hochliegendem Totholz von Eiche.

Cladonia subulata (2/2): An hochliegendem Totholz von Eiche.

Cliostomum griffithii (2/3): Nur kleine Lager an Buche, Eiche, Bergahorn; kenntlich an den vielen sehr kleinen (bis 0,2 mm) schwarzen Pyknidenflecken. *Hauck* (1996): „Im kustennahen Tiefland ziemlich häufig, sonst sehr selten.“

Cyphelium inquinans (3/9): An Eiche, z. T. großflächig deckend, gehäuft in der Nähe der Forsthäuser Ehrhorn (4 Trägerbäume) und Heimbuch (3 Trägerbäume). Diese Art ist im umgebenden Gebiet auf Weidezäunen nicht selten, gilt aber in Deutschland als stark gefährdet.

Dimerella pineti (17/33): Oft am Stammgrund und auf am Erdboden liegenden Ästchen. Fehlt den Hofgehölzen und Waldaußenrandern.

Evernia prunastri (33/213): In den historisch alten Wäldern nur mit wenigen kleinen Exemplaren; konzentriert und Eiche dichtpelzig bewachsend im historisch jungen Wald Fläche 33 u. 34 (23 bzw. 11 Trägerbäume), Waldinnenrand Fläche 43 (20 TB), waldrand- und freilandbeeinflusst Fläche 53 (27 TB, Photo 1, S. 34).

Graphis elegans (1/2): Früher in den Wäldern Nordniedersachsens, besonders im Küstenraum, nicht selten, nach *Wagner* (1914) aber nicht im damaligen Bezirk Lüneburg. *Hauck* (1996): „Heute keine aktuellen Nachweise mehr, evtl. ausgestorben.“ Am hochstammigen *Ilex*, der in der Literatur als Trägerbaum angegeben ist, blieb die Suche vergeblich. Ein Fund gelang an Buche im Februar 1998 bei der Betrachtung von *Graphis scripta*-Beständen. Die intensive Nachsuche im selben Gebiet ergab noch einen zweiten Fund, beide in etwa 1,5 m Höhe an Buche. Die Untersuchungsfläche 8, ein 160jähriger Buchen-Bestand, ist sonst lichenologisch wenig ergiebig.

Graphis scripta (20/178): Vier Funde an Hainbuche, sonst alle an Buche, überwiegend in historisch alten Wäldern, konzentriert in Untersuchungsfläche 17, 120jähriger Bestand mit geringem Lichtdurchlaß (etwa 85 Trägerbäume). Oft wächst sie in wenige cm breiten, horizontalen Streifen am Stammgrund und fällt schon von weitem auf (Zeichnung 3, S. 53).

Haematomma ochroleucum (4/5): An Eichen.

Hypocenomyce caradocensis (6/7): In kleinen, auch zerrissenen Lagern an Eiche

zwischen anderen epiphytischen Flechten, gern vergesellschaftet mit *Chaenotheca ferruginea*.

Hypocenomyce scalaris (47/212): Durch das ganze Untersuchungsgebiet verbreitet, an Laub- und Nadelbäumen, Eiche bevorzugend.

Hypogymnia physodes (55/796): Die häufigste Laubflechte im Untersuchungsgebiet, oft nur in kleinen Lagern, oft aber auch die Stämme weit hinauf bekleidend und die Äste überziehend. Manchmal wird man erst durch auf dem Boden liegende, mehrere cm dicke Bruchäste auf sie aufmerksam.

Hypogymnia tubulosa (37/91): Oft versteckt zwischen *H. physodes* an weit ausladenden oder abgebrochenen Ästen.

Lecanactis abietina (2/2): Nur mit Pykniden, an Eiche, einmal zusammen mit *Chaenotheca ferruginea*.

Lecania cyrtella (1/1): Im Untersuchungsgebiet kaum geeignete Standortbedingungen.

Lecanora allophana (1/1): An einer Eiche am Wegrand zwischen verschiedenen Krustenflechten, auffallend durch den dicken Lagerrand der Apothecien. *Hauck* (1996) „verschollen und vermutlich ausgestorben.“

Lecanora argentata (11/38): Die in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Flechte besiedelt im Untersuchungsgebiet zusammen mit anderen gefährdeten epiphytischen Arten Buchen in historisch alten Wäldern und in den beiden ältesten historisch jungen Wäldern. Das charakteristische schwarze Vorlager ist nur bei der Abgrenzung gegen das Lager von *Pertusaria*-Arten oder *Pyrenula nitida* ausgebildet.

Lecanora carpineae (1/1): Nur an Hainbuche im Hofgehölz Sellhorn.

Lecanora chlorotera (1/1): Diese im Umland an Straßenbäumen vorkommende Art fanden wir im Untersuchungsgebiet nur einmal an einer freistehenden, 180jährigen Traubeneiche zusammen mit *Phlyctis argena*.

Lecanora conizaeoides (58/x): Eine sehr toxitolerante Art auf sauren oder angesäuerten Rinden von Laub- und Nadelbäumen, die bis in die Städte eindringt. Im Untersuchungsgebiet besonders an Kiefer und Birke. Sie ist in allen Untersuchungsflächen zu finden, wenn auch manchmal erst nach längerer Suche, so in Fläche 1 nur einmal an abgefallenem Buchenzweig. *Hauck*

(1996): „Ein Fehlen oder nur spärliches Auftreten der Art bei sonst reicher epiphytischer Flechten- oder Moosvegetation ist ein positives Zeichen für eine noch einigermaßen intakte Epiphyten-Vegetation.“

Lecanora expallens (48/251): Überwiegend auf Eichen, oft großflächig deckend. Apothecien extrem selten.

Lecanora saligna (3/3): Die auf Weidezaunen häufigere Flechte wurde einmal an Eiche, einmal an Holunder und einmal an stehendem Buchen-Totholz gefunden.

Lecanora sambuci (4/5): An Holunder in den Hofgehölzen und einem Waldaußenrand; stets kleine, reich fruchtende Lager. Artzugehörigkeit nicht gesichert, da Asci soweit erkennbar nur 8sporig.

Lepraria elobata (1/1, –): An einer Buche, vergesellschaftet mit *L. incana*. Wenn auch morphologische Merkmale zur Unterscheidung der *Lepraria*-Arten im Gelände erkennbar sind, sollten der Bestimmung eingehende chemische Analysen zu Grunde liegen (s. Heibel, 1999). Nur ein kleiner Teil der Funde ist beachtet worden, so daß die selteneren Arten hier unterrepräsentiert sind.

Lepraria incana (58/x): Sie überzieht mit ihrem bläulichgrünen Lager oft große Stammpartien, auch noch im tiefen Schatten, und ist in jeder Untersuchungsfläche zu finden. Sie ist die häufigste und flächenmäßig ausgedehnteste Flechte im Untersuchungsgebiet und besiedelt die verschiedensten Tragerbäume.

Lepraria jacksonii (1/1, –): Am Fuß einer Buche.

Lepraria lobificans (31/111, –): Erkennbar an ihrem meist dicklichen Lager aus weißen Markhyphen und locker liegenden Soredien, aus denen Hyphen austreten. Sie besiedelt gern die von Moosen (z. B. *Hypnum cupressiforme* var. *mamillatum*, *Brachythecium rutabulum* und *Isothecium myosuroides*) überzogenen Stammpartien der Buche, aber auch den Stammsfuß mit Wurzelanläufen und Hohlungen. Weniger häufig werden Eichen besiedelt. (Nicht alle Proben sind chemisch überprüft.)

Lepraria rigidula (3/4, –): Sie macht durch ihr weißliches Lager auf sich aufmerksam. Unter der Lupe sind die aus den Soredien gerade und strahlig austretenden Hyphen zu erkennen. Sie ist in den Hofgehölzen an Apfelbäumen

und einem Walnußbaum sowie in Fläche 27 an einer gestürzten Eberesche nachgewiesen.

Lepraria umbricola (16/24, –): Diese Flechte wurde erst 1992 beschrieben (s. Hauck 1996). Morphologisch ist sie an den verhältnismäßig kleinen, kompakten Soredien zu erkennen. Gefunden wurde sie 13x an Kiefer, je dreimal an Fichte, Birke und Eiche, einmal an Erle, besonders in den unteren Stammpartien.

Loxospora elatina (1/1, –): Sie gehört zu den sorediös aufgelösten Flechten und kann deswegen leicht übersehen worden sein. Im Gelände wies der ausgeprägte Rand um den *Lepraria*-ähnlichen Innenbereich auf diese für das Untersuchungsgebiet neue Art hin (29. 1. 99). An Eiche. (Fehlt bei Hauck 1996.)

Micarea miseila (6/7): An stehendem Totholz von Buche, Fichte, Kiefer, Birke im Waldinneren. Apothecien waren nur einmal ausgebildet, aber die charakteristischen gestielten Pykniden sind zahlreich vorhanden.

Micarea prasina (6/12): Die von dieser Art bevorzugten flachen Baumstüben wurden nicht in die Untersuchung einbezogen. Sie wurde an Eiche, Buche, Linde, Kiefer, Fichte und fünfmal an Stechpalme (Hülse) notiert.

Mycoblastus fucatus (36/177): Fast ausschließlich an Buche im Waldinneren; kleine, 1–2 cm große, graue, begrenzte Flecken.

Mycocalicium subtile (4/7), ein Pilz, der wegen seiner Ähnlichkeit mit den coniocarpen Krustenflechten („Stecknadeln“) in den Flechtenfloren mitgeführt wird. An stehendem Totholz von Fichte und Kiefer. Hauck (1996): „im Tiefland verschollen“.

Ochrolechia androgyna (28/82): Mögliche Verwechslungen mit *Pertusaria hemisphaerica* sind wegen der Variabilität der Flechte nicht ganz auszuschließen.

Ochrolechia microstictoides coll. (50/436): Sie ist nur mit Hilfe chemischer Analyse von *O. turneri* zu trennen. Die von Hauck überprüften Exemplare gehören zu *O. microstictoides*. Sie ist eine der häufigsten Flechten im Untersuchungsgebiet, oft in mehreren Lagern an einem Tragerbaum, bevorzugt auf Eiche.

Opegrapha ochrocheila (4/7): An Buche in 180–240-jährigen Beständen der historisch alten Walder auf stehendem Totholz oder Holzwunden im Stamm. Zwei Fundstellen sind inzwischen erlo-

schen, da die Stämme umgestürzt bzw. abgebrochen sind. Hauck (1996): „Verbreitungsschwerpunkt in den küstennahen Bundesländern“, aber „auch dort vom Aussterben bedroht.“

Opegrapha varia var. *varia* (4/8): An Buche und Eiche im Inneren der Wälder, sowohl auf morschem Holz als auch auf Rinde, zusammen mit *O. vermicellifera*, *Calicium salicinum*, *Arthonia vinosa*. Einmal auf der morschen Borke eines Buchen-Hochstumpfes 0,5 m² deckend (Fuhrmannsbuche Fläche 25).

Opegrapha vermicellifera (2/4): An Buche in historisch alten Wäldern; mit Pykniden, nur einmal mit Apothecien; auf stehendem Totholz, aber auch an lebenden Stämmen; einmal (Fläche 1) ein Streifen von 1 m Länge und 20 cm Breite.

Opegrapha vulgata var. *vulgata* (2/8): Im historisch alten Wald an toten und lebenden Buchen, meist nur ein bis wenige cm² große Lager zwischen anderen Flechten, einmal 2 dm² (bis diese Buche von einer anderen umstürzenden zerschlagen wurde); einmal (Fläche 4) an einer schwachwüchsigen Buche mit *Arthonia radiata*, *Graphis scripta*, *Lecanora argentata*, *Pertusaria hymenea*, *P. leioplaca* und *Porina aenea*.

Pachyphiala carneola (1/1): An einer schwachwüchsigen Buche im ältesten historisch alten Waldbestand fiel in 1–1,7 m Stammhöhe neben einer tiefen Längsrille ein 2–3 cm breiter roter Streifen von Trentepohlia-Algen auf, darin saßen die blaßbräunlichen, dick berandeten Apothecien von *P. c.* (det. Wirth). Sie ist vergesellschaftet mit *Opegrapha vulgata*, *Pertusaria hymenea*, *P. pertusa*, *Pyrenula nitida*. Dies ist der einzige aktuelle Fund in Niedersachsen. Sandstede (1912) gibt für Niedersachsen drei Funde an, alle an Eiche.

Parmelia acetabulum (2/3): An Eiche u. Bergahorn, Hofgehölz u. Waldaußenrand; bevorzugt Straßenbäume.

Parmelia caperata (1/1): Am 02. 03. 2001 fand Feuerer an einem Spitzahorn im Hofgehölz Barrl (Fläche 58) am Rand der B 3 einen jungen Thallus von ca 3 cm Durchmesser. Der Stamm war drei Jahre zuvor abgesucht worden; hier handelt es sich offenkundig um eine Neubesiedlung. Hauck (1996): „Heute nur noch in der nordwestlichen Tiefebene in Küstennahe, ziemlich selten; sonst überall verschollen und vermutlich ausgestorben.“

Parmelia glabrata (20/35): Bevorzugt Buche, daher fehlt sie an den Waldinnenrandern. Gern auch an besonders lichtarmen Stellen.

Parmelia saxatilis (55/430): Über das ganze Untersuchungsgebiet verbreitet, bes. an Eiche, am Stamm und an weit ausladenden Ästen. Nachtrag: Auffallende Unterschiede, die G. Ernst innerhalb von *P. saxatilis* bemerkte, veranlaßten Feuerer & Thell (2001 in Vorbereitung) zu deren Untersuchung und zur Beschreibung von *Parmelia ernstii*. Aus der großen Anzahl der Funde von *P. saxatilis* wurden nur einige stichprobenartig von Feuerer und Thell überprüft und in zwei Fällen als *P. ernstii* bestätigt (Fläche 20 u. 57). Die beiden Arten scheinen häufig in Gemeinschaft vorzukommen.

Parmelia subaurifera (4/4): Nur kleine Lager auf Eiche und Holunder. Hauck (1996, Syn. *Melaniella* s.): „Vermutlich stark zurückgegangen“.

Parmelia sulcata (27/77): Ähnliche Verbreitung wie *P. saxatilis*, aber wesentlich seltener. Sie bevorzugt im allg. lichtere Stellen.

Parmeliopsis ambigua (43/317): Am Mittelstamm von Buchen u. Eichen, vereinzelt auch an Birken, Kiefern, Linden, Bergahorn, Erlen, Hülse, Vogelbeeren, Aspen.

Pertusaria albescens (7/13): In den Hofgehölzen und historisch jungen Wäldern, an lichten Stellen.

Pertusaria amara (32/153): Überwiegend an Eichen, oftmals großflächig und weithin weiß leuchtend.

Pertusaria coccodes (6/8): Diese und die folgenden vier Arten waren früher in Niedersachsen häufig, sind sehr stark zurückgegangen und auch im Untersuchungsgebiet nur vereinzelt gefunden worden. Eine Konzentration von *P. c.* notierten wir bei Ehrhorn (3/5) An Eiche, Buche, Linde.

Pertusaria flavida (10/18): Bevorzugt Buche in historisch alten Wäldern, in Gesellschaft anderer Rote-Liste-Arten.

Pertusaria hemisphaerica (12/17): An Eiche u. Buche.

Pertusaria hymenea (14/66): An Buche in den historisch alten Wäldern und den beiden ältesten historisch jungen Wäldern. Die Lager sind – im Gegensatz zu denen von *P. pertusa* – oft stark angefressen, die Apothecien ausgefressen, so daß kaum vollständige Asci mit Sporen zur Artbestimmung zu finden

sind. Die chemischen Reaktionen bleiben mitunter aus (s. Wirth 1995).

Pertusaria leioplaca (2/2): Je ein Fund an Buche und Hainbuche.

Pertusaria pertusa (28/130): Bevorzugt an Buche im historisch alten Wald.

Phaeophyscia orbicularis (3/5): Eine sehr toxischtolerante, am Grunde von Straßenbäumen häufige Art, im Untersuchungsgebiet an den Hofgehölzen und dem stark eutrophierten Waldaußenrand Fläche 54; an Holunder, Spitzahorn, Buche.

Phlyctis argena (15/26): Überwiegend an Eiche, einmal großflächig (1 m²) deckend an einer freistehenden Traubeneiche.

Physcia adscendens (3/5): Gern an lichtreichen, eutrophierten Standorten, so in den Hofgehölzen und Fläche 54.

Physcia tenella (5/14): Ähnliche Standorte wie *Ph. adscendens*, aber häufiger.

Placynthiella icmalea (7/10): Diese auf Weidezäunen häufige Art tritt an Bäumen nur vereinzelt auf.

Platismatia glauca (49/295): Sie überzieht mit ihren breiten, aufsteigenden Lappen oft große Stammpartien und ausladende Äste an Birke und Eiche an lichten Stellen.

Porina aenea (22/57) bildet – im Untersuchungsgebiet besonders basal an jüngeren Buchen – reichlich fruchtende, dunkle Lager.

Porina leptalea (1/1): Sie unterscheidet sich durch ihre hellbraunen Perithezien von *P. aenea*, zwischen der sie ihre kleinen Lager ausbildet. Auch dieses Exemplar wurde erst zu Hause bei der Durchsicht der Proben entdeckt. Hauck (1996): „Verschollen und vermutlich ausgestorben“. Neue Funde meldete de Bruyn (2000) aus den Wäldern des Ammerlandes.

Pseudevernia furfuracea (21/42): Auf Eiche, Birke, Kiefer, Hainbuche. Auf den krummen Stämmen freistehender Bäume der Waldinnenrandern oftmals ein dichter Bewuchs, bei dem die einzelnen Exemplare kaum länger als 4 cm werden. Im Waldinneren nur einzelne kleine, aus den Kronen herabgefallene Exemplare (Zeichnung 2, S. 49).

Psilolechia lucida (2/3): Diese auf silikatischem Gestein häufige Flechte wächst gelegentlich auch in Hohlräumen am Stammgrund, auf Wurzelanläufen und aus Böschungen herausragenden Wurzeln, Stellen, die auch von der ihr ähnlichen *Chaenotheca furfuracea* be-

siedelt werden. Darum wurden die Funde chemisch überprüft.

Pyrenula nitida (4/10): Nur an Buche in historisch alten Wäldern; unauffällig. Sandstede (1912): „In Wäldungen an Buchen und Hainbuchen überall.“ Hauck (1996): „Im Tiefland sehr selten.“

Pyrrhospora quernea (2/2): Da diese Art schwierig von *Lecanora expallens* zu unterscheiden ist, wurde sie von uns erst spät erkannt und mag somit gelegentlich übersehen worden sein. Nach Erichsen (1957) und Sandstede (1912) ist sie zu Anfang des 19. Jahrhunderts häufiger gewesen als *Lecanora expallens* und oft mit Apothecien gefunden worden. Im Untersuchungsgebiet wächst sie zusammen mit anderen Rote-Liste-Arten an Eiche, einmal die morsche, sich bereits ablösende Borke großflächig deckend. Der schwarze Vorthallus ist nur bei der Abgrenzung gegen andere Krustenflechten ausgebildet. Hauck (1996): „Im Tiefland noch Anfang des 20. Jh. verbreitet. Aktuell nur vom Elbtal bekannt (Amt Neuhaus), hier lokal mäßig häufig.“

Ramalina farinacea (3/5): An freistehenden Bäumen der Hofgehölze, Eiche, Bergahorn.

Ropalospora viridis (11/15, –): An Buchen, oft zusammen mit *Mycoblastus fucatus*. Lager auffallend hellgrün, warzig, soredios aufspringend, steril; Lagerdurchmesser 1–2 cm, ein Hinweis, daß es nicht *Fuscidea pusilla* ist. Eine exakte Trennung ist nur chemisch möglich. Zwei Proben wurden von Hecklau und Wirth bestätigt.

Scoliciosporum chlorococcum (3/4): An dünnen Ästen von Holunder, Vogelbeere, Hainbuche.

Scoliciosporum sarothamni (1/1, –): An stehendem Fichten-Totholz. Lager dunkelgrau mit hellgelblichgrün aufspringenden Flecksoralen. Apothecien braunrot und glänzend wie bei *S. chlorococcum*. Fehlt in Hauck (1996).

Thelotrema lepadinum (12/131): Die charakteristischen Apothecien unterscheiden die Art von anderen hellgrauen Krustenflechten. Die Größe der Lager schwankt zwischen wenigen cm² und wenigen dm². Sie sind oft in Moose (z. B. *Hypnum cupressiforme*) eingebettet und werden auch von diesen überwachsen. Über diesen Konkurrenzkampf sollen weitere Untersuchungen Aufschluß geben. Manche, auch große, Thalli sehen nicht weißlich, sondern

gelblichbraun aus und sind nur noch wenig vital. Bis auf einen Fall im historisch jungen Wald alle Funde in historisch alten Wäldern, an Buche und Eiche. Hauck (1996): „Extrem selten. Unter den heutigen Umweltbedingungen vermutlich sehr eingeschränkte bis fehlende Wiederansiedlungsmöglichkeit an neuen bzw. zwischendurch vernichteten Standorten.“

Trapeliopsis flexuosa (26/62): Die an Zaunpfosten häufige Art besiedelt im Untersuchungsgebiet nicht nur stehendes Totholz, sondern auch die Rinde lebender Bäume.

Trapeliopsis pseudogranulosa (10/12): Einmal auf Fichte, sonst Buche, vom Stammfuß aufwärts ziehend in oft ausgedehnten Lagern, steril; kenntlich an den orangefarbenen Flecken, die aber nicht immer deutlich sind. Die gewolbten Flecksorale bilden hellgrüne, sehr feine Soredien.

Usnea filipendula (14/65): Überwiegend an Eichen und Birken der Waldinnenränder, sowohl an dicken Stämmen wie auch an feinen Zweigen. Besiedelt an den reicheren Fundplätzen jeweils unterschiedliche Zonen der Trägerbäume, z.B. den unteren Stammteil (Photo 7, S. 62), den Stamm im Kronenraum oder die Zweige in bestimmter Höhe. Einzelne Bärte können im Untersuchungsgebiet bis zu 15 cm lang werden. Alle *Usnea*-Arten (Bartflechten) gelten in Niedersachsen als im Bestand gefährdet. *U. filipendula* ist noch die häufigste Art. Sie breitet sich nach Dethlefs & Kaiser (1999) in der Sudheide wieder aus. (Zeichnung 4, S. 70).

Usnea hirta (1/1): An Wacholder (chemische Analyse E. Heibel). Der Zufallsfund erlaubt keine Schlüsse auf Vorkommen und Verbreitung im Untersuchungsgebiet. Hauck (1960): „Akut vom Aussterben bedroht.“

Usnea subfloridana (3/4) besiedelt wie *U. filipendula* Eiche und Birke besonders der Waldinnenränder. Da sie oft außer Reichweite wachsen und wegen ihrer Seltenheit nicht gepflückt wurden, können einige Exemplare der häufigeren *U. filipendula* zugeordnet worden sein.

Xanthoria candelaria (3/5): An Eichen der Hofgehölze, einmal im historisch jungen Wald. Diese und die beiden folgenden Arten sind im umliegenden Gebiet an freistehenden Bäumen nicht selten, sie dringen aber nur gelegentlich in die Wälder ein.

Xanthoria parietina (6/9): An Buche, Holunder, Spitzahorn, Walnuß, Obstbäumen; einmal im historisch alten Wald.

Xanthoria polycarpa (6/7): An Eiche, Holunder, Walnuß.

Anhang II: Beschreibung der Untersuchungsflächen

Zum Tabellenkopf von Tabelle 1:

Zeile 1: Biotoptyp, Erläuterungen s. Abschn. 2.4.

Zeile 2: Die Unterflächen (UF) sind innerhalb der einzelnen Biotoptypen nach fallendem Alter (Zeile 4) geordnet.

Zeile 3–5: Die Angaben sind dem Forsteinrichtungswerk für das Forstamt Sellhorn zum Stichtag 1. 10. 1988 entnommen.

Zeile 3: Abteilung, Unterabteilung, Unterfläche (z. B. 25a3) bezeichnen den einzelnen Waldbestand zum vorgenannten Stichtag. Bei den im zehnjährigen Turnus wiederkehrenden Forsteinrichtungen können sich die Bezeichnungen ändern oder Bestände zusammengefaßt oder geteilt werden. Bei späteren Nachuntersuchungen ist immer auf die Waldeinteilung vom 1. 10. 1988 und die Karten 1:10000 zu dieser Arbeit zurückzugreifen.

Zeile 4: Das Alter wurde auf 1997 fortgeschrieben und auf volle fünf Jahre gerundet. Angegeben wurde jeweils nur das Alter der ältesten Buchen bzw. – bei Beständen ohne Buchenanteil – der ältesten Eichen als der für diese

Untersuchung wesentlichen Baumschicht. Das Alter beigemischter Nadelbäume oder junger Laubholzanteile ist nicht verzeichnet. Für die ältesten Bestände wurden auch alte Forsteinrichtungswerke ausgewertet, doch bleiben die Altersangaben unsicher, da aus der Zeit vor 1860 nur grobe Aufzeichnungen vorliegen. Bei Buchenbeständen aus Naturverjüngung muß auch mit einer gewissen Altersspanne gerechnet werden.

Zeile 5 gibt das Mischungsverhältnis Buche/Eiche an. Fehlende Zehntel entfallen auf andere Baumarten, i. d. R. Nadelbäume oder Birken. Wo nur Teile von Beständen kartiert oder mehrere Flächen zusammengefaßt sind, wurde das Verhältnis geschätzt. Wo für eine der beiden Baumarten „0“ angegeben ist, können doch einzelne Exemplare – auch als Träger von Flechten – vorkommen.

Zeile 6 enthält die Größe der Untersuchungsflächen, welche, wo nicht ganze Bestände bearbeitet wurden, grob geschätzt ist. Bei gleichartigen Beständen mit gleicher Geschichte wurden benachbarte Untersuchungsflächen zusammengefaßt. Bei den alleearartigen Waldinnen- und -außenrändern von oft

nur einer Kronenbreite sind die Flächenangaben wenig aussagefähig.

Zeile 7: Die Exposition wurde nach den Höhenschichtlinien auf den Forstbetriebskarten M: 1:10000 vom 1. 10. 1988 angegeben. Die Hangneigung ist in den meisten Fällen sehr gering.

Zeile 8: Der Deckungsgrad der Bodenvegetation unter den abgesuchten Buchen und Eichen soll einen Hinweis auf die Lichtverhältnisse am Stammfuß und im untersten Stammteil geben. Niedrige Deckungsgrade, d. h. stark beschattete untere Stammteile, können verschiedene Gründe haben: Geschlossene Hallenbestände der Optimalphase, die insgesamt wenig Licht einlassen, oder Bäume mit tief angesetzten breiten Ästen, die den Stammfuß unmittelbar verdunkeln, oder unter lichtem Kronendach ein dichter Unterstand bzw. eine geschlossene, über mannshohe Verjüngungsschicht.

Zeile 9: Zur Zahl der Begehungen s. Abschn. 2.5.1.

Zeile 10: Summen ohne Gattung *Cladonia*. Rote Liste Niedersachsen Hauck (1992 u. 1996), ergänzt nach Rücksprache mit Hauck.

Erläuterungen zu den einzelnen Untersuchungsflächen (UF, nach der Numerierung in Tab. 1, Zeile 2)

Biototyp 1:

Historisch alte Wälder (h. a. W.)

- 1 Abt. 47c. Lange Bestandeskontinuität. Alters- und Zerfallsphase. Viele der Altbuchen sind schon anbrüchig und haben keine lange Lebenserwartung mehr (Photos 3 u. 4, S. 35). Seit mehreren Jahrzehnten nicht mehr forstlich bewirtschaftet. Windgeschützt durch dichte Nachbarbestände. Günstiges Lokalklima durch kuhl-feuchte Nordost-Hanglage. Vitale Bestände von *Usnea filipendula* in den Kronen des benachbarten Eichenbestandes 48b lassen auf geringe Luftverunreinigung schließen. (Die beiden letzten Sätze gelten auch für die benachbarten UF 2, 6 und 31).
- 2 Abt. 48e. Situation ähnlich der vorigen. Der Bestand war aber nach einem Windwurf ab 1972 für mehr als ein Jahrzehnt gegen Nordwesten offen. (Fächen 1 u. 2 zusammen decken sich mit dem Untersuchungsgebiet Hainköpen bei Hauck 1995a).
- 3 Abt. 34b. Älteste von 6 UF im h. a. W.-Gebiet „Oberhaverbecker Holz“. Buchen in der Alters- und Zerfallsphase. Viel liegendes Totholz von Bu und Ei durch Windwurf. Nach Windwurf des Nachbarbestandes hatte die UF in den letzten zwei Jahrzehnten keinen Windschutz gegen Westen. – (Deckt sich mit UG Oberhaverbecker Holz bei Hauck 1995a).
- 4 Abt. 36a. Struktureicher Mischbestand aus Bu, Ei, Ki und Fi, mit Lucken und Nachwuchs. Windgeschützte Lage. Viele grobrindige Bu.
- 5 Abt. 24b. Bestand z. T. älter u. überwiegend aus Stockausschlag. Altersphase u. beginnender Zerfall, aber Kronendach noch geschlossen. Seit mehreren Jahrzehnten keine forstl. Bewirtschaftung des Laubwaldanteils mehr. Stark geneigter O-Hang. 1823 Waldinsel von 3,4 ha.
- 6 Abt. 48c, grenzt an UF 2.; Bu z. T. erst rd 155. J. alt. Optimalphase mit forstlich eingeleiteter femelartiger Naturverjüngung. (Lokalklima s. UF 1)
- 7 Abt. 36d2. Optimalphase mit femelartiger Naturverjüngung.
- 8 Abt. 62d1. Im Nord- und Südwestteil erst 135jährig. Optimalphase mit forst-

lich eingeleiteter femelartiger Naturverjüngung. Stehendes u. liegendes Totholz am S.- u. O.-Rand.

- 9 Abt. 35a5. Optimalphase mit ersten Zerfallserscheinungen
- 10 Abt. 69c3 u. 77b, bilden räumlich und bestandesgeschichtlich eine Einheit. Einbezogen wurde ein Buchenüberhalter in Abt. 69c2.
- 11 Abt. 74c1. Lückiger Altbestand mit Verjüngungsgruppen.
- 12 Abt. 74d. Optimalphase; viele grobborkige Bu.
- 13 Abt. 69a2. Bu mit tief angesetzten breiten Kronen.
- 14 Abt. 86a1 nur laubholzreiche Teile, 86b1 ganz, 86c1/c2 nur randlich. Liegt im Naturwald „Meninger Holz“, einem seit 1986 ganz aus der Bewirtschaftung genommenen Totalreservat. Die Kontinuität der Waldbestockung ist in diesem Fall nur eingeschränkt gegeben. Die Bestandesgeschichte (Hanstein 1991) läßt vermuten, daß das Meninger Holz um die Mitte des 19. Jahrhunderts ein Jahrzehnt oder länger nicht mit Wald, sondern nur mit dürrtigen Stockausschlägen bestanden war. Aus diesen setzten sich Bu und Ei erst allmählich in der Kiefern-aufforstung wieder durch. Abt. 85b, außerhalb des Naturwaldes, aber mit gleicher Bestandesgeschichte, wurde in die Untersuchung einbezogen.
- 15 Abt. 164c1 und angrenzender Bu-Altholzhorst in Abt. 67b1. War als Bestand auf altem Waldboden sehr klein und isoliert.
- 16 Abt. 84a1. Auf kleiner Fläche in der Mitte rd. 200jährige Ei. Grenzt im S an UF 11).
- 17 Abt. 34a1/a2 Grenzt an ältere Phasen in UF 3 u. 4.
- 18 Abt. 35b1. Kann nur eingeschränkt dem h. a. W. zugerechnet werden, da Waldkontinuität wahrscheinlich vor ca 150 Jahren unterbrochen war.
- 19 Abt. 74f1 Südteil u. Nordrand bearbeitet.
- 20 Abt. 132b1. Bildet den Westrand eines sonst außerhalb des UG liegenden, ca 40 ha großen, historisch alten Waldgebiets.
- 21 Abt. 62d2. Grenzt an ältere Phase in UF 8; struktureicher, z. T. raubborkige Buchen.

Biototyp 2 a:

Historisch junge Wälder (h. j. W.)

- 22 Abt. 71b und Ostrand von Abt. 72a. Der Bestand fällt nach der Definition nicht unter die h. a. W. Er schließt aber das Hofgehölz eines untergegangenen Heidehofes ein und wurde 1897 als lichter Bestand aus 40- bis 200jährigen Ei und Bu beschrieben. (Möglicherweise sind einzelne Ei bis zu 300 Jahren alt.) Er dürfte in der Biotopkontinuität den h. a. W. nahestehen. Die Altbuchen, die mit noch älteren Ei sowie Ki und Fi gemischt und mit Bu- und Fi-Nachwuchs unterstanden sind, befinden sich z. T. im Zerfall, gekennzeichnet durch anbrüchige Stämme, Hochstümpfe und liegendes Totholz. Bestandsaufnahme z. T. mit Leiter bis rd. 4 m Höhe, vor allem bei Hochstümpfen.
- 23 Abt. 18e1. Als der jetzt 130jährige Buchenbestand angelegt wurde, blieben 40- bis 70jährige Bu aus einer früheren Aufforstung erhalten, dazu einzelne über 100jährige Ei, Bu und Li aus dem Hofgehölz Sellhorn. Der Bestand wurde plenterartig durchforstet, besitzt also schon 200 Jahre Biotopkontinuität.
- 24 Abt. 18c1. Nach anderen Angaben auch älter, bis 220 Jahre. (Reste von Einfriedungen und Grundmauern weisen auf einen historischen Siedlungsplatz oder zumindest Schafstall hin, wozu regelmäßig auch ein Gehölz gehörte.) Beginnende Zerfallsphase, zahlreiche Stammwunden. Untersuchung mit Leiter (bis ca 4 m Höhe).
- 25 In den Abt. 120a3 (1 TrEi), 141a4 (1 TrEi, Photo 6, S. 54, 1 Bu), 143d (4 Bu, 1 tote Fi), 146a (stark vermorschter Bu-Hochstumpf, „Fuhrmannsbuche“) sehr alte Einzelbaume oder Trupps von TrEi oder Bu, die in ihrem ersten Lebensabschnitt frei in der offenen Heidelandschaft standen, vor 100 bis 120 Jahren aber von Nadelholz-Aufforstungen umgeben wurden und dadurch in fortgeschrittenem Alter in den Genuß eines Waldinnenklimas kamen. Ihr Alter wird auf mindestens 180 Jahre geschätzt.
- 26 Abt. 17a4. Der Bestand umfaßt Teile des ehemaligen Sellhorner Hofgehölzes und besitzt dadurch eine im

- Vergleich zu anderen h.j. W.-Beständen größere Biotopkontinuität.
- 27 Abt. 165a1N, Laubholzpartien aus 171a1 u. 171a2. Böden ohne Grundwassereinfluß. Naturwald Ehrhorner Dünen, seit 1971 ohne forstliche Bewirtschaftung.
- 28 Abt. 165a4, Teile von a3 und Laubbäume am Wiesenrand von a15. Einige Ei sind wohl wesentlich älter als 150 Jahre. Grundwasserbeeinflusste Böden, Kaltluftsee. Naturwald Ehrhorner Dünen wie Nr. 27.
- 29 Abt. 153e2 u. 164b4. Breitkronig, tiefbeastet, dunkel.
- 30 In Abt. 118a1, 119d, 124a, 125b kleine eichenreiche Teile eines alten Ki-Fi-Bestandes, auch anbrüchige und tote Nadelbäume wurden abgesucht.
- 31 Abt. 47d3. Grenzt an historisch alten Wald (Abt. 47c, s. UF 1). Optimalphase, sehr dunkel.
- 32 Abt. 61b3. Traubeneiche. Der Bestand grenzt im W an den h.a.W. Heimbucher Holz.
- 33 Abt. 108b4, 109c u. 117c Südteil. Tr.Ei aus Stuhbusch-Resten. Weit entfernt von h.a.W.
- 34 Abt. 140a4. Sehr schmaler Eichenstreifen durch Kiefernwald.
- 35 Abt. 127d. Mattwuchsig, krumm, aus Stockausschlag.
- 36 Abt. 135d. Grenzt an das Hofgehölz Barrl, UF 58.
- 37 Abt. 41c mit 41b1 NO-Ecke.
- 38 Abt. 66b1, 67c. Grenzt im W an den kleinen h.a.W. UF 16.
- 39 Abt. 138b3. Tr.Ei aus Stuhbusch. Alter unsicher. Liegt nicht im NSG Lüneburger Heide, sondern im LSG Barrler Dünen.
- 40 Abt. 132b2/b3. N-Rand von 132b3 liegt ca 30 m entfernt von flechtentragenden Altbäumen in 141a4 (s. Nr. 25). Östl. grenzt historisch alter Wald an.

Biotoptyp 2 b:**Waldinnenränder in historisch jungen Wäldern**

- 41 Abt. 104b2N (Titelbild), 109a4S (Photo 7, S. 62), 110N, 115cW, 116b1O, 117cN.
- 42 Abt. 9 O-Rand, W.-Rand von Abt. 8d2/3.
- 43 Abt. 13cN, 14c1N, 175/NW, 18W, 19W (Südteil), 20O u. 21 am Heidetaler Weg.
- 44 Abt. 61b1N, 62cN, 63b2N.
- 45 Abt. 72b1O.
- 46 Abt. 12(a1, b1, b2, b3)O
- 47 Abt. 168a/bNO, 184c2. Beiderseits der Landesstraße 211.
- 48 Abt. 150b3NW, 154NW, 161SO, 165SO.
- 49 Abt. 63b1, 64a2, 65a1.

Biotoptyp 2 c:**Waldaußenränder an historisch jungen Wäldern**

- 50 Abt. 22a3W, 24d4O. Z. T. dicke Allee-Eichen, teils beiderseits frei, teils O-Rand.
- 51 Abt. 124aO. Kaltluftlage.
- 52 Abt. 113aSO. Kaltluftlage.
- 53 Abt. 137b1W. Rand einer feuchten Waldwiese.
- 54 Abt. 188a4W, 189yO. Durchgewachsene Hainbuchenhecke ca. 40j. und Holunder-Weiden-Gebüsch ca. 20j. auf stark eutrophiertem Boden.

Biotoptyp 3: Hofgehölze

Vgl. zu 55, 56 und 57 auch Ernst (1996, S. 13)

- 55 Sellhorn mit dem reichsten Spektrum an Wald-, Park- und Obstbäumen. Flechten an StEi, REi, Bu, Hbu, Li, BA, Bi, Ob, Ho, Hundsrose, Ta.
- 56 Heimbuch. Flechten an: StEi, Bu, Wn, Ob, Ho, Hasel, Wa.
- 57 Ehrhorn. Flechten an: StEi, BA, Li, Bi, Salweide, Vo, Ob, Ho, Fi.
- 58 Barrl. Flechten an: StEi, Bu, SA, Li, Vo, Ob, Ho. Das Hofgehölz Barrl wird von der B 3 durchschnitten, die allerdings eine für Bundesstraßen unterdurchschnittliche Verkehrsdichte hat. Dieses Gehölz befindet sich als einzige Untersuchungsfläche nicht im Eigentum der Landesforstverwaltung, sondern in privaten Händen. Es liegt nur zur Hälfte im NSG Lüneburger Heide.

Moose in (Eichen-)Buchenaltbeständen auf historisch alten Waldstandorten im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

von Heike Vullmer

1 Einleitung

Naturnahe Wälder und darunter besonders solche, die auf historisch alten Waldstandorten stocken, besitzen einen hohen Naturschutzwert. Als historisch alte Waldstandorte gelten „Waldstandorte, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandesbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren hundert Jahren kontinuierlich existieren“ (Wulf 1994). Wie Untersuchungen insbesondere seit Beginn der 80er Jahre zeigen, findet dort eine Vielzahl z.T. sehr seltener Tier- und Pflanzenarten ihren Lebensraum. Oftmals sind deren Vorkommen überwiegend oder sogar ausschließlich auf diese Wälder begrenzt (Assmann 1994, Ssymank 1994, Zacharias 1994).

Historisch alte Wälder sind nach Auswertung entsprechenden Kartenmaterials (Kurhannoversche Landesaufnahme von 1776, Preußische Landesaufnahme

von 1870) und forstlicher Aufzeichnungen (Bestandeslagerbücher seit Mitte des 19. Jahrhunderts; Bereitungsprotokolle aus der Zeit vor 1860) auch im Staatlichen Forstamt Sellhorn und der näheren Umgebung nachgewiesen. In diesen laufen bereits seit geraumer Zeit verschiedene Untersuchungen zum Vorkommen unterschiedlicher Tier- und Pflanzengruppen.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der diesen Wäldern eigenen Moosflora und wurde im Auftrag der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (Schneverdingen) durchgeführt. Im Mittelpunkt stand dabei die gründliche Erfassung der in den ausgewählten Untersuchungsflächen an verschiedenen Substraten vorkommenden Arten.

2 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen erfolgten 1996 und 1997 im Staatlichen Forstamt Sellhorn und bei Hof Möhr. Die Forstamts-

flächen liegen im zentralen Teil des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide südlich von Hamburg. Hof Möhr, der Sitz der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, liegt nur wenige km südöstlich von Schneverdingen am Südwestrand des Naturschutzgebietes. Bezüglich Lage, Oberflächengestalt, Klima und Boden sowie der besonderen Geschichte der Buchenwälder des Forstamtes Sellhorn sei auf die Beiträge von Köpsell (2001), Tempel (2001) sowie Ernst & Hanstein (2001) in diesem Heft verwiesen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde ein Großteil der (Eichen-)Buchenwälder auf historisch alten Waldstandorten bearbeitet.

Die meisten dieser sauren Drahtschmielen-Buchenwälder (Hanstein & Sturm 1986) haben ein Alter von 140 bis 160 Jahren (Tab. 1), die ältesten sind 240 Jahre alt. Einige jüngere Bestände wurden zum Vergleich einbezogen. Die Untersuchungsfläche 62b liegt am Rand zu einem historisch alten Waldstandort, es gab dort aber wohl ebensolange einen zumindest lockeren Gehölzbestand. Bei der Untersuchungsfläche 71b handelt es sich ebenfalls nicht um einen historisch alten Wald. Sie dürfte aber, wie bei Ernst & Hanstein (2001) beschrieben, „in der Biotopkontinuität den historisch alten Wäldern nahesteh-

Tab. 1. Anzahl der Moosarten auf den verschiedenen Substraten für die einzelnen Untersuchungsgebiete (bryologisch besonders bedeutsame Waldbestände sind grau unterlegt). Bestandesalter = Alter der ältesten Buchen und/oder Eichen entsprechend dem Forsteinrichtungswerk für das Forstamt Sellhorn vom 1. 10. 1988, auf 1997 fortgeschrieben und auf volle fünf Jahre gerundet; vergl. = vergleichbar; * Erläuterungen hierzu siehe Kap. 2 „Das Untersuchungsgebiet“.

Abteilung	62d2	62b	47d3	86c2	86b1	85b	69a2	36e2	74d	69c3	77b	74b1	62d1	36d2	Möhr	48c	24b	36a	71b	34b	48e	47c
Bestandesalter	100	120	130	140	140	140	140	150	150	155	155	Bu 110 Ei 160	160	160	170	180	185	190	Bu 200 Ei 240	225	235	240
Größe (ha)	1,3	1,0	7,7	1,5	12,3	1,2	0,6	0,7	6,2	1,9	3,9	2,1	3,7	3,6	8,2	7,2	4,6	3,2	5,2	4,9	1,5	1,2
historisch alter Waldstandort*	ja	vergl	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	vergl.	ja	ja	ja
Rote-Liste-Epiphyten	1	0	1	0	4	0	1	2	5	1	4	2	4	0	4	2	4	5	3	7	6	11
epiphytisch auf Buche	9	13	12	13	16	7	16	8	26	16	17	13	17	8	14	21	20	20	14	20	20	22
epiphytisch auf Eiche			-	-	19	16	-	14	15	-	14	7	-	7	8	-	-	11	15	14	-	-
auf stehendem Totholz			-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	7	-	-	-	7	-	15	20	11	16
auf liegendem Totholz	16	15	10	15	21	20	8	12	11	16	19	21	19	15	17	15	20	17	19	19	17	10
auf dem Boden	7	8	8	13	16	15	5	10	11	13	15	14	9	14	10	13	10	13	14	11	13	7
Gesamtartenzahl	20	26	19	26	36	25	21	28	36	27	33	28	30	21	28	30	30	35	36	38	36	32

hen“. Die Untersuchungsfläche 47d3 wurde in die Bearbeitung einbezogen, obwohl es sich nicht um einen historisch alten Waldstandort handelt, nachdem sich der angrenzende Bestand 47c als bryologisch außerordentlich bedeutsam erwies.

Insgesamt wurden 21 Waldbestände des Staatlichen Forstamtes Sellhorn (Abb. 1) sowie das Hofgehölz bei Hof Möhr mit einer Gesamtfläche von etwa 80 ha und einer Spanne von 0,6 bis 12,3 ha untersucht. Die Waldeinteilung (synonym als Abteilungen, Bestände

oder Untersuchungsflächen bezeichnet) entspricht dem Forsteinrichtungswerk für das Forstamt Sellhorn zum Stichtag 1. 10. 1988. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Untersuchungsflächen hinsichtlich exakter räumlicher Abgrenzung sowie Feldbeschreibungen der

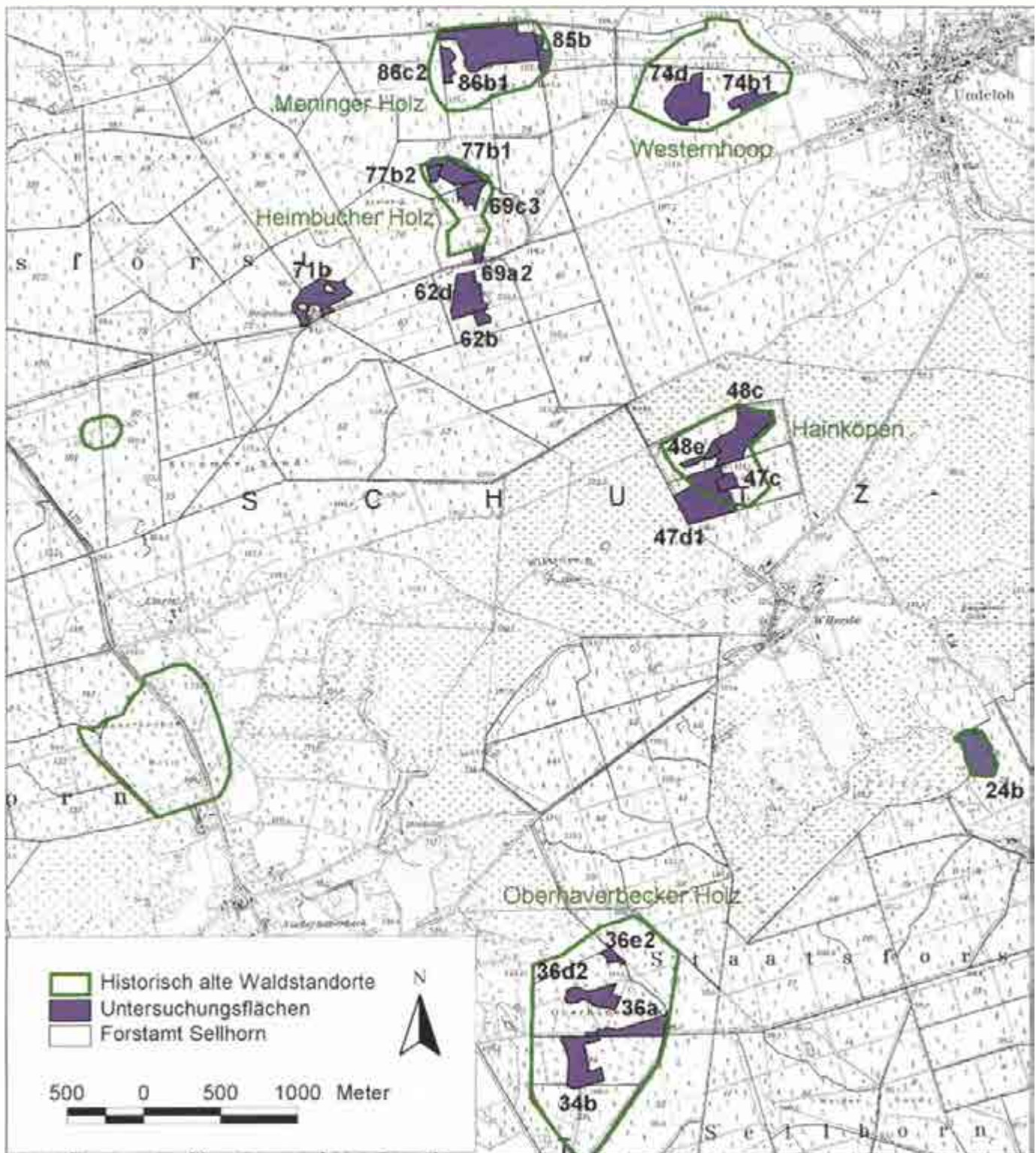


Abb. 1: Lage und Bezeichnung der 21 Untersuchungsgebiete und der historisch alten Waldstandorte im Forstamt Sellhorn.

Vegetation, des Totholzverkommens und Epiphytenbewuchses sowie besonderer Baum- und Borkenformen sind Vullmer (1996, 1997) zu entnehmen.

Zu den Untersuchungsgebieten 24b, 34b, 36a, 36d2, 47c, 47d3, 48c, 48e, 62d1, 62d2, 69a2, 71b und 86b1, 86c2 sind darüber hinaus weitere Beschreibungen bei Ernst & Hanstein (2001) nachzulesen, die diese Flächen in ihre Erhebungen ebenfalls einbezogen haben.

3 Material und Methode

Für die Erfassung der Moose wurden die einzelnen Untersuchungsgebiete nahezu flächendeckend abgesucht. Dichte junge Nadelholzinselfen wurden nur kurz durchlaufen, da hier auch nicht mit besonderen Arten gerechnet wurde. In dem besonders interessanten Bestand 47c wurde im Rahmen der Anlage von Moosdauerbeobachtungsflächen jeder Baum und jedes stehende Totholz systematisch abgesucht. Die Moosvorkommen wurden getrennt nach den Wuchsorten Buche (*Fagus sylvatica*), Eiche (*Quercus petraea*, *Q. robur*), stehendes Totholz, liegendes Totholz und Boden erfaßt. Wenige in einigen Beständen vorkommende Gesteinsblöcke wurden nicht untersucht.

Die epiphytischen Moose wurden vom Stammfuß einschließlich der Wurzelanläufe bis etwa 2,00 m Höhe erfaßt. Die Kronenräume blieben bis auf sporadisch heruntergefallene Äste und Zweige unberücksichtigt.

Zu liegendem Totholz (v.a. von Buche, Eiche, Kiefer und Fichte) wurden herumliegendes Reisig, liegende Stämme unterschiedlichen Durchmessers sowie flache Stubben gerechnet. Letztere waren teilweise schon sehr stark vermorscht, der Übergang zum Rohhumus dabei mitunter fließend, so dass eine Unterscheidung zum Standort Boden nicht immer ganz eindeutig war. Insgesamt sind dadurch aber keine gravierenden Fehleinschätzungen erfolgt.

Bei stehendem Totholz, das nur in sieben der untersuchten 22 Bestände mit einem Alter ab etwa 160 Jahre vorhanden war (Tab. 1), handelt es sich zum überwiegenden Teil um Buchenhochstümpfe. Die Anzahl der stehenden Buchenstümpfe je Untersuchungsfläche reicht von drei (Abteilung 77b) über vier (Abteilung 34b, 48e, 62d1), fünf (Abteilung 24b) und acht (71b) bis 15 (Abtei-

lung 47c). Einzig in Untersuchungsfläche 34b gab es außerdem vier stehende tote Eichenstämme.

Die Gruppe der Epigäen (Erdbodenbewohner) besiedelt die verschiedenen humosen Bodenformen vom Mineralboden bis zum Rohhumus.

Bezogen auf den Wuchsort wurde für jede Moosart die Häufigkeit des Vorkommens innerhalb eines Untersuchungsgebietes nach der folgenden vierstufigen Skala geschätzt:

- I sehr selten (1–2 Vorkommen)
- II selten (3–5 Vorkommen)
- III zerstreut
- IIII häufig, dominant

In Einzelfällen wurden Zwischenstufen angegeben, die die Tendenz zum nächsten Häufigkeitsgrad zeigen. So bedeutet z.B. II (III): Häufigkeitsgrad II mit Tendenz zu III.

Als ein Vorkommen gilt jeweils ein mehr oder weniger zusammenhängender Thalluskomplex oder ein Filz etwa bei den Lebermoosen, ein zusammenhängender Filz oder eine Decke der pleurokarpen Laubmoose bzw. ein Polster (u.U. auch eine dicht zusammenstehende Polstergruppe) der akrokarpen Laubmoose. Es können also auch an einem Baum deutlich voneinander entfernt mehrere Vorkommen einer Art vorhanden sein.

Die Nomenklatur der Moose folgt der „Florenliste und Roten Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen“ (Koperski 1999). Bei *Amblystegium serpens* (Hedw.) B. S. G. und *Lophocolea bidentata* (L.) werden keine Unterarten bzw. Varietäten unterschieden. Bei allen anderen Sippen handelt es sich, sofern nicht anders vermerkt, um die typischen Sippen. Die epiphytische Art *Hypnum mamillatum* (BRID.) LOESKE ist ohne Sporenkapseln nur schwer von *Hypnum cupressiforme* HEDW. var. *cupressiforme* zu unterscheiden. Da von ihrem Vorkommen im Untersuchungsgebiet jedoch auszugehen ist, umfassen Angaben zum Vorkommen und zur Häufigkeit von *Hypnum cupressiforme* ggf. auch *Hypnum mamillatum*. Eine Belegsammlung befindet sich bei der Autorin.

4 Allgemeine Beobachtungen

Bei den Geländebegehungen fielen einige Besonderheiten oder Regelmäßigkeiten auf, die jedoch nicht näher

quantitativ oder qualitativ untersucht wurden.

■ Für den Bewuchs mit Moosen ganz allgemein spielt die Rauigkeit/Rissigkeit der Borke eine wichtige Rolle. Weit hinauf bemooste Stämme – wenn auch zumeist mit häufigen, weit verbreiteten Arten – zeichnen sich meist durch eine rauhe, z.T. tiefrissige Borke aus. Bei den glattborkigen Stämmen beschränkt sich der Moosbewuchs auf die rauhere Stammbasis. Eichen sind u.a. aufgrund ihrer natürlicherweise rauheren Borke im Vergleich zu Buchen stärker mit Moosen bewachsen.

■ Die selteneren Moose wachsen zumeist in höheren (etwa 50 cm und höher) Stammbereichen und nicht am Stammfuß.

■ Mooskundlich besonders interessante und bedeutsame Baume stehen oftmals an Bestandesrändern.

■ Bedeutsame Tragerbuchen sind oft dick, raubborkig und von krummem Wuchs. Es gibt dennoch eine Reihe auffallend schwachwüchsiger, relativ geradschaftiger Buchen (evtl. auch von höherem Alter?), die von seltenen Epiphyten besiedelt werden (vgl. hierzu auch Ernst & Hanstein 2001, Kap. 3.2.5.5.).

■ Nebeneinander stehende, bezüglich Wuchs und Standortbedingungen für Epiphyten augenscheinlich vergleichbare Bäume unterscheiden sich in ihrem Moosbewuchs hinsichtlich des Artenspektrums und der Häufigkeit oft ganz erheblich.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Arteninventar und Häufigkeit

In den 22 untersuchten Waldbeständen wurden insgesamt 68 Arten (davon 55 Laub- und 13 Lebermoose) nachgewiesen (Tab. 2, S. 90/91). 52 Arten wurden epiphytisch, 53 epixylematisch (an stehendem Totholz 34, an liegendem Totholz 41) und 38 epigäisch festgestellt.

In nahezu allen Beständen waren weit verbreitete, euryöke Arten wie *Hypnum cupressiforme* und *Brachythecium rutabulum*, häufige Totholzbesiedler wie *Aulacomnium androgynum*, *Herzogiella seligeni* und *Lophocolea heterophylla*, anspruchslosere Epiphyten wie *Dicranoweisia cirrata* und *Orthodicranum montanum* sowie in bodensauren Wäldern häufigere Arten wie z.B. *Dicranella heteromalla*, *Polytri-*

chum formosum, *Mnium hornum* oder *Dicranum scoparium* anzutreffen.

Die Gesamtartenzahl der untersuchten Bestände reicht von 19 bis 38 und hängt neben verschiedenen anderen Faktoren (Licht, Bodenbewuchs) u. a. sicherlich ganz entscheidend von der Größe des Untersuchungsgebietes (Artenzahl-Areal-Beziehung) ab. Dennoch fällt auf, dass insbesondere die sehr alten und bryologisch bedeutsamen Bestände sowie die zwei jüngeren bryologisch bedeutsamen Bestände 86b1 und 74d mit 30 und mehr Arten den größten Moosartenreichtum aufweisen (Tab. 1). In vielen Fällen ist hier das zusätzliche Auftreten seltener Epiphyten ursächlich.

16 Arten gelten nach der aktualisierten 2. Fassung der Roten Liste der Moose (Koperski 1999) im niedersächsischen Tiefland derzeit als mehr oder weniger gefährdet, *Ptilidium ciliare* steht auf der Vorwarnliste. Im Bundesgebiet stehen acht der vorkommenden Arten auf der Roten Liste (Ludwig et al. 1996), weitere sind als zurückgehend eingestuft (Tab. 2). Im Folgenden stehen die im niedersächsischen Tiefland gefährdeten Moosarten im Mittelpunkt der Betrachtungen.

Bodenmoose

Infolge dichter Laubstreu und Lichtmangels sind Bodenmoose in allen Beständen meist nur mit geringer Häufigkeit vertreten. Es handelt sich um in bodensauren Wäldern verbreitete, zumeist hoherwüchsige Arten (Tab. 2). Auf Rohhumus wurde ein Vorkommen der gefährdeten Art *Dicranum fuscescens* (Abteilung 86b1) nachgewiesen. Die Gesamtartenzahlen der Bodenmoose (Tab. 1) sind außer von der Größe des jeweiligen Untersuchungsgebietes u. a. auch von der Anzahl laubfreier Erhöhungen (etwa Windwurfteiler) bzw. des Vergrasungsgrades abhängig. Während eine dichte Laubdecke sehr wenigen Moosen einen Lebensraum bietet, sind in vergrasteten Bereichen eine größere Anzahl von Bodenmoosen nachzuweisen, wie auch Müller (1993) für die typischen Waldbodenmoose beschreibt. Die Ergebnisse zeigen keine Abhängigkeit zum Alter der untersuchten Wälder.

Moose an liegendem Totholz

Die Anzahl und Häufigkeit der liegendes Totholz besiedelnden Arten hängt ins-

besondere von der Menge liegenden Totholzes ab. Hier wurden weitgehend verbreitete Totholzbesiedler oder euryöke Arten kartiert (Tab. 1 und 3). In einzelnen Untersuchungsflächen im Heimbucher Holz, im Meninger Holz und im Hofgehölz von Heimbuch gibt es einige Wuchsorte der vorwiegend montan verbreiteten, im niedersächsischen Tiefland gefährdeten Art *Nowellia curvifolia* auf morschen Fichtenholzstubben (Vullmer 1996). Mit drei Fundorten wurde darüber hinaus als Rote-Liste-Art in Niedersachsen nur die vorwiegend epiphytische Art *Orthotrichum stramineum* (Abteilung 24b, 34b, 48e) nachgewiesen.

Moose an stehendem Totholz

Die Anzahl der Moosarten für die untersuchten Gebiete ist stark abhängig von der Anzahl toter Stämme. So besitzen die Abteilungen 71b, 47c und 34b mit 15, 16 und 20 nachgewiesenen Arten mit acht und mehr Hochstumpfen mindestens doppelt so viele Totholzstämme (siehe Material und Methode) wie die anderen vier Untersuchungsgebiete mit nur sieben bis elf Arten (Tab. 1). Zu den an der Borke stehenden Totholzes beobachteten Moosen gehören neben neun seltenen epiphytischen Arten mit zumeist nur Einzelvorkommen (Tab. 2) insbesondere häufige euryöke Arten. Es kann davon ausgegangen werden, dass erstere als Relikte anzusehen sind. Sie wurden auf der noch vorhandenen Rinde abgestorbener oder gebrochener Buchen nachgewiesen. Diese bieten kein dauerhaftes Substrat zur Besiedlung, da sie bei höherer Luftfeuchtigkeit bald vermorschen und umfallen. Im Gegensatz zu den Ergebnissen bei Flechten (Ernst & Hanstein 2001) stellten entrindete Stämme oder Stammbereiche kein geeignetes Substrat für stenoke epiphytische Moose dar. Inwieweit eine Besiedlung stehenden verschiedenen stark entrindeten Totholzes von anspruchsvollen Moosen möglich ist bzw. erfolgt, wäre zu prüfen.

Epiphytische Moose

Zu den 52 im Untersuchungsgebiet epiphytisch auftretenden Moosen (an Buche 49 Arten, an Eiche 38) gehören viele euryöke Arten wie *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium rutabulum* und *Dicranum scoparium*, die mit hoher Steigkeit auftraten. Ebenso waren *Lophocolea heterophylla*, *Orthodicranum mon-*

tanum und *Dicranoweisia cirrata* in nahezu allen untersuchten Beständen epiphytisch zu beobachten.

Zu den Moosarten, die ihren Schwerpunkt auf Rinde besitzen, gehören 15 der 16 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Rote-Liste-Arten. Auf Buche wurden 15, auf Eiche sechs von ihnen beobachtet (Tab. 2).

Dass die im Untersuchungsgebiet gefundenen Seltenheiten mit Ausnahme von *Nowellia curvifolia* zu den die Rinde lebender Bäume besiedelnden Arten gehören, spiegelt die allgemeine Bestandesentwicklung wider. Während die Moose des sauren Waldbodens sowie des faulenden Totholzes allgemein kaum gefährdet sind, sind insbesondere die Epiphyten auch bundesweit im Rückgang begriffen. Verantwortlich dafür sind bekanntermaßen saurer Regen und andere Stoffeinträge aus der Luft, geschlossene Hochwaldwirtschaft sowie eine Zunahme der fast „epiphytenfeindlichen“ Nadelhölzer (Arbeitskreis Forstliche Landespflege 1986).

Frullania fragilifolia, *Frullania tamarisci*, *Porella platyphylla* und *Neckera pumila* sind im niedersächsischen Tiefland vom Aussterben bedroht und von Koperski (1998b) nur für wenige Stellen beschrieben. Diese Arten sowie *Neckera complanata*, *Frullania dilatata* und *Ulothia crispa* var. *norvegica* wurden im Untersuchungsgebiet in geringer Häufigkeit (I–II) in mehreren Beständen nachgewiesen. *Zygodon viridissimus* var. *vulgaris*, *Isoetecium alopecuroides* und *Dicranum fuscescens* konnten in mehreren Beständen mit größerer Häufigkeit (I–III) beobachtet werden (Tab. 1). Von *Orthodicranum flagellare*, *Orthotrichum lyellii* und *Radula complanata* wurde jeweils nur ein Vorkommen festgestellt. In vielen Beständen und mit größerer Häufigkeit (I–III) wurden *Metzgeria furcata* und *Orthotrichum stramineum* nachgewiesen. Letztere bilden reichlich Sporen bzw. Brutkörper und scheinen sich auszubreiten, möglicherweise dank der allgemeinen Luftverbesserung (Koperski 1998a und 1998b). Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen die „herausragende Bedeutung des NSG Lüneburger Heide als Wald-Naturschutzgebiet in Norddeutschland“ (Ernst & Hanstein 2001).

Von den 15 epiphytischen Rote-Liste-Arten wurden *Neckera complanata*, *Neckera pumila*, *Orthodicranum flagell-*

Tab. 2. Gesamtartenliste der Moose mit Angaben zum Substrat, zur Verbreitung, zur Häufigkeit und zur Gefährdung (Gefährdung N: Rote Liste Niedersächsisches Flachland [Koperski 1999], D: Rote Liste Deutschland [Ludwig et al. 1996]; Gefährdungsgrade 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, V zurückgehend [Vorwarnliste]; Substrat Bu: Buche, Ei: Eiche, To: Totholz; n: Anzahl von Waldbeständen mit entsprechenden Substraten; Vb: Anzahl von Waldbeständen mit entsprechenden Moosnachweisen, absolut [a] und prozentual [%]; H: Häufigkeit I: sehr selten [1–2 Vorkommen], II: selten [3–5 Vorkommen], III: zerstreut, IIII: häufig/dominant).

* = inkl. *Hypnum mamillatum* (s. Kap. 3)

Artnamen	Gefährdung		Bu ephiphytisch n = 22			Ei ephiphytisch n = 11			To stehend n = 7			To liegend n = 22			Boden n = 22		
			Vb		H	Vb		H	Vb		H	Vb		H	Vb		H
	N	D	a	%		a	%		a	%		a	%		a	%	
<i>Amblystegium serpens</i>			6	27	I	1	9	I	1	14	I	1	5	I			
<i>Atrichum undulatum</i>			1	5	I							1	5	I	15	68	I-III
<i>Aulacomnium androgynum</i>			10	46	I	6	54	I-II	1	14	II	20	91	I-III	9	41	I
<i>Barbula unguiculata</i>			3	14	I-II	1	9	I	2	29	I						
<i>Brachythecium rutabulum</i>			19	86	I-III	8	73	I-III	7	100	I-III	21	96	I-III	19	86	I-III
<i>Brachythecium salebrosum</i>												1	5	I			
<i>Brachythecium velutinum</i>			4	18	I	1	9	I	2	29	I	1	5	I			
<i>Bryum caespitium</i>												1	5	I	1	5	I
<i>Bryum capillare</i>			2	9	I	3	27	I	1	14	I				1	5	I
<i>Bryum subelegans</i>			8	36	I-II	1	9	I	3	43	I	1	5	I	2	9	I
<i>Campylopus flexuosus</i>		V										7	32	I-II	7	32	I
<i>Campylopus introflexus</i>												1	5	I	2	9	I
<i>Campylopus pyriformis</i>												2	9	I	3	14	I
<i>Cephaloziella c.f. divaricata</i>			1	5	I												
<i>Ceratodon purpureus</i>			9	41	I-II	4	36	I-II	2	29	I	12	55	I-II	11	50	I
<i>Dicranella heteromalla</i>												3	14	I	21	96	I-III
<i>Dicranoweisia cirrata</i>			20	91	I-II	5	46	I-III	2	29	I	8	36	I-II			
<i>Dicranum fuscescens</i>	3	V	3	14	I-II	2	18	III							1	5	I
<i>Dicranum scoparium</i>			21	96	I-III	10	91	I-III	7	100	I-II	18	82	I-III	18	82	I-III
<i>Dicranum tauricum</i>			7	32	I-III	3	27	I				5	23	I-II	1	5	I
<i>Eurhynchium praelongum</i>			1	5	I				1	14	I	13	59	I-III	3	14	I-II
<i>Eurynchium striatum</i>															1	5	I
<i>Frullania dilatata</i>	2	3	4	18	I	1	9	I									
<i>Frullania fragilifolia</i>	1	3	1	5	II	2	18	I	1	14	I						
<i>Frullania tamarisci</i>	1	3	2	9	I	1	9	II	1	14	I						
<i>Funaria hygrometrica</i>															1	5	I
<i>Herzogiella seligeri</i>			3	14	I	2	18	I	1	14	I	21	96	I-III	4	18	I
<i>Homalothecium sericeum</i>			3	14	I-II	1	9	I	2	29	I						
<i>Hypnum cupressiforme*</i>			22	100	III-III	11	100	III-III	7	100	II-III	22	100	II-III	22	100	I-III
<i>Hypnum jutlandicum</i>			2	18	I-II				9	41	I-II	14	64	I-II	14	64	I-II
<i>Isoetecium alopecuroides</i>	3	V	3	14	I-II	2	18	I-II	3	42	I						
<i>Isoetecium myosuroides</i>			9	41	I-III	4	36	I-III	3	43	I-III	5	23	I-III	1	5	I
<i>Lepidozia reptans</i>			6	27	I-II	5	45	I				16	73	I-III	2	9	I
<i>Leucobryum glaucum</i>		V	1	5	I							3	14	I	11	50	I-II
<i>Lophocolea bidentata</i>						1	9	I	1	14	I	10	46	I-II	1	5	I
<i>Lophocolea heterophylla</i>			21	96	I-III	8	73	I-III	5	71	I-III	22	100	I-III	2	9	I
<i>Metzgeria furcata</i>	3	V	11	50	I-III	3	27	I-II	3	42	I						
<i>Mnium hornum</i>			18	82	I-II	9	82	I-III	4	57	I	14	64	I-III	18	82	I-III
<i>Neckera complanata</i>	2	V	4	18	I-II				1	14	I						
<i>Neckera pumila</i>	1	3	3	14	I-II				1	14	I						
<i>Nowellia curvifolia</i>	3	V										7	32	I-II			
<i>Orthodicranum flagellare</i>	3		1	5	I												
<i>Orthodicranum montanum</i>			20	91	I-III	7	64	II-III	4	57	I-II	15	68	I-II			
<i>Orthodontium lineare</i>			4	18	I-III	6	55	I-III				10	46	I-III	1	5	I
<i>Orthotrichum affine</i>		V	5	23	I												
<i>Orthotrichum diaphanum</i>			1	5	I	1	9	I									
<i>Orthotrichum lyellii</i>	2	3	1	5	I												
<i>Orthotrichum stramineum</i>	2	3	14	64	I-III				4	57	I-II	3	14	I			

Tab. 2 Fortsetzung

Artname	Gefährdung		Bu epiphytisch n = 22			Ei epiphytisch n = 11			To stehend n = 7			To liegend n = 22			Boden n = 22		
			Vb		H	Vb		H	Vb		H	Vb		H	Vb		H
			a	%		a	%		a	%		a	%		a	%	
<i>Plagiomnium affine</i>						1	9	I				1	5	I			
<i>Plagiothecium curvifolium</i>			18	82	I-III	7	64	I-II	2	29	I-II	14	64	I-II	7	32	I-III
<i>Plagiothecium laetum</i>			9	41	I-II	1	9	I	1	14	I						
<i>Plagiothecium succulentum</i>			3	14	I	1	9	I	1	14	I	1	5	I	1	5	I
<i>Pleurozium schreberi</i>												3	14	I	3	14	I
<i>Pohlia nutans</i>			2	9	I	1	9	I	1	14	I	11	50	I-II	11	50	I
<i>Polytrichum formosum</i>			7	32	I	2	18	I	4	57	I	19	86	I-II	21	96	I-III
<i>Polytrichum juniperinum</i>															4	18	I
<i>Polytrichum piliferum</i>															1	5	I
<i>Porella platyphylla</i>	1	V	1	5	I				1	14	I						
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>															5	23	I-II
<i>Ptilidium ciliare</i>	V	V	1	5	I	1	9	I				2	9	II			
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>			18	82	I-III	7	64	I-III	1	14	I	5	23	I-II			
<i>Radula complanata</i>	2	3	1	5	I												
<i>Rhythidiadelphus squarrosus</i>												1	5	I	1	5	I
<i>Scleropodium purum</i>															1	5	II
<i>Tetraphis pellucida</i>												2	9	I			
<i>Thuidium tamariscinum</i>			1	5	I				1	14	I	13	59	I-III	3	14	I-II
<i>Ulotha crispa</i> var. <i>norvegica</i>	3	V	2	9	I										1	5	I
<i>Zygodon viridissimus</i> var. <i>vulg.</i>	2	3	4	18	I-III				2	29	I						
Artenzahl gesamt (n = 68)	68			49			38			34			41			38	
gefährdete Arten (n = 16)	16	8		15			6			9			2			1	

lare, *Orthotrichum lyellii*, *Orthotrichum stramineum*, *Porella platyphylla*, *Ulotha crispa* var. *norvegica* und *Zygodon viridissimus* var. *vulgaris* nur an Buche, stehendem Buchen-Totholz oder liegendem Totholz gefunden. Lassen sich die hier andeutenden Unterschiede im Sinne von Koperski (1998a, 1998b) deuten, wonach die Eiche, die aufgrund ihrer Borkenstruktur als epiphytenfreundlicher als die Buche gilt, ihre Bedeutung als Trägerbaum unter dem Einfluss saurer Immissionen verloren hat? Es handelt sich insgesamt nur um wenige Funde und der Anteil der Eichen in den untersuchten Beständen liegt deutlich unter dem der Buchen.

Zwischen den einzelnen Waldbeständen zeigen sich hinsichtlich des Artenspektrums der Epiphyten große Unterschiede. Vor allem die Uralt-Bestände über 185 Jahre, die Abteilungen 24b, 34b, 36a, 47c und 48e sind besonders bedeutsam. Dafür sprechen die teilweise reichen Vorkommen mehrerer in der nordwestdeutschen Tiefebene seltener Arten (Tab. 3, S. 92). Die übrigen in Tabelle 3 markierten bryologisch interessanten Bestände weisen vier Rote-Liste-Arten auf, darunter auch Einzel-

vorkommen der vom Aussterben bedrohten Art *Neckera pumila*.

5.2 Bestandesentwicklung seltener Epiphyten im zeitlichen Vergleich

Die sechs aktuell untersuchten Waldbestände 24b, 34b, 36d2, 62d1, 71b und 86b1 wurden bereits 1984 von Koperski (1984) erfaßt. Für die Jahre um 1960 können Beschreibungen von Koppe (1964) für das niedersächsische Tiefland herangezogen werden.

Der Vergleich der Funde von 1984 mit den heutigen (Vullmer 1996) läßt die Vermutung zu, dass *Metzgeria furcata* und *Orthotrichum stramineum* sich in jungerer Zeit wieder ausbreiten. Die Ursache konnte in reichlicher Brutkörper- bzw. Sporenbildung infolge der seit etwa 1980 verringerten Immissionsbelastung (SO_2 , SO_4 ; s. Meesenburg et al. 2001) liegen. Ob eine Luftverbesserung auch für andere empfindliche Arten von Bedeutung sein könnte, bleibt abzuwarten.

Die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung hängt sowohl von einer möglichen Depotwirkung, von der Ausbreitungsfähigkeit selbst als auch vom Vor-

handensein geeigneter Wuchsbedingungen im Wald ab. Inwieweit auch die zunehmende Eutrophierung der Borken durch Stickstoffeinträge eine Besiedlung mit schwach basiphilen Arten fördert, bzw. welchen Einfluss dieses auf die Moosflora überhaupt hat, bliebe zu untersuchen, wie auch Stapper (2000) anmerkt.

Der Vergleich mit Koppe (1964) belegt für alle Rote-Liste-Arten einen z. T. starken Rückgang. So gibt es von früher sehr zerstreut bis seltenen Epiphyten nur noch wenige Fundorte. Ehemals (ziemlich) verbreitete oder häufige Arten sind jetzt sehr selten und regional fast ausschließlich auf historisch alte Wälder beschränkt (Koperski 1998b; Homm & De Bryun 2000). Für Arten, die früher auch schon nicht häufig in Wäldern waren, gibt es nur noch aus Altbeständen wenige aktuelle Nachweise.

1997 wurden im bryologisch besonders bedeutsamen Bestand 47c an ausgewählten Trägerbäumen Dauerbeobachtungsflächen für epiphytische Moose angelegt. Diese sollen langfristig Beobachtungen zur Vitalität und Ausbreitungstendenz seltener Arten ermöglichen.

Tab. 3: Häufigkeit von „Rote-Liste-Epiphyten“ auf den verschiedenen Substraten für die einzelnen Untersuchungsgebiete (bryologisch bedeutsame Bestände sind grau unterlegt; Substrat: normal = Buche, kursiv = Eiche, fett = stehendes Totholz; I: sehr selten [1–2 Vorkommen], II: selten [3–5 Vorkommen], III: zerstreut, IIII: häufig, dominant; Bestandesalter = Alter der ältesten Buchen und/oder Eichen entsprechend dem Forsteinrichtungswerk für das Forstamt Sellhorn vom 1. 10. 1988, auf 1997 fortgeschrieben und auf volle fünf Jahre gerundet).

Untersuchungs- fläche	62d2	62b	47d3	86c2	86b1	85b	69a2	36e2	74d	69c3	77b	74b1	62d1	36d2	Möhr	48c	24b	36a	71b	34b	48e	47c
Bestandesalter	100	120	130	140	140	140	140	150	150	155	155	Bu 110 Ei 160	160	160	170	180	185	190	Bu 200 Ei 160	225	235	240
<i>Dicranum fuscescens</i>	3*				III		I		II(III)													I
<i>Frullania dilatata</i>	2														I		I	I	I		I	
<i>Frullania fragilifolia</i>	1											I						I				II, I
<i>Frullania tamarisci</i>	1								I									II		I		I
<i>Isothecium alopecuroides</i>	3							I			I									II, II, I	I	I, I
<i>Metzgeria furcata</i>	3				I			I			I		I		I	II	III	II, II	II(III), II, I	II, I	III	III
<i>Neckera complanata</i>	2								I											I	II	II, I
<i>Neckera pumila</i>	1										I				I		II					I
<i>Orthodicranum flagellare</i>	3	I																				
<i>Orthotrichum lyellii</i>	2																					I
<i>Orthotrichum stramineum</i>	2			I	I				I	I	I	II	I		I	II	I, I	I	II, I	II	I	III
<i>Porella platyphylla</i>	1																					I(II), I
<i>Radula complanata</i>	2																			I		
<i>Ulotha crispa</i> var. <i>norvegica</i>	3				I								I									
<i>Zygodon viridissimus</i> var. <i>vulgaris</i>	2								I				I							I, I	III	II(III)
Anzahl Arten	1	0	1	0	4	0	1	2	5	1	4	2	4	0	4	2	4	5	3	7	6	11

5.3 Lebensraumsprüche seltener epiphytischer Waldmoose – Vergleich der ökologischen Zeigerwerte

Die Zusammenstellung der ökologischen Zeigerwerte nach Düll (1992) für die in dieser Arbeit genannten 15 seltenen Epiphyten ergibt die folgenden Ergebnisse (Abb. 2). Die meisten Arten bevorzugen luftfeuchte und kühle Lebensräume, stellen relativ hohe Ansprüche an die Lichtstärke, kommen aber auch noch im Schatten vor und können als Mäßig- bis Schwachsäurezeiger bezeichnet werden. Die Kontinentalitätszahl der meisten Arten liegt bei vier und fünf, was subozeanischen bis interme-

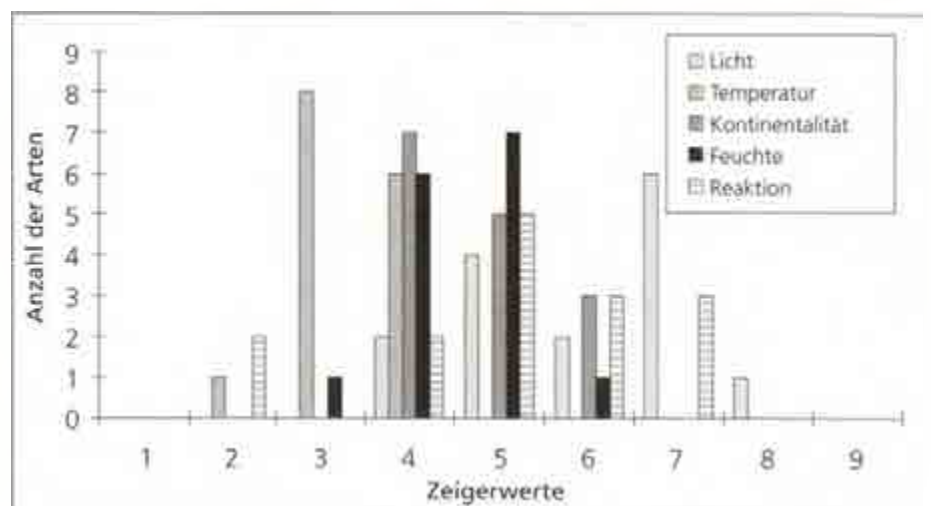


Abb. 2: Zeigerwerte nach Düll (1992) der epiphytischen Rote-Liste-Arten (n = 15).

diären, gemäßigten Wuchsorten entspricht. Zu diesen Ergebnissen kommt auch Koperski (1998b) bei der zusammenfassenden Betrachtung epiphytischer Moose in Eichen-Buchenaltbeständen des niedersächsischen Tieflandes.

5.4 Epiphytische Moose als Zeigerarten historisch alter Waldstandorte

Die insgesamt hohe Zahl stark und sehr stark gefährdeter Arten im Untersuchungsgebiet bestätigt die von verschiedenen Autoren (u.a. Härdtle 1994, Wulf 1994, Wulf & Kelm 1994, Härdtle & Westphal 1998) angesprochene hohe Bedeutung historisch alter Waldstandorte für den Artenschutz.

„Über den Zusammenhang zwischen Standortkontinuität und Ausbildung der Moosflora wird gegenwärtig stark diskutiert. Eine zusammenfassende Übersicht zu diesem Komplex liegt noch nicht vor. Bisherige überregionale Aufstellungen erwiesen sich zu meist als verfrüht und unbrauchbar (z.B. Wulf 1995)“ (Homm & De Bruyn (2000: 178). Rose (1976) nennt in seiner lichenologischen, aber ebenso auf die Moose übertragbaren Betrachtung überwiegend Reliktarten mit ganz spezifischen Standortansprüchen als Indikatorarten für „age and environmental continuity in woodlands“. Sie können sich zwar halten, jedoch u.a. aufgrund geringer Fertilität keine weiter entfernten neuen Wuchsorte besiedeln und sind deshalb auf die „lange Ungestört-heit ihrer Standorte angewiesen“ (Müller 1993: 556). Homm & De Bruyn (2000) machen daraufhin für das Weser-Ems-Gebiet eine Vorschlagsliste von eben diese Bedingungen erfüllenden Arten. Für die untersuchten Walder im Forstamt Sellhorn erfüllen die folgenden Epiphyten unter Berücksichtigung der Kommentare von Homm & De Bruyn (2000) und Koperski (1998b) die bei Rose (1976) genannten Kriterien:

Frullania fragilifolia,
Frullania tamarisci,
Neckera complanata,
Dicranum flagellare,
(Isoetecium alopecuroides?).

Um diese Ergebnisse, die stets regional betrachtet werden müssen, zu festigen, wären weitere Untersuchungen auch auf nicht historisch alten Waldstandorten mit altem Baumbestand wünschens-

wert. Gerade auf den historisch alten Waldstandorten stocken zumeist auch sehr alte Buchenbestände, die optimale Wuchsbedingungen für anspruchsvolle Epiphyten bieten. Die Beurteilung von Zeigerarten für historisch alte Waldstandorte ist also nicht so leicht von der Frage nach den Zeigerarten für (ur-)alte Bäume (Wälder) abzukoppeln, sollte jedoch differenziert betrachtet werden.

5.5 Überlegungen zu den Ursachen für den unterschiedlichen Artenreichtum der Wälder an epiphytischen Moosen

Innerhalb der untersuchten Flächen – es handelt sich mit nur einer Ausnahme um historisch alte Waldstandorte oder vergleichbare Bestände – zeigen sich deutliche Unterschiede im Vorkommen epiphytischer Arten. Aus naturschutzfachlicher und forstplanerischer Sicht besonders interessant ist deshalb die Frage, was die artenreichen, bryologisch sehr bedeutsamen Wälder hinsichtlich ihrer Lebens- und Wuchsbedingungen für anspruchsvolle Moosarten auszeichnet.

Im Untersuchungsgebiet gehören die Altbestände mit einem Alter von 185 Jahren an aufwärts zu den bryologisch bedeutsamsten Wäldern. Auch verschiedene andere Autoren beobachten seltene Arten vor allem an alten reifen Bäumen in luftfeuchter Lage (Rose 1992, Müller 1993, Koperski 1998b, Homm & De Bruyn 2000). Die Rote-Liste-Arten des Untersuchungsgebietes lieben kühlfuchte Klimabedingungen. Diese finden sie in buchenreichen Altholzbeständen.

Alte Baumstämme stellen u.a. aufgrund einer Vielzahl verschiedener Kleinstandorte mit unterschiedlicher chemischer und physikalischer Borkenbeschaffenheit optimale Wuchsorte dar. Von einer höheren Wasserhaltekapazität profitieren insbesondere auch die Lebermoose. Nach Müller (1993) begünstigt eine hohe Luftfeuchtigkeit das Auftreten schwachsaurer bis subneutraler Epiphyten auf der an sich sauren Buchenborke. Weiter begünstigend wirkt bei stark rissiger Borke auch der austretende basische Wundsaft (Greven 1992). In diesem Zusammenhang wäre auch interessant zu klären, warum in einigen Beständen sehr viele raubborkige Buchen wachsen, in anderen dagegen kaum.

Die anspruchsvollen Epiphyten sind relativ lichtbedürftig. Es wäre denkbar, dass die älteren Bestände 24b, 34b, 47c, 48e und 71b, die auch innerhalb des Bestandes eine Vielzahl epiphytenreicher Bäume besitzen, im Zuge der Alterung eine natürliche Auflichtung durch Absterben einzelner Bäume erfahren haben. Bei anderen epiphytenreichen Beständen im Untersuchungsgebiet stehen bedeutsame Tragerbäume oft an Bestandesrändern.

Luftschadstoffe als differenzierende Standortfaktoren sind im Untersuchungsgebiet zunächst nicht gänzlich auszuschließen, da diesbezüglich kleinräumig Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Exposition bestehen (Ernst & Hanstein 2001). Die dort erwähnten eher offenen Abteilungen 24b und 34b z.B. stehen den eher geschützten Ostlagen 36a und 47c im Vorkommen empfindlicher Arten jedoch nicht nach.

Auch wenn es sich bei allen Untersuchungsflächen um historisch alte Waldstandorte handelt, haben diese doch jeweils ihre eigene Waldgeschichte. So bezieht sich der Begriff historisch alte Walder vor allem auf die Bestockungskontinuität, Baumartenabfolge, Bestockungsdichte, Alter der einzelnen Waldgenerationen sowie menschliche Nutzungsformen und Eingriffsintensitäten bleiben davon unberücksichtigt. Sie können jedoch auf die Moosflora und deren weitere Entwicklung entscheidenden Einfluss auch sekundär z.B. durch damit verbundene Veränderungen des Kleinklimas oder der Lichtbedingungen genommen haben. Ein Kahlschlag mit anschließender Pflanzung stellt keinen Bruch in der Waldkontinuität, für alte Bäume besiedelnde Epiphyten aber einen entscheidenden Eingriff dar. Um Unterschiede zwischen an anspruchsvollen Moosen armen und reichen Wäldern genauer bewerten zu können, sollte man sich deshalb auch intensiv mit der jeweiligen Wald- bzw. Eingriffsgeschichte auseinandersetzen (vgl. Hanstein 1991; Tempel 1994).

Für Unterschiede im Arteninventar einzelner Walder spielen im Zusammenspiel mit Standortfaktoren und Waldgeschichte darüber hinaus Überlebens- und Ausbreitungsvermögen der einzelnen Moose eine wichtige Rolle (vgl. Übersicht 1). Dafür spricht u.a., dass sich augenscheinlich vergleichbare Waldbestände in ihrem Moosbestand gerade in



Foto 1: *Metzgeria furcata* scheint wieder in Ausbreitung begriffen zu sein. Dauerbeobachtungsquadrate ermöglichen Aussagen zu Vitalität und Wuchsverhalten. Foto: W. Steinborn.



Bezug auf die seltenen Arten sehr stark unterscheiden. Einige Arten sind in manchen Bereichen des Untersuchungsgebietes weiter verbreitet, in anderen Bereichen sind sie sehr selten oder fehlen völlig. So ist z.B. in den räumlich dichter beieinander liegenden Abteilungen 74d und 86b1 *Dicranum fuscescens* recht verbreitet. Die untersuchten Abteilungen 47c und 48e zeichnen sich unter anderem durch das häufigere Auftreten von *Zygodon virridissimus* var. *vulgaris* und *Neckera complanata* aus.

Einen insbesondere auch für die Frage der zukünftigen Entwicklung wichtigen Aspekt stellen Konkurrenzbeziehungen zwischen verschiedenen Epiphyten dar (Barkmann 1958). So konnte Koperski (1996 mündlich) beobachten, dass Baumstämme mit einem dichten Bewuchs von *Orthodicranum montanum* kaum von seltenen Arten besiedelt werden, was im Rahmen dieser Untersuchung bestätigt werden konnte.

Die Ergebnisse zeigen, dass allein weder Luftfeuchte, noch Licht, Immissionslage, Bestandesalter oder Klassifizierung als historisch alter Waldstandort für Unterschiede im Moosbestand verantwortlich gemacht werden können. Neben dem nicht zu bemessenden „Faktor Zufall“ sind weitere Untersuchungen der klein- und großräumigen Standortbedingungen sowie detaillierte Informationen zur Bestandesgeschichte und zur Biologie der einzelnen Moosarten in die Überlegungen einzubeziehen (Übersicht 1).

6 Maßnahmen zum Schutz seltener epiphytischer Moose

Ein Patentrezept dafür, wie „moosfreundliche“ Wälder auszusehen haben und durch welche forstlichen Maßnahmen die Besiedlung mit seltenen Moosen im einzelnen gefördert wird, kann aufgrund des angesprochenen multi-kasualen Wirkungsgefüges nicht gegeben werden.

Den epiphytischen Moosen kommt jedoch das detaillierte Flechtenschutzkonzept von Ernst & Hanstein (2001),

Foto 2: Das in Niedersachsen stark gefährdete Laubmoos *Orthotrichum lyellii* (Bildmitte) wurde im Untersuchungsgebiet 1 x nachgewiesen (auf dem Bild außerdem Thalli von *Metzgeria furcata*). Foto: W. Steinborn.

Übersicht 1: Bei Überlegungen zum Moosbestand epiphytenreicher Wälder einzubeziehende Faktoren und Fragestellungen.

- abiotische und biotische Standortfaktoren
 - Lichteinfall und -intensität
 - Regenabfluß am Stamm
 - pH-Wert von Rinde bzw. Borke
 - physikalische und chemische Borkenbeschaffenheit
 - Kleinklima (Temperatur, Luftfeuchte)
 - atmosphärische Immissionen
 - Baumalter, Baumform, Vitalität des Baumes
- Waldgeschichte/Eingriffsgeschichte
 - Baumartenabfolge
 - Alter der einzelnen Waldgenerationen
 - Größe verbliebener Bestände, Verinselung
 - Nutzungsformen (z. B. Einzelstammentnahme, Niederwaldwirtschaft, Kahlschlag) und damit verbundene Förderung bestimmter Baumformen
 - Kalkung, Düngung
- Ausbreitungsstrategien und Überlebensfähigkeit der Moose
 - auf welche Weise, unter welchen Bedingungen und wie häufig findet eine Verbreitung statt?
 - wie weit werden Verbreitungseinheiten gestreut und an welche Bedingungen ist dieses geknüpft?
 - wie verbreitet sind die Sporen seltener Arten im Luftraum (auch in höheren Höhen?) oder im/auf dem Boden?
 - Bedingungen für Auskeimen und weiteres Wachstum der einzelnen Arten
 - Überdauerungsfähigkeit ungünstiger Bedingungen an einem Standort, wie viele Individuen sind für das Überleben der Art erforderlich?
 - Schadstoffempfindlichkeit, Depotwirkung
- Konkurrenzbeziehungen zwischen verschiedenen Arten (ggf. auch zu Flechten und Algen)
 - verdrängen (wuchskräftigere) häufige Arten die selteneren Arten?
 - verhindert ein bereits vorhandener dichter Moosbewuchs die weitere Ansiedlung weiterer Arten?

das vor allem auf der langfristigen Sicherung und Ausdehnung von (Eichen-)Buchenwäldern in der Reifephase aufbaut, weitgehend ebenfalls zugute.

Bezüglich der Moose sollte es um folgendes erweitert werden:

- Einbeziehen der mooskundlich bedeutsamen Abteilung 24b in das Schutzkonzept.
- Dauerhafte Kennzeichnung einzelner mooskundlich besonders bedeutsamer Trägerbäume.
- Vorsichtiges Zurückschneiden dicht an bedeutsamen Epiphytenbäumen aufkommenden und stark schattenwerfenden, teilweise auch an der Rinde scheuernden Jungwuchses (oftmals Fichte).

Als gut wiederzuerkennende Weiserart könnte *Metzgeria furcata* dem Forstpersonal erste Hinweise auf weitere mooskundlich interessante Waldbestände oder Einzelbäume liefern.

7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung werden die Ergebnisse der Erfassung der Moose in sauren Eichen-Buchenwäldern im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide vorgestellt.

In den Jahren 1996 und 1997 wurden 22 Waldbestände mit einem Bestandesalter von 100 bis 240 Jahren auf historisch alten Waldstandorten untersucht. Insgesamt wurden 68 Arten nachgewiesen. 49 Arten wurden epiphytisch auf Buche und 38 auf Eiche, 34 auf stehendem Totholz, 41 auf liegendem Totholz und 38 Arten auf dem Boden festgestellt.

Der Vergleich der Bestandesentwicklung mit Daten von 1984 deutet auf eine Ausbreitung von *Metzgeria furcata* und *Orthotrichum stramineum* in jüngerer Zeit hin.

Die untersuchten Bestände unterscheiden sich hinsichtlich Arteninventar und Häufigkeit vor allem in Bezug auf die rindenbewohnenden Moose. Es wurden 15 im niedersächsischen Tiefland auf der aktuellen Roten Liste stehende Epiphyten (vier vom Aussterben bedroht, sechs stark gefährdet, fünf gefährdet) nachgewiesen.

Diese vorwiegend schwach acidophilen bis schwach basiphilen, kühlfeuchte Bedingungen bevorzugenden Arten konnten besonders in den Uraltbeständen von 185 Jahren an aufwärts beobachtet werden. Das hohe Alter und die damit verbundenen Eigenschaften des Waldes sowie der Einzelbäume bieten anspruchsvollen Epiphyten optimale Wuchsbedingungen. Darüber hinaus spielen jedoch eine Reihe weiterer Einflussgrößen (u. a. Waldgeschichte, Biologie der Moose) eine Rolle, die alle zusammen in einem komplexen Wechselspiel stehen.

Abschließend wird auf Maßnahmen zum Schutz seltener epiphytischer Waldmoose hingewiesen.

Danksagung

Mein herzlicher Dank für die Bestätigung und Nachbestimmung besonderer Raritäten gilt Frau Dr. Monika Koperski. Herrn Dr. Udo Hanstein danke ich herzlich für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und konstruktive Kürzungsvorschläge. Für telefonische Eilberatungen geht mein Dank an Thomas Homm.

8 Literatur

- Arbeitskreis Forstliche Landespflege in der AG Forsteinrichtung* (1986): Biotoppflege im Wald. Ein Leitfaden für die forstliche Praxis. – 2. Aufl., Kilda Verlag.
- Assmann, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norddeutschen Tiefebene. – NNA Berichte 7 (3): 142–151.
- Barkmann, J. J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Van Gorcum & Comp. N. V. – G. A. Hak & Dr. H. J. Prakke.
- Düll, R. (1992): Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. – Scripta Geobotanica 18: 175–214.
- Ernst, G. & Hanstein, U. (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn

- Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 14 (2): 28–85.
- Hanstein, U. (1991): Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Meningering Holz“. – NNA Berichte 4 (2): 119–123.
- Hanstein, U. & Sturm, K. (1986): Waldbiotopkartierung im FoA Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Aus dem Walde 40.
- Härdtle, W. (1994): Zur Veränderung und Schutzwürdigkeit historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein. – NNA Berichte 7 (3): 88–96.
- Härdtle, W. & Westphal, C. (1998): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. – Braunsch. Geobot. Arbeiten (5): 127–138.
- Homm, T. & De Bryun, U. (2000): Moose und Flechten im Naturschutzgebiet „Hasbruch“. – Herzogia 14: 171–194.
- Greven, H. (1992): Changes in the dutch bryophyte flora and air pollution. – Band 194 Diss. Bot.
- Koperski, M. (1984): Bryologische Untersuchungen im Naturschutzpark Lüneburger Heide (Staatsforst Sellhorn und angrenzende Gebiete). – unveröff. Endbericht, Staatliches Forstamt Sellhorn, Bispingen.
- Koperski, M. (1998a): Zur Situation epiphytischer Moose in Eichen-Buchenaltbeständen des niedersächsischen Tieflandes. – Forst und Holz 53 (5): 137–139.
- Koperski, M. (1998b): Verbreitung und Vergesellschaftung schwach acidophiler bis schwach basiphiler epiphytischer Moose in Eichen-Buchenaltbeständen des niedersächsischen Tieflandes. – Herzogia 13: 63–80.
- Koperski, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen, 2. Fassung vom 01.01.1999. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 19 (1): 1–76.
- Koppe, F. (1964): Die Moose des Niedersächsischen Tieflandes. – Abh. naturw. Ver. Bremen 36 (2): 237–424.
- Köpsell, R. (2001): Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn. – NNA-Berichte 14 (2): 4–8.
- Ludwig, G., Düll, R., Philippi, G., Ahrens, M., Caspari, S., Koperski, M., Lütt, S., Schulz, F. & Schwab, G. (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schr.-R. Vegetationskunde 28: 189–306.
- Meesenburg, H., K. J. Meiwes & P. Rademacher (2001): Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 14 (2): 191–195.
- Müller, F. (1993): Moose und Flechten in zwei Naturwaldreservaten (Totalreservaten) im östlichen Deutschland. – Herzogia 9: 543–572.
- Rose, F. (1976): Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – In: Brown, H. D., Hawksworth, D. L. & Bailey, R. H. (eds.): Lichenology: Progress and problems. Syst. Ass., Spec. Vol. 8: 279–307.
- Rose, F. (1992): Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. – In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (eds.): Bryophytes and lichens in a changing environment. – Oxford University Press: 211–233.
- Ssysmank, A. (1994): Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder. – NNA Berichte 7 (3): 134–141.
- Stapper, N. J. (2000): Epiphytische Moose und Flechten auf Walddauerbeobachtungsflächen. – LÖBF-Mitteilungen (3): 67–74.
- Tempel, H. (1994): Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren. – NNA Berichte 7 (3): 68–75.
- Tempel, H. (2001): Die Waldentwicklung im Bereich des Forstamtes Sellhorn von Mitte des 18. Jahrhunderts bis 1972. – NNA-Berichte 14 (2): 9–22.
- Vullmer, H. (1996): Untersuchungen zum Vorkommen von Moosen in ausgewählten historisch alten Wäldern im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Univ. Bericht im Auftrag der Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen, 62 S.
- Vullmer, H. (1997): Ergänzungen zum Abschlußbericht „Untersuchungen zum Vorkommen von Moosen in ausgewählten historisch alten Wäldern im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide“. – Univ. Bericht im Auftrag der Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen, 7 S.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel „historisch alter Wälder“. – NNA Berichte 7 (3): 3–14.
- Wulf, M. (1995): Historisch alte Wälder als Orientierungshilfe zur Waldvermehrung. – LÖBF-Mitteilungen (4): 62–70.
- Wulf, M. & Kelm, H.-J. (1994): Zur Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. – NNA Berichte 7 (3): 15–50.
- Zacharias, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz – NNA Berichte 7 (3): 76–88.

Anschrift der Verfasserin

Heike Vullmer
Am Allerufer 24
27283 Verden

Beobachtungen an den Bärlappvorkommen im Forstamt Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

von Udo Hanstein

1 Einleitung

Aus der Familie der Bärlappgewächse (*Lycopodiaceae*) wurden im Forstamt Sellhorn die folgenden Arten gefunden: **Sprossender Bärlapp** (*Lycopodium annotinum* L.), **Keulenbärlapp** (Kolbenbärlapp, *Lycopodium clavatum* L.), **Sumpfbärlapp** (*Lycopodiella inundata* [L.] HOLUB, Syn: *Lycopodium inundatum*), **Tannenbärlapp** (*Huperzia selago* [L.] SCHRANK & MART., Syn: *Lycopodium selago* L.) und aus der Artengruppe der Flachbärlappe (*Diphasiastrum complanatum* agg.) der **Zypressenbärlapp** (*Diphasiastrum tristachyum* [PURSH] HOLUB, Syn: *Lycopodium complanatum chamaecyparissus*). Nomenklatur nach Wisskirchen & Haeupler (1998). Die Bezeichnung „Schlangenmoos“ wurde sowohl für den Sprossenden als auch für den Keulenbärlapp gebraucht.

Den Bärlappgewächsen galt schon immer die Aufmerksamkeit der Botaniker und Naturliebhaber. In den Heiden und Heidewäldern mit ihrer recht artenarmen und einformigen Vegetation wurden – neben den Wintergrün-Arten, dem Nordischen Moosglockchen und der Quendelseide – die Bärlappe als Besonderheiten wahrgenommen und notiert. Bei Focke (1871) lesen wir: „In einigen Haidestrichen ist überhaupt die Rolle bemerkenswerth, welche die Lycopodiaceen spielen. Auf trockenem Haideboden ist *L. clavatum* L., auf nass-sandigem *L. inundatum* L., auf etwas moorigem und abdachendem *L. Selago* L., auf etwas bewaldetem *L. Chamaecyparissus* A.Br. und *L. complanatum* L. heimisch. Es ist indess bemerkenswerth, dass diese Gewächse keineswegs überall häufig vorkommen, vielmehr in manchen Haidegegenden ganz oder doch beinahe zu fehlen scheinen.“

Für die botanisch bis in die jüngere Zeit wenig bearbeitete Zentralheide und besonders das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide findet man für die Bärlappe immerhin einige allgemeine Vorkommenshinweise und Fundortan-

gaben aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

Eine erste Zusammenstellung von Fundstellen der Bärlapparten in der ganzen Lüneburger Heide wurde von Losert (1971) veröffentlicht. Die Wuchsplätze sind darin nur sehr ungenau bezeichnet, für einige Landkreise tabellarisch, für die damaligen Landkreise Uelzen, Soltau und Fallingb. mit sehr großmaßstablichen Übersichtskarten. Dr. Hubert Losert, seinerzeit Kreisbeauftragter für Naturschutz im Landkreis Soltau, hatte das Material durch eigene Kartierungen und durch Befragen von Floristen und Forstbeamten zusammengetragen. Losert (1971) wies dem Kreis Soltau mit rund 100 Bärlappvorkommen eine Spitzenstellung im norddeutschen Raum zu. Von zwei Schwerpunkten innerhalb dieses Kreises ist danach einer das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide.

Für sein Untersuchungsgebiet nennt Losert den Keulenbärlapp die weitaus häufigste Art. An zweiter Stelle rangiert der Sprossende Bärlapp vor dem Sumpfbärlapp, noch seltener ist der Zypressenbärlapp. Losert (1971) stellte den Bärlapparten eine düstere Prognose. Die Hauptgefahren sah er in der Abnahme des Ödlands und in den steigenden Besucherzahlen.

Das Gebiet des Forstamts Sellhorn ist in Loserts Karte mit rund zwanzig Fundorten von vier Bärlapparten vertreten. Im Herbst 1971 zeigte Losert dem Verfasser einige der Bärlapp-Wuchsplätze in den Sellhorner Wäldern und regte ihn zu weiteren Beobachtungen an. Bei den Waldbiotopkartierungen im Forstamt Sellhorn 1982 und 1988 sammelte und vermehrte Knut Sturm die Fundortangaben.

Hanstein & Sturm (1986) beschrieben die typischen Standorte der verschiedenen Bärlapparten. Die Funde gingen, ergänzt durch eigene Beobachtungen von Rolf Müller, in die Regionalflora von Müller & Horst (1983, 1991) und in den Atlas der gefährdeten Farn- und Blü-

tenpflanzen in Niedersachsen und Bremen ein (Garve 1994).

Die beim Forstamt Sellhorn und dem Verfasser seit 1971 in Karten, Meldebögen und Notizen gesammelten Fundorte wurden nur gelegentlich und unsystematisch kontrolliert, dann zum Teil 1994 durch Cord Willenbockel und schließlich alle im Jahr 2001 vom Verfasser erneut aufgesucht, wobei Hermann Wieckhorst wertvolle Hilfe leistete. Durch Hinweise des aktiven Forstpersonals, einiger Forstwirte im Ruhestand und anderer orts- und sachkundiger Personen kamen immer noch Fundplätze hinzu. Damit läßt sich nun – wenn auch ohne Anspruch auf Vollständigkeit – die Entwicklung der Bärlappbestände im Forstamt Sellhorn für die letzten zwei bis drei Jahrzehnte darstellen. Allen, die dazu beigetragen haben, sei an dieser Stelle dafür herzlich gedankt.

Zur Ergänzung wurde die botanische und vegetationskundliche Literatur über das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide und seine nähere Umgebung ausgewertet, soweit sie in der Bucherei der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz zugänglich war.

Auf die Beschreibung des Untersuchungsgebiets, das mit rund 5200 Hektar Fläche im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide gelegene Niedersächsische Forstamt Sellhorn, wird hier verzichtet und auf Köpsell (2001, in diesem Heft) oder Hanstein (1997) verwiesen.

2 Sprossender Bärlapp (Gemeiner oder Waldbärlapp, *Lycopodium annotinum* L.)

Allgemeine Standortangaben

Dostal (1984) und Rasbach & Wilmanns (1976) ordnen den Sprossenden Bärlapp als Halbschatten- oder Schattenpflanze den Fichtenwäldern oder Fichtenmischwäldern zu, was von den Bergwäldern Süddeutschlands als seinem deutschen Hauptverbreitungsgebiet abgeleitet ist. Für Nordwestdeutschland beschreibt Buchenau (1894) die Vorkommen so: „Feuchte moosige Wälder der Geest, sehr zerstreut; in den letzten Jahrzehnten offenbar häufiger werdend, findet sich namentlich gern in älteren Kiefernbeständen ein.“ Buchenau machte seine Beobachtungen zu einer Zeit, als die im 19. Jahrhundert auf großen Flächen an-

gelegten Heideaufforstungen aus reinen Kiefern oder aus Kiefern mit beigemischten Fichten zum Teil schon in das Baumholzalter hineinwachsen und damit – sofern sie nicht zu trocken waren – geeignete Voraussetzungen für die Ansiedlung von *Lycopodium annotinum* boten. Die Bodenvegetation dieser Kiefern-Pionierwälder mit ihren durch die Heidewirtschaft verarmten Oberböden war, im Vergleich zur heutigen, sehr spärlich und wurde hauptsächlich von steriler Drahtschmiele und Moosen gebildet. Bei Focke (1871) finden wir alle übrigen heimischen Bärlappe, nicht aber den Sprossenden Bärlapp erwähnt. Laßt sich das als Hinweis auf dessen noch sehr seltenes Vorkommen werten? Bei Nöldeke (1890) heißt es: „In schattigen, bruchigen Waldungen, sehr zerstreut.“ Er nennt fünf Fundorte im Lüneburgischen.

Für die Lüneburger Heide im weiteren Sinne schreibt Losert (1971): „Im Untersuchungsgebiet bevorzugt diese Pflanze mehr oder weniger beschattete Rohhumusböden der heidelbeer- und moosreichen Fichten- und Kiefernwälder. Fast immer findet man das Farnwedelmoos, *Ptilium crista castrensis*, als Begleiter.“

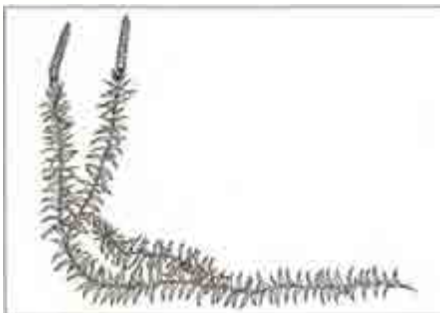


Abb. 1: Sprossender Bärlapp, *Lycopodium annotinum*, nach Fischer (1982), verändert.

Ältere Fundangaben für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

Nach alteren Angaben über *Lycopodium annotinum* im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide sucht man in der Literatur vergebens. Brandes (1897) nennt für den Regierungsbezirk Lüneburg 13 Fundorte, darunter ist keiner im heutigen Naturschutzgebiet Lüneburger Heide.

Die erste Nennung bringen offenbar die Jahresberichte der Heidewacht. Dort heißt es unter den botanischen Beobachtungen 1927 (gezeichnet von Carl Duve): „Der Kolben-Bärlapp (*Lycopo-*

dium clavatum) kommt häufig vor, *Lycopodium annotinum* und *complanatum* jedoch weit seltener.“ 1928 wird „ein 10 qm großer Bestand des im Parkgebiet seltener vorkommenden *Lycopodium annotinum*“ erwähnt und für 1929: „Schlangenmoos (*Lycopodium annotinum*) ebenfalls an einer Stelle festgestellt“. Vermutlich ist die gleiche Stelle gemeint. Genauere Fundplatzangaben wurden bei selteneren Arten seinerzeit bewußt vermieden. Botanischer Berichterstatter der Heidewacht war 1928/29 Dr. Dierksmeier.

Die Wuchsplätze im Forstamt Sellhorn

Losert (1971) gab für das Forstamtsgebiet fünf oder sechs Fundplätze an, von denen er einige dem Verfasser auch im Gelände zeigte. Die anderen Ortsangaben sind seiner großmaßstablichen Übersichtskarte nur annähernd zu entnehmen. Seit 1971 wurden weitere Funde notiert und ein Teil der Fundstellen auch in unregelmäßigen Abständen beiläufig, aber nicht systematisch kontrolliert. 1982 waren elf Vorkommen bekannt (Hanstein & Sturm 1986). Obwohl in der Zwischenzeit zehn Vorkommen mit Sicherheit erloschen sind und 17 weitere infolge ungenauer früherer Ortsangaben nicht wiedergefunden wurden oder auch nicht mehr existieren, bestehen nach den Kontrollen von 2001 noch 34 bekannte Fundstellen von *Lycopodium annotinum* im Forstamt Sellhorn. (Dabei wurden folgende willkürliche Abgrenzungen vorgenommen: Bestände des Sprossenden Bärlapps, die weniger als 100 m voneinander entfernt stehen, wurden zu einer Fundstelle zusammengefaßt. Bestände, die nur wenige Meter voneinander entfernt sind und wahrscheinlich früher zusammenhängen, wurden ohne Rücksicht auf ihre Ausdehnung und Dichte als einer kartiert.) Karte 1 enthält alle bekannt gewordenen Fundstellen des Sprossenden Bärlapps im Forstamt Sellhorn.

An den 34 bestehenden Fundstellen wurden 44 Bestände notiert, mit einer geschätzten Ausdehnung von zusammen rund 2700 m². Die Flächen der einzelnen Bestände liegen zwischen 0,5 und 300 m², im Mittel bei 65 m². Die Flächenausdehnung sagt freilich wenig über die wirkliche Größe eines Bestandes, denn die Deckung variiert von fast geschlossenen Bärlapprasen bis zu ver-

streuten Sprossen, die man mühsam im Heidelbeerkraut suchen muß.

Die Tatsache, daß fast alljährlich Neufunde gemeldet werden, läßt weitere noch nicht bekannte Fundstellen vermuten – weniger in den Althölzern als in den vom Forstpersonal seltener durchlaufenen jüngeren Waldbeständen. Eine systematische Suche an allen geeigneten Standorten verbietet der dafür erforderliche Arbeitsaufwand.

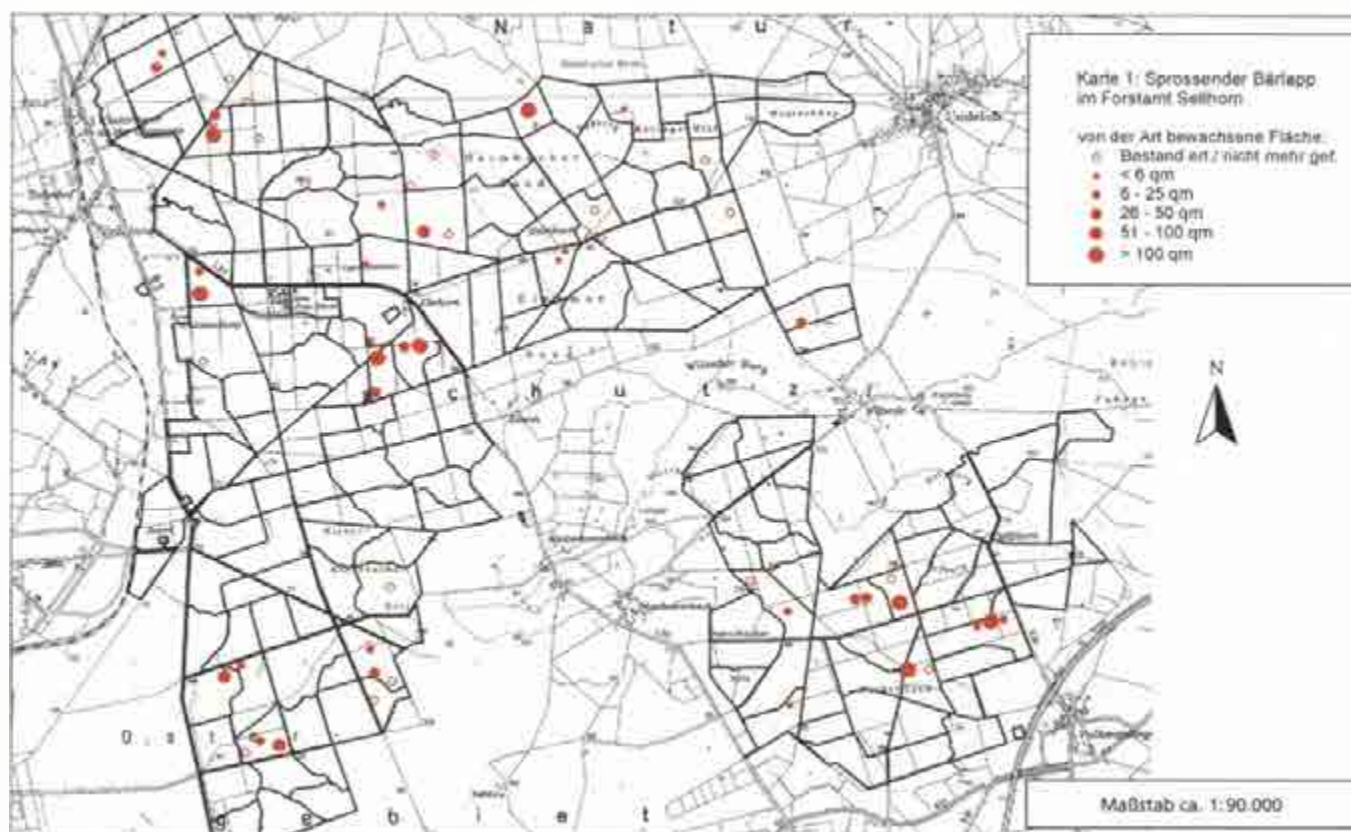
Vier Fundstellen des Sprossenden Bärlapps befinden sich in Naturwäldern (Totalreservaten), alle übrigen im bewirtschafteten Wald. Von den insgesamt 61 erloschenen und bestehenden Vorkommen liegen 44 in Kiefern- oder Kiefern-Fichten-Mischbeständen der ersten Waldgeneration, die im 19. Jahrhundert auf ehemaligen Heiden aufgeforstet wurden. Das heutige Alter dieser Kiefernbestände liegt überwiegend um 120, vereinzelt bis zu 160 Jahren.

14 Fundstellen liegen in Kiefern-Rein- oder Mischbeständen der zweiten Waldgeneration, die jetzt 40 bis 75, in einem Fall erst 25 Jahre alt sind. Diese sind nach Kahlschlag des Vorbestandes und voller Bodenbearbeitung begründet worden, nach Maßnahmen also, die etwa vorher vorhandene gewesene Bärlappbestände nicht überlebt hatten.

Ein erloschener Wuchsplatz liegt im Laubwald auf historisch altem Waldboden im Oberhaverbecker Holz unter Buchen und Birken, zwei weitere in Eichen- bzw. Eichen-Kiefernbeständen aus Heideaufforstung. In reinen Fichtenbeständen oder solchen Fichten-Kiefern-Mischbeständen, in denen die Fichte dominiert, wurde kein Sprossender Bärlapp gefunden.

Lycopodium annotinum wächst im Untersuchungsgebiet auf unverlehnten oder verlehnten, schwach oder mäßig mit Nährstoffen versorgten Sandböden, nur in wenigen Fällen auf lehmigen, nährstoffreicheren Sanden. Die Wasserversorgung reicht von mäßig sommertrocken bis frisch, vereinzelt besteht auch schwacher Grundwassereinfluß.

In manchen Fällen bildet der Sprossende Bärlapp geschlossene Rasen ohne Beimischungen anderer Pflanzen, in anderen ist er durchdrungen von der Begleitvegetation. In dieser fehlt die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) fast nie, ist aber je nach Humus- und Wasserversorgung sehr unterschiedlich entwickelt, von wenigen, in die Bärlapp-



rasen eingesprengten mattwüchsigen Sträuchern bis zu üppigen Decken von 80 cm Höhe, die den Bärlapp völlig überwachsen. Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) und Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*) wurden nur wenige Male auf trockeneren Böden notiert. An weiteren Gefäßpflanzen sind Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Himbeere (*Rubus idaeus*), Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) und Jungpflanzen von Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Fichte (*Picea abies*) vertreten. Der größte Bestand von *Lycopodium annotinum* (rd. 300 m²) ist seit 25 Jahren, solange er bekannt ist, von Waldgeißblatt (*Lonicera periclymenum*) übersponnen. Bürstenmoose, Astmoose, oft das Federchenmoos (*Ptilium crista-castrensis*) – schon von Losert (1971) neben Heidelbeere als ständiger Begleiter des Sprossenden Bärlapps genannt – in einem Fall auch ein Torfmoos, bilden die Unterschicht der Begleitvegetation. An einem Fundort ist der Sprossende mit dem Keulenbärlapp (*Lycopodium clavatum*) benachbart.

Die beobachteten Bestände des Sprossenden Bärlapps sind wahrscheinlich in vielen Fällen schon sehr alt. Zwölf der bestehenden, 15 der erloschenen bzw. nicht wiedergefundenen Fund-

plätze sind oder waren schon vor 20 bis 40 Jahren bekannt. Ein sehr viel höheres Alter ist nicht auszuschließen. Ein Neufund bedeutet bei *L. annotinum* i. d. R. keine Neuansiedlung, sondern – nach dem Habitus der Pflanze zu schließen – nur die bewußte Wahrnehmung oder Meldung eines schon länger existierenden Bestandes.

Mehrfach war zu verfolgen, daß Bestände, wohl in feuchten Jahren, erheblich an Umfang zunahmen, um unter ungünstigen Umständen, vor allem bei anhaltender Trockenheit, wieder große Teile zu verlieren. Auch mechanische Schäden, z. B. das Hineinfallen einer Baumkrone durch Windwurf oder Holzfällung, können eine Pflanze verkleinern oder zerteilen. Nicht selten zerstören auch Wildschweine durch ihr Wühlen randliche Partien eines Bärlappbestandes.

Diese Wuchsplätze in Altholzern der ersten Waldgeneration waren keinen massiven Störungen wie Kahlschlag oder Bodenbearbeitung ausgesetzt, wohl aber einem – seit den 1980er Jahren verstärkten – allmählichen Wandel im Bodenzustand (vom Heide- zum Waldboden, Eutrophierung), in der begleitenden Bodenvegetation und in der Be-

standeszusammensetzung (Einwanderung von Laubbaumarten und Fichten). Man kann sich schwer vorstellen, daß in der heutigen, meistens sehr kraftig entwickelten Bodenvegetation eine Neuansiedlung von *L. annotinum* möglich wäre. Nur in einem Falle wurde 1991 an einer etwas trockeneren und weniger hoch bewachsenen Stelle eine eindeutige Jungpflanze gefunden. Sie bestand nur aus einem etwa 50 cm langen, wenig verzweigten Trieb und hat sich nicht gehalten. Die noch vorhandenen und die erloschenen Bärlappbestände in den Kiefernwäldern der ersten Generation haben sich dort wahrscheinlich größtenteils schon vor vielen Jahrzehnten spontan angesiedelt, wie es auch Wagner (1914) für diese und weitere Arten schildert.

In den Beständen der zweiten Waldgeneration war durch Waldbrand oder humuszerstörende Bodenbearbeitung die Regeneration des Oberbodens und damit die Vegetationsentwicklung zurückgeworfen und anschließend durch die Dunkelphase der Jungbestände behindert. Dadurch war hier zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal eine Ansiedlungsmöglichkeit für den Sprossenden Bärlapp gegeben.

Zukunftsaussichten

Das Erlöschen der Bestände läßt sich in vielen Fällen mit Lichtmangel erklären, wo spontan nachwachsende, tiefbestete Fichten oder auch einwandernde Laubbäume wie Birken oder Buchen den Bärlappbestand überschatten. Eine zu starke Auflichtung des Kronendachs oder die Konkurrenz üppigen Heidelbeerkrauts können ebenfalls zum Verschwinden des Bärlapps führen. Sehr geringe Deckungsgrade, schwache Sporangienbildung und abgestorbene Teilflächen kündigen die schlechter werdenden Wuchsbedingungen an. Direkte Beschädigungen durch forstliche Maßnahmen wie das Zuwerfen mit Reisig oder das Überfahren mit Fahrzeugen sind als Todesursache selten, da die meisten bekannten Bärlappbestände im Gelände markiert sind.

Wie sind die Zukunftsaussichten für den Sprossenden Bärlapp im Untersuchungsgebiet? Die Wälder verlieren mehr und mehr den lichten Charakter der Pionier- oder frühen Sukzessionsstadien. Die von Kiefern beherrschten Bestände der ersten Waldgeneration nach Heide werden allmählich planmäßig in Buchen- oder Buchen-Fichten-Mischwälder, seltener auch in Eichenbestände umgewandelt, oder sie besamen sich spontan mit Fichte, Birke, Vogelbeere, Eiche und Buche. Die Lichtbedingungen für *L. annotinum* verschlechtern sich dabei in allen Fällen, auch die Bedeckung mit Fallaub bekommt ihm schlecht. Auch wenn die Bärlapp-Wuchsplätze bei Pflanzungen ausgespart und von spontanem Baumbewuchs gelegentlich freigestellt werden, dürften die meisten von ihnen in den nächsten Jahrzehnten Schwierigkeiten bekommen. Für die Bärlappvorkommen in den Kiefernbeständen der zweiten Waldgeneration sieht es nicht viel besser aus. Zwar wird hier seltener schon Laubholz nachgepflanzt, aber die natürliche Sukzession, besonders mit Vogelbeere, Birke oder Fichte, läuft oft sehr lebhaft ab.

Die jüngsten großflächigen Kiefern-anpflanzungen stammen aus den 1970er Jahren (nach dem Orkan von 1972). Ob in ihnen der Sprossende Bärlapp noch vereinzelt Fuß fassen wird, bleibt abzuwarten. Auf langere Sicht wird jedenfalls mit dem Rückgang des Kiefernanteils in den Wäldern des Forstamts Sellhorn auch der Sprossende Bärlapp als typischer Kiefernbegleiter selten werden.

Bezieht man die im Forstamt Sellhorn z. Zt. bekannten 34 Fundstellen des Sprossenden Bärlapp auf die Gesamtfläche der Bestandestypen Kiefer und Kiefer mit Fichte (rd. 2500 ha), so kommt ein Wuchsplatz auf je 75 ha. Ob diese Dichte auch in den umgebenden Heide-Kiefernwäldern unter klimatisch und waldgeschichtlich ähnlichen Verhältnissen der Höchsten Geest erreicht wird, muß hier offen bleiben. Allerdings wurden im Forstamt Sellhorn schon seit etwa 1975 keine Kahlschläge und vergleichsweise wenig Bodenbearbeitungen durchgeführt, die ärmeren Böden nicht gekalkt und die Vorkommen seltener Pflanzen bei forstlichen Maßnahmen nach Möglichkeit geschont. In manchen Fällen wurde dem Sprossenden Bärlapp auch aktiv geholfen durch die Entnahme beschattender Fichten oder Laubgehölze. Es ist darum wahrscheinlich, daß wir es im Untersuchungsgebiet noch mit überdurchschnittlich guten Beständen von *Lycopodium annotinum* zu tun haben.

3 Keulenbärlapp (Kolbenbärlapp, *Lycopodium clavatum* L.)

Allgemeine Standortangaben

Nach Dostál (1984) wächst der Keulenbärlapp vor allem in grasigen Heiden, seltener in lichten Wäldern. Auch Rasbach & Wilmanns (1976) ordnen ihn den Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden zu. Garve (1994) nennt ihn auch als Pionier an offenen, bodenverletzten Stellen. In den alten floristischen Werken für die Region heißt es zu *Lycopodium clavatum* bei Focke (1871) „auf trockenem Haidboden“ ... „allgemein verbreitet“, bei Nöldeke (1890): „In Heiden, trockenen Waldungen, namentlich Dickungen von Nadelhölzern, nicht selten“, bei Buchenau (1894): „Heiden und trockene Kiefernholzungen der Hohen Geest nicht selten“, und bei Brandes (1897): „In trockenen Wäldern, auf Heiden, an Berghängen. Durch den ganzen Bezirk Lüneburg verbreitet.“ Wagner (1914) schreibt: „Von den Bärlapppflanzen durchzieht besonders *Lycopodium clavatum* oft das Heidekraut“.

Mit dem weitgehenden Verschwinden der Heideflächen verlor der Keulenbärlapp seine für nordwestdeutsche

Verhältnisse wichtigsten Standorte. Wo aber noch Heide blieb, blieb mit ihr zunächst auch noch *L. clavatum*. Buchwald (1940) schreibt zur Stetigkeit der Arten im Calluneto-Genistetum: „Von den Charakterarten ist nur *Calluna* mit einer Stetigkeit von 100% vertreten. ... sehr selten *Lycopodium clavatum*.“ Preisling (1958) zählt für die Ginster-Sandheiden in der Umgebung von Harburg den Kolbenbärlapp zu den fast regelmäßig hier wachsenden Pflanzen. Daß die Art auch die Heideaufforstungen überstand, wird bei Meisel-Jahn (1955) deutlich. In den Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes zählt sie *L. clavatum* zu den kennzeichnenden Arten der Heideaufforstungen – im Gegensatz zu den Kiefernforsten auf vormaligen Laubwaldböden. Zur Aufforstung wurden die Heideflächen tief umgepflügt, so daß die Bärlapppflanzen nicht überleben konnten, sondern sich neu ansiedeln mußten. Ob Heide oder Kiefern-pionierwälder, in jedem Fall handelte es sich um humusarme, durch Plaggenhieb, Brand oder Umbrechen gestörte Oberböden. Auch die trockenen Wälder, die im letzten Drittel des 19. Jahrhunderts als Standorte angegeben werden, müssen aus landschaftsgeschichtlichen Gründen auf Heideflächen angeflogene oder aufgeforstete Kiefernwälder gewesen sein.

Losert (1971) nennt den Keulenbärlapp die verbreitetste und häufigste Bärlappart im alten Bezirk Lüneburg, mit den geringsten Ansprüchen an den Standort. „Bevorzugt werden kalkarme, humushaltige Sandböden der Ginsterheiden und lichten Kiefernwälder.“ Wie noch dargelegt wird, müßte es statt „humushaltig“ besser „humusarm“ heißen.

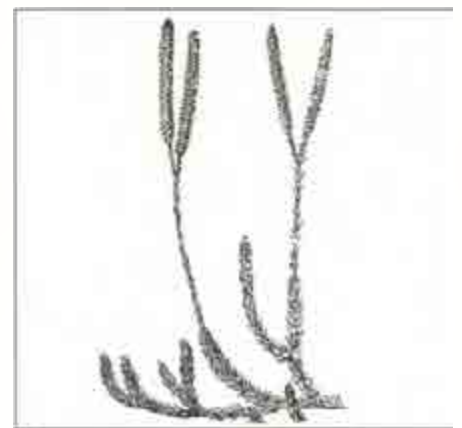


Abb. 2: Keulenbärlapp, *Lycopodium clavatum*, nach Schenck (1917), verändert.

Ältere Fundangaben für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

Buchenau (1887) notierte den „gemeinen Bärapp“ in den fast reinen *Calluna*-Heiden auf dem Wilseder Berg. Die *Heidewacht* (1927 und 1929) nennt den Kolbenbärapp im Naturschutzgebiet „häufig“, stärker verbreitet als die übrigen Bärapparten. *Buchwald* (1940) erfaßt die Art dreimal bei seinen 1939 in den Sandheiden um Wilsede gefertigten Vegetationsaufnahmen, in allen Fällen am Nordhang des Wilseder Berges. In vier Aufnahmen von 1951/52, ebenfalls von Sandheiden bei Wilsede, notiert *Großer* (1956) keine Bärappart. *Horst* (1964) führt den Keulenbärapp 1959/60 bei vier (von 18) Vegetationsaufnahmen in Sandheiden, auch diese am Nordhang des Wilseder Berges. Dieser Fundplatz, auf dem *L. clavatum* in Gesellschaft von *Diphasiastrum tristachyum* wuchs, war in Fachkreisen bekannt. Auch *Marquardt* (1963) erwähnt ihn, *Losert* (1971) führt ihn in der Karte und *de Smidt* (1955) empfahl, in diesem Gebiet die Heide nicht zu verjüngen, es „würde damit ein wichtiger Fundplatz des Kolbenbärapps ... und des flachen Bärapps ... bewahrt werden.“ Dieses Fundgebiet liegt im übrigen sehr wahrscheinlich auf

einer Brandfläche von 1920 (*Lütkepohl & Stubbe* 1997).

Wenn *Losert* (1971) schreibt, „in der Osterheide, ostwärts Schneverdingen waren noch vor einigen Jahren mehrere Bärappfundstellen vorhanden, doch wurde die Vegetation dieser Flächen durch die Panzerketten vernichtet, und mit ihr verschwanden auch die Bärapparten“, so dürfte es sich nach dem Zusammenhang auch dort hauptsächlich um *L. clavatum* gehandelt haben.

Mittlerweile sind die Wuchsplätze des Keulenbärapps in den Sandheiden des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide mit einer Ausnahme erloschen (*Lütkepohl & Kaiser* 1997, *Kaiser et al.* 1997). Daran hat sich nach *Lütkepohl* (mündl. Auskunft v. 23. 5. 01) auch noch nichts geändert. Seit Mitte der 1980er Jahre werden Heideflächen wieder maschinell geplaggt. Die Erwartung, daß sich auf den Plaggflächen oder auf den seit 1995 wieder befriedeten Panzerheiden (*Pflug et al.* 1997) der Keulenbärapp erneut ansiedeln würde, hat sich bisher nicht erfüllt.

Die Wuchsplätze im Forstamt Sellhorn

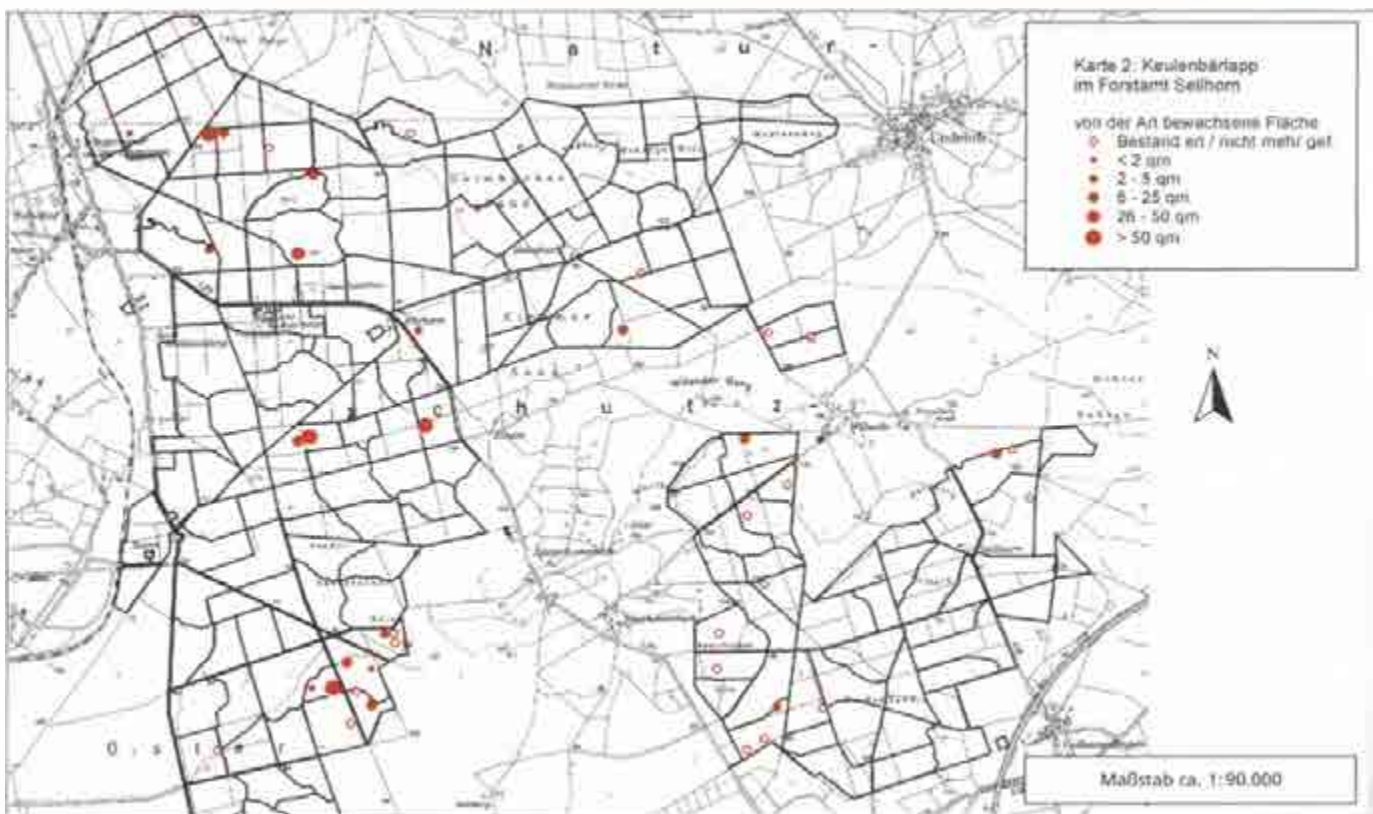
Beim Keulenbärapp lassen sich in der Karte von *Losert* (1971) dem Forstamt

Sellhorn etwa zehn Fundstellen zuordnen. Bei *Hanstein & Sturm* (1986) sind es 15. Inzwischen sind 42 Wuchsplätze bekannt, 20 lebende, 17 erloschene Vorkommen und fünf, die nicht wiedergefunden wurden und wahrscheinlich auch nicht mehr existieren (Karte 2). Daß Pflanzen des unauffälligen Keulenbärapps übersehen werden, ist noch leichter möglich als beim sprossenden Bärapp; andererseits sind auch seine potentiellen Standorte begrenzter.

Die mengenmäßige Beschreibung der Einzelvorkommen ist schwieriger als beim sprossenden Bärapp, da die Triebe des Keulenbärapps starker mit der übrigen Vegetation verflochten und im Zusammenhang untereinander schwer zu verfolgen sind. Bis zu 10 m voneinander entfernte Triebe wurden als ein Bestand gerechnet.

Die 20 lebenden Vorkommen lassen sich als 28 Bestände beschreiben mit einer Gesamtfläche von etwa 480 m². Der kleinste wurde mit 0,05, der größte mit rund 100 m² notiert. Auch bei dieser Art schwanken die Deckungsgrade sehr stark und wurden von 1 % bis 60 % eingeschätzt, von verstreuten Einzeltrieben bis zu großen geschlossenen Matten.

Die 42 bestehenden und erloschenen Vorkommen von *L. clavatum* im



Forstamt Sellhorn befinden sich fast ausnahmslos auf gestörten Boden. 37 Fälle lassen sich den folgenden fünf Gruppen zuordnen:

1. Sieben Wuchsplätze entfallen auf aufgegebene Sandgruben oder flache Bodenabschürfungen zur Gewinnung von Wegebaumaterial. Hier wurde durch mehr oder minder starken Bodenabtrag der rohe Unterboden oder Untergrund freigelegt, d.h. humusfreier unbelebter Sand, der sich in den ersten Jahren nach der Freilegung nur sehr langsam begrünzte. Die Bärlapppflanzen wurden dort innerhalb von fünf bis zwölf Jahren nach der letzten Störung der Flächen entdeckt. Einige sind mittlerweile verdrängt oder rückläufig, nachdem sich andere Kraut- oder Baumvegetation angefundener hat.

2. 18 Vorkommen liegen oder lagen auf untergeordneten, vom Forstbetrieb über längere Zeit nicht oder kaum benutzten Erdwegen bzw. an Wegrändern. Hier wurde die Vegetationsnarbe abgeschoben oder in anderer Weise zerstört und der humose Oberboden zumindest teilweise beseitigt, so daß die juvenilen Keulenbärlappe keiner Konkurrenz ausgesetzt waren. Ihr weiteres Überleben hing dann vor allem vom ausreichenden Lichtgenuß ab.

3. Drei – inzwischen erloschene – Bestände wuchsen auf alten, vor mehr als hundert Jahren als Grenzmarkierungen in Handarbeit errichteten Erdwallen, auf denen die Konkurrenzvegetation dank der Trockenheit gering entwickelt war.

4. In sechs Fällen wuchs oder wuchs *L. clavatum* auf dem Waldboden in Waldbeständen der zweiten Generation nach Heide, die 1974/75 (nach dem Orkan von 1972) nach einer ganzflächigen, gründlichen Bodenbearbeitung gepflanzt wurden. Die organische Masse aus Stubben, Schlagreisig und einem Teil der Bodenvegetation wurde seinerzeit von den Flächen entfernt und in Wälle geschoben. Diese Bärlappbestände wurden bei der Biotopkartierung 1982 gefunden, hatten sich also in fünf bis sechs Jahren entwickelt. Sie sind inzwischen in der dunklen Dickungsphase wieder eingegangen, wenn ihnen nicht zufällig durch die Anlage von Schneisen zu mehr Licht verholfen wurde.

5. Weitere vier Wuchsorte wurden auch auf Waldboden, aber in etwa 50jährigen Beständen der zweiten Waldgeneration nach Heide notiert, in denen

ebenfalls vor der Pflanzung eine zumindest teilweise Bodenbearbeitung stattfand. Die drei lebenden Bärlappe wuchsen in Kiefern- oder Kiefer-Fichten-Beständen, wo sie sich vermutlich erst nach der dunklen Dickungsphase ansiedeln konnten.

Schließlich lagen drei erloschene Fundplätze in jetzt um 120jährigen Kiefernbeständen der ersten Generation nach Heide, einer in einem alten Eichen-Buchen-Fichten-Mischbestand auf altem Waldboden, einer auf einem mehrfach bearbeiteten Magerrasen. Genauerer laßt sich über sie nicht sagen, da die Wuchsorte nicht mehr exakt zu lokalisieren sind.

Drei der lebenden Bestände sind seit 25 bis 35 Jahren bekannt. In 19 Fällen aus den Gruppen 1., 2. und 4. siedelte sich *L. clavatum* nachweisbar erst nach den im Zeitraum von 1974 bis 1985 durchgeführten Bodenbearbeitungen an. Die Ausbreitungspotenz der Art und ihre Fähigkeit, auf geeigneten humusarmen, vegetationsfreien Sandböden im Gebiet Fuß zu fassen, war also zu dieser Zeit gegeben. Merkwürdigerweise wurden die benachbarten, ab 1986 bearbeiteten Heideflächen bisher nicht besiedelt.

Zukunftsaussichten

Das im Vergleich zum Sprossenden Bärlapp ungünstigere Verhältnis zwischen lebenden und erloschenen Wuchsplätzen (dort 34 zu 27, hier 20 zu 22) zeigt schon, daß die Überlebenschancen des Keulenbärlapps im Untersuchungsgebiet geringer sind. Die lichtbedürftige, konkurrenzschwache Pionierart hat in der Waldlandschaft durch glückliche Umstände wie maschinelle Bodenbearbeitung und Wegebau in den 1970er/80er Jahren noch einmal viele neue Bestände bilden können. Ein großer Teil der bestehenden Vorkommen ist aber infolge Lichtmangels oder Krautkonkurrenz rückläufig. Die inzwischen praktizierte naturgemäße Waldwirtschaft (ohne Kahlschlag), die Ablösung der lichten Kiefern-Pionierwälder durch Bestände aus Schattbaumarten und die oben schon genannte Zunahme der Bodenvegetation nehmen dem Keulenbärlapp die Lebensmöglichkeiten. Allenfalls konnten kleinere Sandentnahmen für den Wegebau noch vorübergehend Rohboden schaffen. Zwei große und seit 25 bis 35 Jahren bekannte Bestände

fallen aus dem Rahmen dieser pessimistischen Beurteilung. Sie wachsen in lichten Kiefernwäldern auf trockenen armen Sanden, wo die Begleitvegetation, vorwiegend aus Moosen und Drahtschmiele, bisher keine starke Konkurrenz darstellt. Das größte Vorkommen, auf einem wegbegleitenden Heide- und Magerrasenstreifen, hat so lange gute Überlebenschancen, wie der aufkommende Baumbewuchs weiterhin beseitigt wird.

Lycopodium clavatum galt früher als eine ausgesprochene Pflanze der Heiden, auf denen die alte Plaggenwirtschaft immer wieder an geeigneten Standorten offenen Rohboden freilegte, der ihm das Keimen und Aufwachsen ermöglichte. Der Keulenbärlapp war die häufigste Bärlappart in Nordwestdeutschland und auch im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Hier wird er jetzt von Kaiser & Lütkepohl (1997) von seiner Biotopbindung den Arten des Waldes zugerechnet. Genauer gesagt ist er eine Art der Kiefern-Pionierwälder und der freigelegten Rohböden im Wald. Was seine Häufigkeit betrifft, so mußte er den ersten Platz an *L. annotinum* abgeben, und die Zahl seiner Fundstellen wird voraussichtlich rasch abnehmen.

4 Die Flachbärlappe (*Diphasiastrum complanatum* agg.)

Die Flachbärlappe können hier kurz und summarisch abgehandelt werden, da Horn (1997) auch die meisten Angaben für dieses Gebiet zusammengetragen hat. Weitere Hinweise finden sich in den Berichten der HeideWacht. Dort heißt es 1928, daß *Lycopodium complanatum* weit seltener vorkommt als *L. clavatum*; und 1930 wird ein Hexenring von *L. com-*

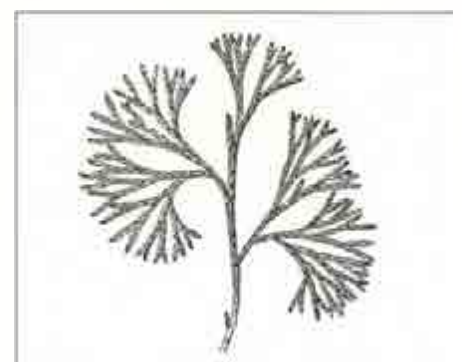


Abb. 3: Flachbärlapp, *Diphasiastrum complanatum*, nach Guttenberg (1952), verändert.

planatum mit 3 Meter Durchmesser bei Wilsede beobachtet. Schütt (1933) nennt für *L. complanatum chamaecyparissus* ein Vorkommen auf dem Einemer Sand. Hier zeigte Losert dem Verfasser 1971 zwei Bestände des Zypressenbärapps (*Diphasiastrum tristachyum* [PURSH] HOLUB), von denen einer, im Privatwald gelegen, inzwischen erloschen ist.

Hanstein & Sturm (1986) nennen fünf Vorkommen. Insgesamt wurden während der vergangenen drei Jahrzehnte im Forstamt Sellhorn sieben Wuchsplätze notiert, in allen Fällen vom Zypressenbärapp (Karte 3). Fünf von ihnen, mit nur kleinen Beständen, sind erloschen. Zwei Bestände wuchsen auf sehr trockenen, nährstoffarmen Sandböden in lichten Kiefern-Pionierwäldern, einer auf einem 1974 voll umgebrochenen, trockenen, schwach mit Nährstoffen versorgtem Sandboden auf einer Waldschneise, einer auf einem kaum befahrenen Erdweg, der fünfte auf Rohboden in einer Sandabgrabung.

Von den beiden bestehenden Vorkommen befindet sich das schon von Schütt (1933) und Losert (1971) erwähnte auf einer Sanddune (Beschreibung von Standort und Bestand bei Horn 1997). Es ist in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Am 1. 8. 2001 wurden noch 12 wenig vital wirkende

Triebe gefunden, z. T. von Drahtschmiele bedrängt. Eine neue Kolonie wurde 1994 in einer um 1980 stillgelegten Sandgrube festgestellt. Sie besteht mindestens seit 1998 aus zwölf kleinen Herden, die über eine Fläche von 30 × 10 Metern verteilt sind. Am 1. 8. 2001 zählte sie gut 400 Sprosse (zwei bis 125 Sprosse je Trupp). Bei der von Horn (1997) angegebenen geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit der Ausläufer muß es sich hier um die gleichzeitige Ansiedlung mehrerer Pflanzen handeln. Auf dieser Fläche aus schluffigem Sandboden breiten sich neben Heidekraut auch Kiefern, Fichten und Aspen aus, so daß die Gefahr der Verdrängung oder Verschattung groß ist. Mit Ausnahme des Vorkommens auf der Sanddune sind oder waren alle anderen Zypressenbärappbestände mit dem Keulenbärapp vergesellschaftet, dessen Bestände sich an den jeweiligen Örtlichkeiten auch länger gehalten haben.

5 Sumpfbärapp (*Lycopodiella inundata* [L.] HOLUB)

Allgemeine Standortangaben

Nach Dostál (1984) „In gestörten Hoch- und Zwischenmooren, auf Schwinggrassen und in Moorschlenken ...; nicht sel-



Abb. 4: Sumpfbärapp, *Lycopodiella inundata*, nach Engelhardt (1982), verändert.

ten in frischen Anstichen in Menge erscheinend und bei Veränderung des Standorts wieder verschwindend ... auch auf humosem nassem Sand ... Rasbach & Wilmanns (1976) nennen u. a. auch abgeplagten, feuchten Heidesand als Standort, ähnlich Garve (1994), der auch Heideweiler anführt.

In den alten regionalen Floren wird *L. inundata* von Focke (1871) „auf nass-sandigem“, an anderer Stelle „auf feuchtem, meist etwas moorigem Haideboden“ geführt, von Nöldeke (1890) „auf feuchtem, namentlich überschwemmt gewesenen Haideboden, nicht selten“, und von Brandes (1887) „in Torfsumpfen, auf feuchten Sandplätzen, durch den ganzen Bezirk verbreitet“.



Losert (1971) schreibt: „Man findet den Sumpf-Bärlapp auf feuchten, sandigen Torfböden oder auf abgeplagten nassen Heideböden mit lückenhafter Vegetation ... In seinem Auftreten ist er recht unbeständig, er verschwindet gelegentlich ganz, um nach Jahren wieder zu erscheinen ... Der Sumpf-Bärlapp hat im Untersuchungsgebiet in den letzten Jahren infolge Kulturmaßnahmen anscheinend erheblich an Boden verloren, so daß kaum noch Neufunde zu verzeichnen waren. Die größten Vorkommen umfassen jeweils nur wenige Quadratmeter.“

Fundangaben für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide

Ältere Fundangaben ließen sich nicht finden. Die Berichte der Heidewacht erwähnen den Sumpfbärlapp nicht. Die Karte von Losert (1971) zeigt einen Fundort im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, der wahrscheinlich in einer Ausblasungsmulde im Revier Niederhaverbeck des Forstamts Sellhorn lag, die sich in sehr nassen Jahren mit Wasser füllt. Kaiser & Lütkepohl (1997) berichten aus den Heidegebieten: „Dort, wo auf Standorten des Glockenheide-Anmoores Bodenverwundungen vorhanden sind, siedelt sich der Sumpfbärlapp ... an. Er bildet an einem seiner Wuchsorte ein Massenvorkommen, das zu den größten Nordwestdeutschlands gehört.“

Die Wuchsplätze im Forstamt Sellhorn

Hanstein & Sturm (1986) nennen eine Neuansiedlung, die 1982 in einem 1976 angelegten Tümpel entdeckt wurde. Nachdem in den Jahren 1976 bis 1984 Entwässerungsgräben verschlossen und eine große Anzahl von Tümpeln und temporären Flachgewässern – meist in größeren Gruppen – angelegt wurden, siedelte sich in den Jahren 1984 bis 1993 in sechs weiteren Gebieten der Sumpfbärlapp an (Karte 3). Voraussetzung ist ein geeignetes Substrat, in unseren Fällen genügend durchfeuchteter Sand, welcher überwiegend offen und unbewachsen sein muß. Wo sich dagegen mehr oder minder geschlossene Pflanzendecken ansiedeln, z.B. Torf- oder Burstenmoose oder – bei größerem Nährstoffreichtum – Binsenarten oder andere Sumpfpflanzen, ist *Lycopodiella inundata* nicht anzutreffen. Fast regel-

mäßig ist der Sumpfbärlapp mit einem Sonnentau vergesellschaftet, teils mit *Drosera rotundifolia*, teils mit *D. intermedia*. Abweichend von vielen Literaturangaben (darunter auch Losert 1971) wurde das Weiße Schnabelried (*Rhynchospora alba*) hier bisher nicht in seiner Begleitung gefunden. Alle hiesigen Wuchsplätze sind – im Gegensatz zu den von Dostál (1984) beschriebenen Standortsansprüchen – sehr humusarm.

Von den oben genannten sieben Fundstellen sind inzwischen zwei kleinere erloschen, wahrscheinlich auf Dauer. Fünf Vorkommen, von denen sich einige über mehrere benachbarte Flachgewässer erstrecken, bestehen weiter. Bestandsgrößen anzugeben, hat wenig Sinn, da die Bestände von Jahr zu Jahr je nach dem Verlauf der Wasserstände in den Tümpeln und der Ergiebigkeit der Frühjahr- und Sommerniederschläge stark wechseln. Im günstigen Kontrolljahr 2001 erstreckten sich die beiden größten Bestände über jeweils 200 bis 300 m². Der Sumpfbärlapp hat, verglichen mit den spärlichen Vorkommen zur Zeit Loserts, sowohl in den Feuchtheiden (Kaiser & Lütkepohl 1997) als auch in den Waldgebieten gewaltige Ausbreitungsmöglichkeiten geboten bekommen und genutzt.

Die künstlich angelegten Flachgewässer werden i. d. R. vom beschattenden Baumbewuchs freigehalten. Die oberflächennahen Grundwasserstände haben in den letzten zwei Jahrzehnten eine sinkende Tendenz, was aber gelegentliche längere Überstauungen im Frühjahr nicht ausschließt. Die Vegetation ändert sich auch auf den nährstoffarmen Standorten allmählich, vor allem durch die Ansiedlung und Ausbreitung von Torfmoosen. Zukunftsprognosen lassen sich für den Sumpfbärlapp schlecht stellen. Dieser Art kann man aber am einfachsten und sichersten helfen, indem man ihr neue Lebensräume in Gestalt erweiterter feuchter Flachzonen am Rand der nährstoffarmen Stillgewässer schafft.

6 Tannenbärlapp (*Huperzia selago* [L.] SCHRANK & MART.)

Dieser Gebirgsbewohner (Rasbach & Wilmanns 1976) wird von Focke (1871) für „etwas moorigen und abdachenden“ Heideboden genannt. Nöldeke (1890) fand ihn „an feuchten, bruchigen Orten, sehr zerstreut“ und gibt für das Fur-

stentum Lüneburg einige Fundstellen an, von denen Wolterdingen bei Soltau dem heutigen Naturschutzgebiet Lüneburger Heide am nächsten liegt. Nach Brandes (1897) wächst der Tannenbärlapp „an feuchten, waldigen und felsigen Orten“. Für den Bezirk Lüneburg werden 13 Fundangaben gemacht. Nach Losert (1971) liegt der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art „in den Beerstrauchheiden sowie den Fichten- und Kiefernwaldern der Gebirge“. Er konnte den Tannenbärlapp trotz intensiver Suche – auch an den von Brandes (1897) genannten Örtlichkeiten – im ganzen Bezirk Lüneburg nicht mehr bestätigen.

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide hatte die Heidewacht (1929) den Tannenbärlapp an einer Stelle gefunden. Müller & Horst (1983) kannten einen kleinen Bestand in der Klosterforst Wehlen, unweit der Nordgrenze des Forstamts Sellhorn. Zur Zeit der 2. Auflage (Müller & Horst 1991) war er erloschen. Wenige km östlich dieser Stelle entdeckte Albrecht (2001, in diesem Heft) einen Tannenbärlapp im Naturwald Meninger Holz auf einem moosigen, seit 1986 aufgelassenen Erdweg, von Fichten stark beschattet. Die Pflanze bestand 1998 aus fünf gut entwickelten Sprossen, drei davon sporelierend, und zwei jungen Trieben. Zwei Jahre später waren noch drei winzige Sprosse zu finden, im Jahre 2001 nichts mehr.



Abb. 5: Tannenbärlapp, *Huperzia selago*, nach Guttenberg (1952), verändert.

7 Zusammenfassung

Im 5200 ha großen Gebiet des Forstamts Sellhorn wurden während der letzten vier Jahrzehnte 118 Vorkommen von fünf Bärlapparten registriert. Zur Zeit sind 61 Wuchsplätze von vier Arten bekannt. Die Rangfolge ihrer Häufigkeit und die bevorzugten Standorte haben sich gegenüber den älteren Angaben deutlich geändert. Der Sprossende Bärlapp (*Lycopodium annotinum*), früher erst nach Keulen- und Flachbärlapp ge-

nannt, ist heute nach Fundorten und Fläche die häufigste Art. Der Keulenbärlapp (*L. clavatum*), der als typische Pflanze des Sandheiden galt, kommt jetzt fast nur im Waldgebiet vor. Dasselbe gilt für den selteneren Zypressenbärlapp (*Diphasiastrum tristachyum*). Etliche Bestände von Sprossendem, Keulen- und Zypressenbärlapp sind seit mehreren Jahrzehnten bekannt. Der Sumpfbärlapp, früher im Gebiet nicht erwähnt, konnte sich in mehreren Feuchtgebieten ansiedeln, stellenweise recht großflächig. Vom Tannenbärlapp (*Huperzia selago*) wurde nur ein kurzlebiges Vorkommen gefunden.

Alle fünf Arten treten im Untersuchungsgebiet als Kulturfolger auf: Der Sprossende Bärlapp in den Kiefern-Pionierwäldern aus Heideaufforstung, Keulen- und Zypressenbärlapp auf bloßgelegtem Boden im Wald und in aufgelassenen Sandgruben, der Sumpfbärlapp in künstlich angelegten temporären Flachgewässern, der Tannenbärlapp auf einem ehemaligen Waldweg. Auf längere Sicht ist für alle Arten durch die natürliche Boden- und Vegetationsentwicklung ein Rückgang zu erwarten. Dem Sumpfbärlapp, vielleicht auch Keulen- und Zypressenbärlapp, kann durch Biotopgestaltung geholfen werden.

Literatur

- Albrecht, B., 2001: Waldsukzession im Naturwaldreservat Meninger Holz: Vegetationsstruktur und Entwicklungstendenzen im Weißmoos-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*). NNA-Berichte 14 (2), 158–166.
- Brandes, W., 1897: Flora der Provinz Hannover, 542 S. – Hannover, Leipzig.
- Buchenau, F., 1887: Vom höchsten Punkte zwischen Unterelbe und Unterweser. Weser-Zeitung vom 2.9.1887, nachgedruckt in Abhandl. Naturwiss. Verein Bremen 15, 133–138, 1901.
- Buchenau, F., 1894: Flora der Nordwestdeutschen Tiefebene, 550 S. – Leipzig.
- Buchwald, K., 1940: Die nordwestdeutschen Heiden. Diss. Heidelberg, 54 S. Unveröffentlicht.
- Dostál, J., 1984: Klasse Lycopside. Bärlapp-Ähnliche. In: Kramer, K. U. (Hrsg.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Begr.: Hegi, Bd. 1, Teil 1 Pteridophyta, 16–42. – Berlin, Hamburg.
- Engelhardt, W., 1982: Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher, 9. Aufl. – Stuttgart.
- Fischer, R., 1982: Flora des Rieses. – Nördlingen.
- Focke, W. O., 1871: Untersuchungen über die Vegetation des nordwestdeutschen Tieflandes. – Abhandl. Naturwiss. Verein Bremen II, 405–456.
- Garve, E., 1994: Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 30 (1–2), 895 S.
- Großer, K. H., 1956: Landschaftsbild und Heidevegetation in der Lüneburger und der Lausitzer Heide. Abhandl. Berichte Naturkundemuseum – Forschungsstelle Görlitz 35 (1), 77–101.
- Guttenberg, H. v., 1952: Lehrbuch der Allgemeinen Botanik. 641 S. – Berlin.
- Hanstein, U., 1997: Das Staatliche Forstamt Sellhorn. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, 323–330. – Bremen.
- Hanstein, U. & Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Aus dem Walde 40, 194 S. – Hannover.
- Heidewacht, 1927, 1928, 1929, 1930. Jahresberichte, unveröffentlicht.
- Horn, K., 1997: Verbreitung, Ökologie und Gefährdung der Flachbärlappe (*Diphasiastrum* spp., *Lycopodiaceae*, *Pteridophyta*) in Niedersachsen und Bremen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 38, 83 S.
- Horst, K., 1964: Klima- und Bodenfaktoren in Zwergstrauch- und Waldgesellschaften des Naturschutzparks Lüneburger Heide. Natursch. Landschaftspfl. Niedersachsen 2: 60 S.
- Kaiser, Th. u. Lütkepohl, M., 1997: Farn- und Blütenpflanzen. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, 179–188. – Bremen.
- Kaiser, Th., Beecken, A. & Brunn, S., 1997: Vegetation. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, 163–178. – Bremen.
- Köpsell, R., 2001: Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2), 4–8.
- Losert, H., 1971: Zur Verbreitung der Bärlapp-Arten in der Lüneburger Heide. – Jahresh. Naturw. Verein Fürstentum Lüneburg 32, 21–40.
- Lütkepohl, M. & Kaiser, Th., 1997: Die Heidelandschaft. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, 87–100. – Bremen.
- Lütkepohl, M. & Stubbe, A., 1997: Feuergeschichte in nordwestdeutschen Calluna-Heiden unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 10 (5), 105–114.
- Marquard, W., 1963: Seltene Pflanzen im Heidepark. Naturschutzparke 29, 32–34.
- Meisel-Jahn, S., 1955: Die Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. Angewandte Pflanzensoziologie 11. 226 S. – Stolzenau.
- Müller, R. & Horst, K., 1983: Flora des Landkreises Harburg und angrenzender Gebiete. 248 S. – Winsen/Luhe.
- Müller, R. & Horst, K., 1991: wie vor, Ausgabe mit Nachtrag. 415 S. – Winsen/Luhe.
- Nöldeke, C., 1890: Flora des Fürstentums Lüneburg, des Herzogtums Lauenburg und der freien Stadt Hamburg. – Celle.
- Pflug, W., Prüter, J., Hanstein, U., Tönnies, J., Lütkepohl, M. & Willenbockel, C., 1997: Das ehemalige Militärgelände. In: Cordes et al. (Hrsg.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, 145–154. – Bremen.
- Preisig, E., 1958: Die Zwergstrauchheiden in der Umgebung von Harburg. Harburger Kreiskalender, 45–49.
- Rasbach, K. & H. & Wilmanns, O., 1976: Die Farnpflanzen Zentraleuropas, 2. Aufl., 304 S. – Stuttgart.
- Schütt, K., 1933: Landschaftskunde und Pflanzensoziologie in der Lüneburger Heide (zwischen Wilseder Berg und Luhetal). Jahrbuch Geogr. Gesellschaft Land Braunschweig. S. 3–85.
- de Smidt, J. Th., 1955: Umfassende vegetationskundliche Beschreibung des Naturschutzparks in der Lüneburger Heide und einzelne Richtlinien zur Verwaltung. Unveröffentlicht.
- Strasburger, E., Noll, F., Schenck, H. & Schimper, W., 1917: Lehrbuch der Botanik, 13. Aufl. 666 S. – Jena.
- Wagner, W., 1914: Die Pflanzenwelt. In: Benecke, O. & Th.: Lüneburger Heidebuch Bd. I, S. 251–287.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H., 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 765 S. – Stuttgart.

Anschrift des Verfassers

Dr. Udo Hanstein
Kastanienweg 16
D-29640 Schneverdingen

Webspinnen (Araneae) aus zwei Naturwäldern des Staatlichen Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide)

von Oliver-D. Finch

1 Einleitung

Webspinnen sind in Wäldern von der Bodenoberfläche bis in die Baumkronen anzutreffen. Bodennah erreichen sie Dichten von bis zu 700 Individuen pro Quadratmeter (Weidemann 1978), womit die Bedeutung dieser zoophagen Wirbellosen als Konsumenten und Regulatoren in Waldökosystemen deutlich wird (Nyfeller 1982, Vité 1953).

In Niedersachsen sind die Spinnenartengemeinschaften der im Tiefland gelegenen Wälder bisher wenig untersucht. In dieser Region wurden Wälder oder waldähnliche Standorte nur in wenigen arachnologischen Arbeiten berücksichtigt (z.B. Braun & Rabeler 1969, Schaefer 1980, Schultz 1997); gezielte umfangreichere Untersuchungen der spezifischen Waldspinnenfauna wurden durch Finch (2001a) vorgelegt. Darin enthalten sind auch Untersuchungen in forstwirtschaftlich nicht mehr genutzten Naturwäldern (vgl. NFV 1997) des Niedersächsischen Tieflandes, die bisher zoologisch ebenfalls nur fragmentarisch untersucht sind. Kenntnisse über die dort vorkommenden Artengemeinschaften sind von Belang, da innerhalb dieser Waldflächen im Rahmen langfristiger Monitoringvorhaben die natürliche Sukzession von Tierartengemeinschaften beobachtet werden kann.

Im Bereich der Lüneburger Heide konzentriert sich die Erforschung der Tierartenbestände von Wirbellosen auf die Offenlandflächen wie z.B. Moore und Bachtäler sowie – selbstverständlich – besonders auf die Heidebereiche (u.a. Cordes et al. 1997). Daher erschien es dringlich, im Rahmen der angesprochenen vergleichenden Untersuchung zur Waldspinnenfauna Niedersachsens (Finch 2001a) auch Standorte im Bereich der Lüneburger Heide bzw. des Forstamtes Sellhorn zu bearbeiten.

Ziel der Untersuchungen war die Erfassung und Analyse der Spinnenfaunen verschiedener, forstwirtschaftlich genutzter oder ungenutzter Waldstand-

orte. So lässt sich die Bedeutung der Wälder als Lebensraum für Spinnen innerhalb der ansonsten überwiegend intensiv genutzten Kulturlandschaft dokumentieren. Denn die Biodiversität mitteleuropäischer Wälder ist nur lückenhaft bekannt. Dies betrifft bewirtschaftete und unbewirtschaftete Wälder gleichermaßen (vgl. u.a. Feldmann et al. 1996, Schaefer 1996). Mit der Untersuchung der Artendiversität und weiterer synökologischer Strukturparameter als wichtige Größen der Taxozonosen verschiedener Waldtypen werden der angewandten Naturschutzforschung Daten z.B. für die Entwicklung von Leitbildern zugänglich gemacht. Gerade solche Grundlagendaten aus Wäldern fehlen dem Naturschutz (Holz & Kaule 1997).

Weiterhin ergab sich aus dem vorliegenden Tiermaterial die Möglichkeit eines Vergleiches der angewandten Erfassungsmethoden hinsichtlich unterschiedlicher Erfassungseffektivitäten für die Gruppe der Spinnen. Ein solcher Vergleich ist angesichts der auf Bundes- und Länderebene intensiv geführten Diskussion zum Einsatz zoologischer Erfassungsmethoden bei der Inventarisierung von Naturwäldern wichtig, da auch Mindeststandards festgeschrieben werden sollen. Diese Standards sollen in einer angestrebten langjährigen Naturwaldforschung angewandt werden (Winter et al. 1999).

2 Untersuchungsgebiete und -methoden

Zur Untersuchung des Araneidenspektrums der Naturwälder „Ehrhorner Dünen“ und „Meninger Holz“ im Forstamt Sellhorn wurde Tiermaterial bearbeitet, das im Institut für Zoologie und Anthropologie/Abteilung Ökologie der Universität Göttingen lagerte. Beide Untersuchungsflächen liegen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“, etwa 40 km

südlich von Hamburg. Untersucht wurde jeweils ein Standort innerhalb der Waldgebiete.

Da das ausgewertete Tiermaterial 1988 erhoben wurde, muss im Nachfolgenden auf jeweils zeitgleich zu den zoologischen Untersuchungen durchgeführte Standort- und Vegetationskartierungen zurückgegriffen werden, um die Untersuchungsgebiete angemessen zu beschreiben.

Der 1972 ausgewiesene Naturwald Ehrhorner Dünen hat eine Fläche von 60 ha und liegt etwa 75–85 m über NN. 2–8 m hohe Binnendünen aus nährstoffarmen, trockenen Sanden durchziehen das Reservat. Im Mittelalter waren die Ehrhorner Dünen waldfrei. Erst ab dem Beginn des 19. Jahrhunderts ist von einer Bewaldung des Gebietes auszugehen, da im Forsteinrichtungswerk von 1879 30–60-jährige Kiefernbestände genannt werden. Aufgrund der großen Altersspanne wird vermutet, dass es sich um natürlichen Anflug und nicht um gepflanzte Bestände handelt (Hanstein & Sturm 1986). Die Dünen sind heute mit einem Kiefernwald bestockt, in dem die natürliche Dynamik zu einer relativ weit fortgeschrittenen Laubholzsukzession geführt hat. Besonders in den Dünentälern sind Laubhölzer in der Strauchschicht dominant. In den wenig grundwasserbeeinflussten Dünen der südlichen Kernfläche wurden 1988 die zoologischen Untersuchungen durchgeführt. Hier besteht eine starke Rohhumusauflage. Neben eingestreuten Birken (*Betula pendula*), Traubeneichen (*Quercus petraea*) und Fichten (*Picea abies*) bestimmen 100–200-jährige Kiefern (*Pinus silvestris*) die Baumschicht. Die Strauchschicht der Untersuchungsfläche wird durch Kiefer, Fichte, Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus*), Lärche (*Larix kaempferi*), Wacholder (*Juniperus communis*), Stieleiche (*Quercus robur*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Birken (*Betula* sp.), Faulbaum (*Frangula alnus*) und Stechpalme (*Ilex aquifolium*) geprägt. In der Krautschicht herrschen Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) vor. Die teilweise fast geschlossene Moosschicht besteht aus *Dicranum*-Arten sowie *Pleurozium schreberi* (Angaben aus Kretschmer 1990, Kretschmer und Schauer-mann 1991). Kohls (1994) kartierte 1989 die Vegetation als *Avenella-Pinus*-Gesell-

schaft mit Übergängen zum Leucobryopinetum, womit es sich nach *Drachenfels* (1994) um den Biotoptyp „1.18.1 Kiefernwald armer, trockener Sandböden (WKT)“ handelt.

Das 1987 als Naturwald ausgewiesene Meninger Holz hat eine Größe von 68 ha und befindet sich nordöstlich der Ehrhorner Dünen. Das Gebiet liegt 80–100 m über NN. Während die westlichen Reservatsflächen durch Sandboden und Binnendünen geprägt sind, auf denen vornehmlich Nadelholz-Mischbestände wachsen, befinden sich im östlichen Teil wechselfeuchte bis frische Sandstandorte mit Geschiebelehmunterlagerung. Das Meninger Holz ist als historisch alter Wald einzustufen, auch wenn Anfang des 19. Jahrhunderts der Bewuchs stark lückig gewesen sein muss (Hanstein 1991). Aufgrund seines ehemaligen Status als „Königliche Holzung“ wird aber immer ein Baumbestand vorhanden gewesen sein (Hanstein & Sturm 1986). Zeitgleich zu den Erhebungen in den Ehrhorner Dünen wurde 1988 die etwa 1 ha große Kernfläche im östlichen Teil des Reservates zoologisch untersucht. Vegetationskundlich ist dieser Bereich als naturnah wirkender bodensaurer *Trientalis*-Buchen-Traubeneichenwald (*Fago-Quercetum*) anzusehen (Schmidt et al. 1991) und nach *Drachenfels* (1994) dem Biotoptyp „1.6.1 Eichen-Mischwald armer, trockener Sandböden (WQT)“ zuzuordnen. Die etwa 130-jährige Baumschicht wird neben Rotbuche und Traubeneiche von Kiefer und Fichte gebildet. Eine Strauchschicht ist kaum vorhanden. Zu den Arten der Baumschicht treten Birken und Hainbuche (*Carpinus betulus*) hinzu. In der Krautschicht unter den Eichen dominiert als lichtliebende Art die Heidelbeere und randlich des Untersuchungsgebietes der Siebenstern (*Trientalis europaea*); unter den Buchen dominiert die Drahtschmiele (Angaben aus Kohls 1994, Kretschmer 1990, Schmidt et al. 1991).

An beiden Standorten kam 1988 im wesentlichen das „Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse“ nach Grimm et al. (1975) zur Anwendung (vgl. Kretschmer & Schauer mann 1991). Dieses beinhaltet neben dem Einsatz von Bodenfallen auch den von Boden- und Baum-Photoeklektoren. Es waren jeweils sechs Boden-Eklektoren mit je 0,3 m² Grundfläche und sechs Bodenfallen aufge-

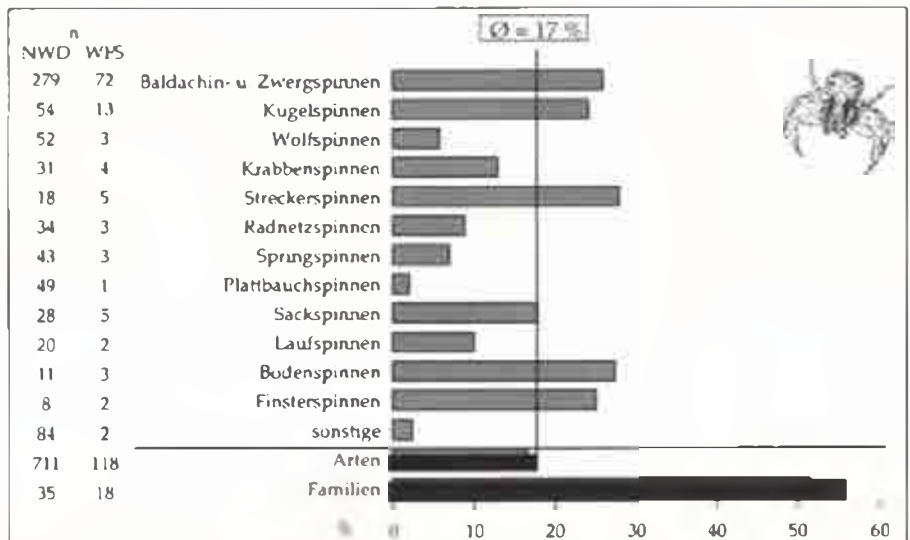


Abb. 1: Etablierungsgrad einzelner Araneidenfamilien sowie aller Arten und Familien in den untersuchten Wäldern des Forstamtes Sellhorn (n = Arten- bzw. Familienzahl; NWD = Nordwestdeutschland; WFS = Wälder des Forstamtes Sellhorn; Ø = Etablierungsgrad aller Arten der nordwestdeutschen Spinnenfauna in den zwei Waldgebieten).

stellt. Weiterhin wurde je ein nach unten offener Baum-Photoeklektor aufgehängt. Der Baumelektor in Ehrhorn war an einer etwa 120 Jahre alten Kiefer angebracht. In Meningen wurde er an einer etwa 150-jährigen Buche befestigt. Die Bodenfallen wurden am 24. 3. 1988 ausgebracht und waren in Ehrhorn bis zum 7. 9. 1988 bzw. in Meningen bis zum 26. 10. 1988 fangig. Alle Eklektoren waren vom 23. 3.–21. 11. 1988 aufgestellt.

In beiden Gebieten wurden während der Vegetationsperiode Klopfproben durchgeführt. Im Naturwald Ehrhorner Dünen war 1988 und 1989 zusätzlich ein geschlossener Stammelektor angebracht (Winter 1991), von dem einzelne Proben ausgewertet wurden.

3 Ergebnisse

3.1 Familien- und Artenspektren

In den beiden Waldgebieten der Lüneburger Heide wurden insgesamt 118 Arten (3591 adulte Individuen [Ind.]) erfasst (Artenliste in Finch 2001a). Während die Artenzahl in Ehrhorn höher ist (98 Arten, 1420 Ind.), wurden in Meningen deutlich mehr Individuen (2171 Ind., 87 Arten) festgestellt.

Die nachgewiesenen Arten gehören 18 Spinnenfamilien an. Die Baldachin- und Zwergspinnen (Linyphiidae) haben

mit 72 Arten (61 %) den größten Anteil am Gesamtmaterial, gefolgt von den Kugelspinnen (Theridiidae; 13 Arten, 11 %) und den Streckerspinnen (Tetragnathidae) sowie den Sackspinnen (Clubionidae; jeweils 5 Arten, 4 %). Die Baldachin- und Zwergspinnen stellen mit 2482 Ind. auch den höchsten Individuenanteil (69 %).

Die nachgewiesenen 18 Spinnenfamilien entsprechen 51 % (n = 35) des aus Nordwestdeutschland ([NWD]: Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen, Niedersachsen) bekannten Familienspektrums (Abb. 1). In NWD wurden bisher 711 Spinnenarten festgestellt (Finch unpubl.). Somit entsprechen die in den Wäldern der Lüneburger Heide nachgewiesenen 118 Arten 17 % des Artenbestandes dieses Raumes.

Die in den Wäldern festgestellten Artenzahlen einzelner Familien lassen sich als Anteile der in Nordwestdeutschland vorkommenden Arten angeben („Etablierungsgrad“): Am stärksten etabliert sind die Streckerspinnen und die Bodenspinnen mit jeweils 27 %; ebenfalls gut vertreten sind die Baldachin- und Zwergspinnen (26 %) und die Kugelspinnen (24 %). Durchschnittlich vertreten sind die Sackspinnen (19 %). Die Arten der Familien Plattbauchspinnen (Gnaphosidae; 2 %), Wolfspinnen (Lycosidae; 6 %) und Springspinnen (Salticidae; 7 %) sind besonders gering etabliert.

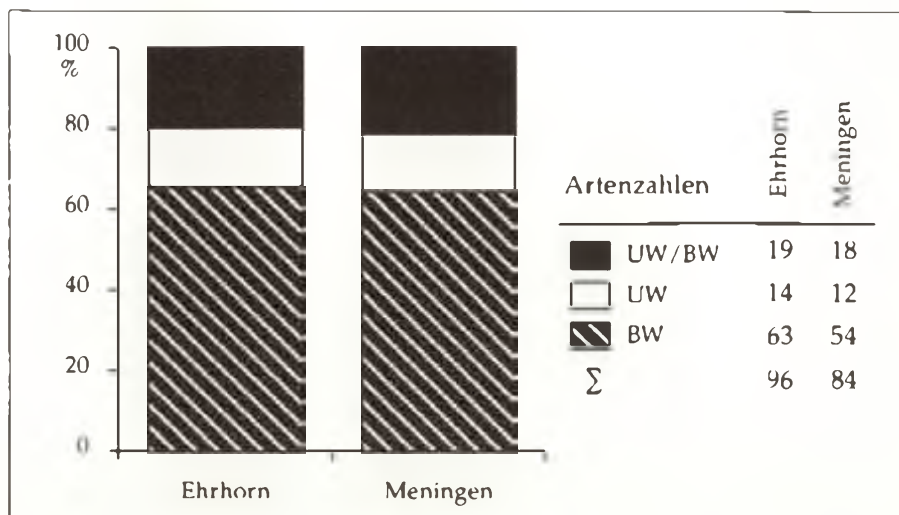


Abb. 2: Verteilung der Arten nach ihren Standortansprüchen (UW = unbewaldete Standorte, BW = bewaldete Standorte).

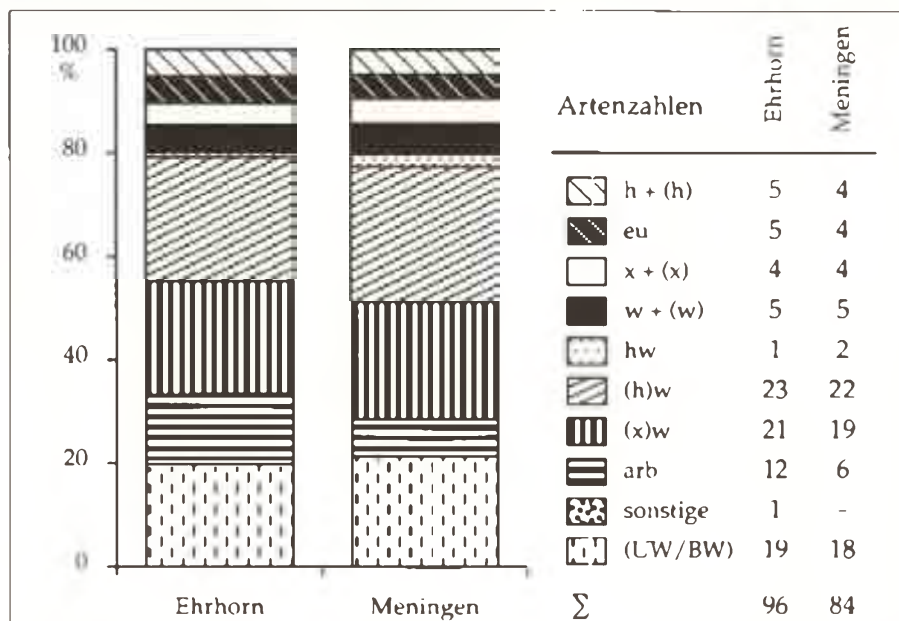


Abb. 3: Verteilung der Arten nach Biotopbindung (h + (h) = (überwiegend) hygrobiont/hygrophil, eu = euryöker Freiflächenbewohner, x + (x) = (überwiegend) xerobiont/xerophil, w + (w) = euryöke Waldart bzw. (überwiegend in Wäldern), hw = in Feucht- und Nasswäldern, (h)w = in mittelfeuchten Laubwäldern, (x)w = in bodensauren Mischwäldern, arb = arboricol, UW/BW = Arten bewaldeter und unbewaldeter Standorte).

Der Anteil der Baldachin- und Zwergspinnen am Gesamtartenspektrum beider Untersuchungsgebiete unterscheidet sich nur unwesentlich. In Ehrhorn wurden 58 Arten dieser Familie nachgewiesen und in Meningen 52 Arten (jeweils 59 % Anteil am Artenspektrum des Standortes).

3.2 Ökologische Gilden

Zur Charakterisierung von Artengemeinschaften anhand übergeordneter Para-

meter bietet es sich an, Gruppen nach ökologischen, ethologischen oder morphologischen Merkmalen zu bilden. Letztere müssen nicht primär nach taxonomischen Gesichtspunkten zusammengefasst werden (Wilson 1999). Diese Gruppen werden auch als „Gilden“ oder „Funktionelle Gruppen“ bezeichnet. Mit einer solchen Einteilung lässt sich die ökologische Struktur einer Artengemeinschaft mehr generalisierend und praktikabler beschreiben, als dies auf der Ebene der einzelnen Arten möglich ist.

Zur Ermittlung der ökologischen Gilden der Spinnen in den untersuchten Wäldern wird überwiegend auf das System von Platen et al. (1991) zurückgegriffen. Deren Angaben wurden nach eigenen Daten und Literaturhinweisen ergänzt bzw. überarbeitet. Damit ist es möglich, Gilden hinsichtlich der übergeordneten Standortansprüche, der Biotopbindung, der Körpergröße und der anzutreffenden Lebensformen zu bilden. Alle im Gesamtfang mit nur einem Individuum vertretenen Arten bleiben unberücksichtigt.

3.2.1 Standortansprüche

Die meisten Arten zeigen eine Präferenz für bewaldete Standorte (Ehrhorn: 66 %, Meningen: 64 %) (Abb. 2). Photo-phile Freiflächenbewohner sind zu jeweils 14 % in den untersuchten Wäldern vertreten. Damit liegt das Verhältnis von Offenland- zu Waldarten bei 1 : 4,5. Arten, deren genaue ökologische Präferenz nur anhand der Schwerpunkt-vorkommen nach Platen et al. (1991) ermittelt werden kann (UW/BW), sind zu 19 % bzw. 21 % vertreten.

3.2.2 Biotopbindung

An beiden Standorten dominieren die Bewohner mittelfeuchter Laubwälder ((h)w). Sie stellen jeweils etwa ein Viertel der Arten (24 % in Ehrhorn, 26 % in Meningen) (Abb. 3). In Ehrhorn sind 22 % der Arten typische Bewohner bodensaurer Mischwälder ((x)w), in Meningen 23 %. Arboricole (baumlebende) Arten (arb) sind in Ehrhorn mit 12 % relativ stark präsent. In Meningen nehmen sie 7 % ein. Arten, die sowohl in bewaldeten als auch auf freien Flächen anzutreffen sind (UW/BW), lassen sich nicht genauer ökologisch klassifizieren, da deren Schwerpunkt-vorkommen für Nordwestdeutschland nicht bekannt sind. Die übrigen ökologischen Typen werden nur durch wenige Arten repräsentiert.

3.2.3 Körpergröße

In den untersuchten Wäldern gehört über die Hälfte der Arten zu den nur 2–4,9 mm großen Spinnen (Großenklasse [GK] 2; 57 % in Ehrhorn, 55 % in Meningen) (Abb. 4). Der nächst größeren GK 3 (5–9,9 mm) sind mit 23 % (Ehr-

horn) bzw. 21 % (Meningen) über ein Fünftel der Arten zuzuordnen. Kleine Spinnen (GK 1 = unter 2 mm) sind ebenfalls mit zu etwa 20 % vertreten, während nur 3 % der Arten zu den großen Spinnen (GK 4 = 10–14,9 mm) zu rechnen sind. Sehr große Spinnen (GK 5, > 15 mm) traten nicht auf.

3.2.4 Lebensformen

In Anlehnung an Canard (1990) werden die Spinnen entsprechend ihrer Jagdstrategie in 7 (8) Lebensformen-Gilden eingeteilt:

- Deckennetz-Bauer (zusätzlich unterschieden nach Körpergröße; Baldachin- und Zwergspinnen, Trichterspinnen [Agelenidae], Bodenspinnen),
- Haubennetz-Bauer (Kugelspinnen, Kräuselspinnen [Dictynidae]),
- Radnetz-Bauer (Kräuselradnetzspinnen [Uloboridae], Radnetzspinnen [Araneidae]),
- Röhrennetz-Bauer (Fischernetzspinnen [Segestriidae], Finsterspinnen [Amaurobiidae]),
- Lauerer (Listspinnen [Pisauridae], Laufspinnen [Philodromidae], Krabbspinnen [Thomisidae], Springspinnen),
- tagaktive Jäger (Spinnenfresser [Mimetidae], Ameisenjäger [Zoridae], Gattung *Pachygnatha*),
- nachtaktive Jäger (Sechsaugenspinnen [Dysderidae], einzelne Kugelspinnen, Zartspinnen [Anyphaenidae], Feldspinnen [Liocranidae], Sackspinnen, Plattbauchspinnen).

Die Deckennetz-Bauer sind mit etwa 62 % in beiden Wäldern der am stärksten vertretene Lebensformtyp (Abb. 5). Kleine Deckennetz-Bauer (GK 1 mit einer Körpergröße von unter 2 mm; Baldachin- und Zwergspinnen sowie Bodenspinnen) erreichen in Meningen mit 20,2 % relativ hohe Anteile am Lebensformenspektrum, während in Ehrhorn die größeren Deckennetz-Bauer (überwiegend Baldachin- und Zwergspinnen) im Vergleich beider Gebiete stärker vertreten sind (46,9 %). Nachtaktive Jäger, Haubennetz-Bauer, Radnetz-Bauer, Röhrennetz-Bauer und Lauerer nehmen im Vergleich zu den Deckennetz-Bauern deutlich geringere Anteile ein (maximal 11 %). Am wenigsten sind die tagaktiven Jäger am Lebensformenspektrum vertreten (etwa 3 %). Der Anteil aller Netzbauer liegt in

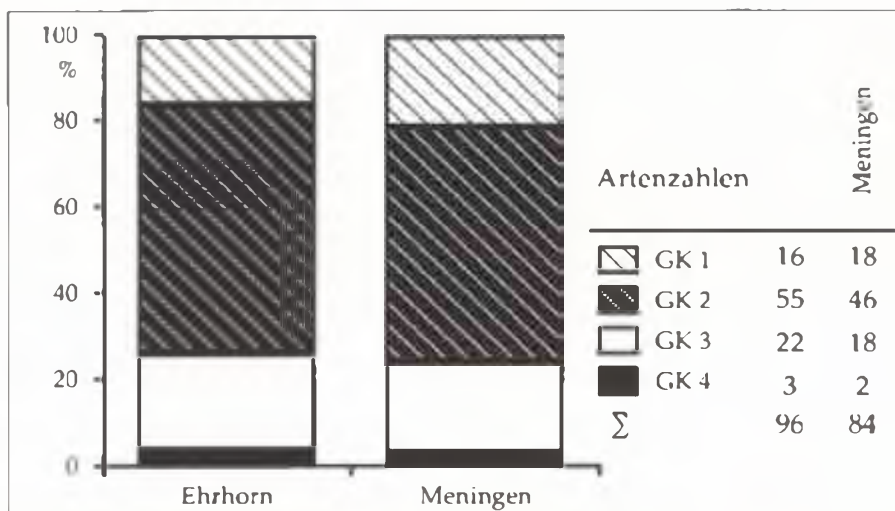


Abb. 4: Verteilung der Arten nach Körpergrößenklassen (GK 1 = < 2 mm, GK 2 = 2–4,9 mm, GK 3 = 5–9,9 mm, GK 4 = 10–14,9 mm).

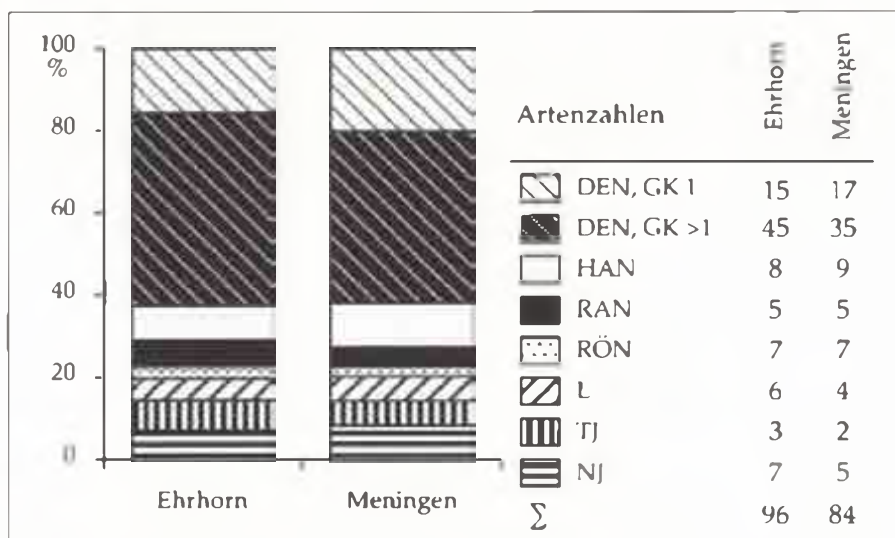


Abb. 5: Verteilung der Arten nach Lebensformen (DEN = Deckennetz-Bauer, GK = Größenklasse, wobei GK 1 unter 2 mm Körpergröße, HAN = Haubennetz-Bauer, RAN = Radnetz-Bauer, RÖN = Röhrennetz-Bauer, L = Lauerer, TJ = tagaktive Jäger, NJ = nachtaktive Jäger).

Ehrhorn bei etwa 83 %, in Meningen sogar bei 87 %.

3.3 Häufigkeitsverhältnisse

Am Boden sind im Kiefernwald Ehrhorn die Baldachin- und Zwergspinnen sowohl in den Bodenfallen als auch in den Boden-Photoelektoren die individuen- und artenreichste Spinnenfamilie (Tab. 1, S. 110). Die Wolfspinnen zeigen in Ehrhorn eine deutlich höhere Aktivität als im Eichen-Mischwald Meningen. In den Bodenfallenfängen aus Ehrhorn sind drei Arten dominant: *Lepthyphantes alacris* (12,8 %), *Lepthyphantes cristatus* (12,6 %) und *Pachygnatha*

listeri (10,5 %) (Abb. 6a, S. 110). In der Gruppe der subdominanten Hauptarten befinden sich fünf Arten und es treten 12 rezedente Begleitarten auf. Insgesamt ist die Dominanzkurve ausgeglichen; mit hohen Anteilen treten Arten mittefeuchter Laubwälder und bodensaurer Mischwälder auf. Die Finsterspinne *Coelotes terrestris* erreicht im starken Gegensatz zu den Verhältnissen im Meninger Holz nur rezedente Anteile. Das Dominanzspektrum der Boden-Photoelektoren zeigt eine andere Artenzusammensetzung als das der Bodenfallen. Neben verringerten Anteilen freijagender Wolfspinnen und hohen Anteilen an Baldachin- und Zwergspin-

Tab. 1. Individuenanteile (in %) und Artenzahl (in Klammern) ausgewählter Familien im Kiefernwald Ehrhorn und im Eichen-Mischwald Meningen (BF = Bodenfallen, BOEKL = Boden-Photoelektoren, BAEKL = Baumelektor).

	Baldachin- und Zwergspinnen	Wolf- spinnen	Finster- spinnen	Trichter- spinnen	Plattbauch- spinnen	sonstige
Ehrhorn BF	71,7 (37)	7,9 (3)	1,7 (1)	–	1,1 (1)	17,7 (11)
Meningen BF	83,7 (26)	0,6 (2)	14,2 (1)	–	–	1,5 (8)
Ehrhorn BOEKL	65,6 (30)	0,9 (1)	0,9 (1)	–	–	32,6 (9)
Meningen BOEKL	73,8 (25)	1,0 (1)	18,5 (1)	–	–	6,7 (7)
	Baldachin- und Zwergspinnen	Boden- spinnen	Finster- spinnen	Kugel- spinnen	Krabben- spinnen	sonstige
Ehrhorn BAEKL	43,2 (21)	43,9 (2)	1,5 (2)	2,3 (3)	1,8 (3)	7,5 (14)
Meningen BAEKL	66,7 (38)	0,4 (1)	8,3 (1)	10,6 (4)	3,4 (3)	10,7 (11)

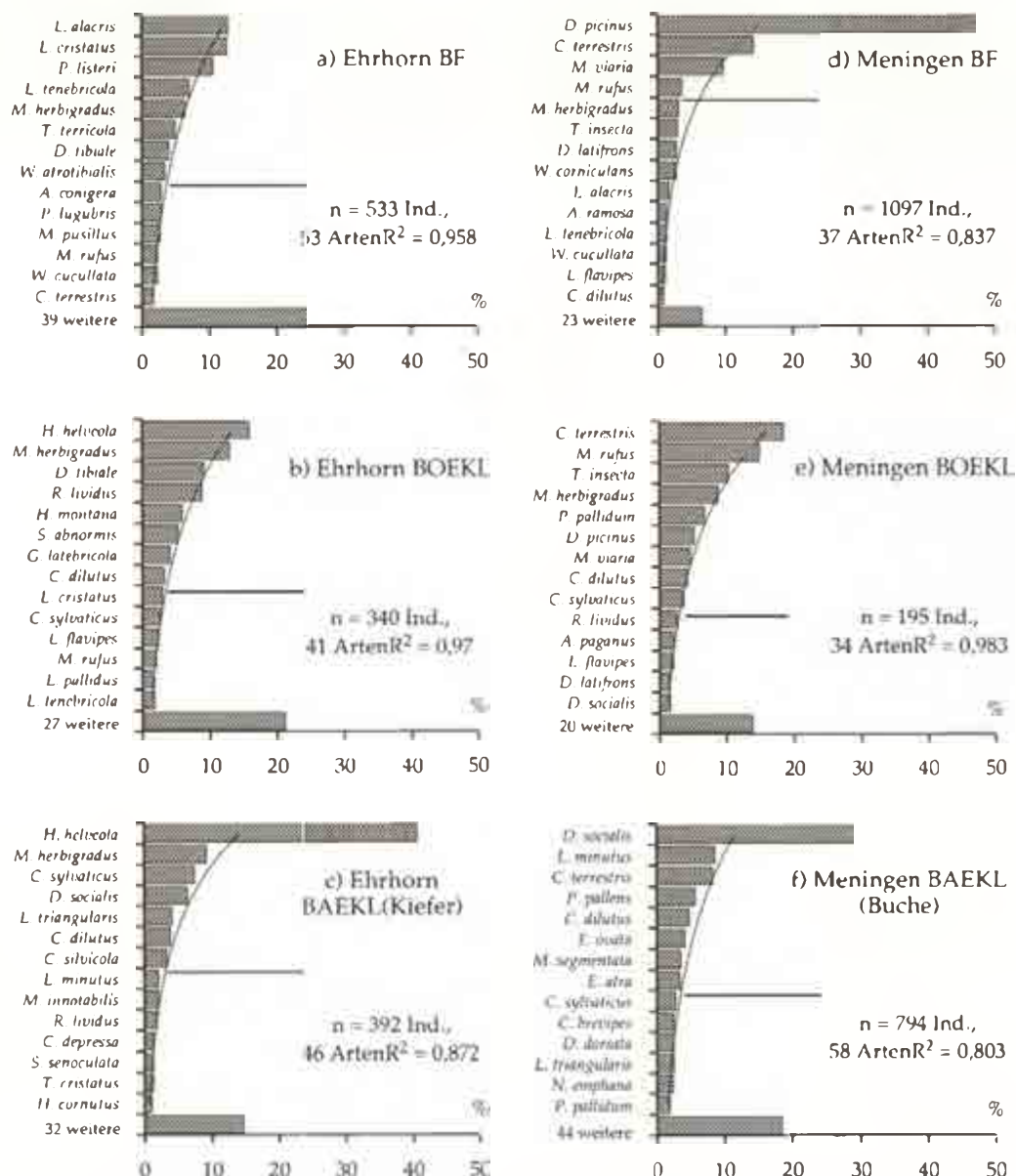


Abb. 6: Dominanzspektren der Spinnen des Naturwaldes Ehrhorer Dünen und der Spinnen des Naturwaldes Meninger Holz (a: Bodenfallen Ehrhorn, b: Boden-Photoelektoren Ehrhorn, c: Baumelektor Ehrhorn, d: Bodenfallen Meningen, e: Boden-Photoelektoren Meningen, f: Baumelektor Meningen, Einzeldarstellung nur für die ersten 14 Arten, Arten oberhalb der waagerechten Linie = Hauptarten mit einem Anteil von min. 3,2 %, Ind. = Individuen).

nen erreichen v.a. auch die sonstigen Spinnenfamilien hohe Anteile (vornehmlich Bodenspinnen und Kugelspinnen). Die größeren freijagenden Spinnenarten *Pachygnatha listeri* (0,6 %), *Pardosa lugubris* (in Boden-Photoelektoren nicht nachgewiesen) und *Trochosa terricola* (0,9 %) treten in den Boden-Photoelektoren in ihren Anteilen zurück, während kleinere netzbauende Arten höhere Dominanzanteile erreichen (Abb. 6b). In dem an einer Kiefer angebrachten Baumelektor ist die als „vorwiegend epigäisch lebend“ eingestufte *Hahnha helveola* eudominant (40,6 %). Diese Bodenspinne stellt zusammen mit *Cryphoeca silvicola* (3,3 %) etwa genauso viele Individuen wie die Baldachin- und Zwergspinnen (Tab. 1), von denen *Micrargus herbigradus* (9,2 %) ebenfalls eine Hauptart ist (Abb. 6c). Insgesamt sieben Arten sind zu den Hauptarten zu rechnen. Neun Arten gehören zu den rezedenten Begleitarten. Darunter die in Nordwestdeutschland wenig nachgewiesene *Coriachne depressa* (1,3 %), die bevorzugt Bäume mit struktureicher Rinde besiedelt. Häufig sind arboricole Arten (z.B. *Drapestisca socialis*, *Lepthyphantes minutus* und *Meioneta innotabilis*) und einzelne Arten der Krautschicht (z.B. *Linyphia triangularis*).

Im bodensauren Eichen-Mischwald **Meningen** ist *Diplocephalus picinus* (47,1 %) in den Bodenfallenfängen eudominant (Abb. 6d). Die Baldachin- und Zwergspinnen nehmen an diesem Standort über 80 % der Individuen und etwa 70 % des Artenanteils ein (Tab. 1). *Coelotes terrestris* ist dominant (14,2 %), weitere Hauptarten sind *Microneta viaria* (9,8 %) und *Macrargus rufus* (3,6 %). Neun rezedente Begleitarten wurden festgestellt. Es handelt sich ausschließlich um Arten mit einer Präferenz für mittelfeuchte Laubwälder oder bodensaure Mischwälder. Freijagende Formen fehlen an diesem Standort unter den dominanten Arten. In den Boden-Photoelektoren ist *C. terrestris* ebenfalls dominant (18,5 %) (Abb. 6e). Insgesamt unterscheidet sich das Artenspektrum der Hauptarten und rezedenten Begleitarten der Bodenfallen und Boden-Photoelektoren in Meningen weniger stark als in Ehrhorn (Werte des „Jaccard-Indexes“ der Hauptarten BF/BOEKL: Meningen = 37,5 %, Ehrhorn = 32,6 %). Bemerkenswert ist das subdo-

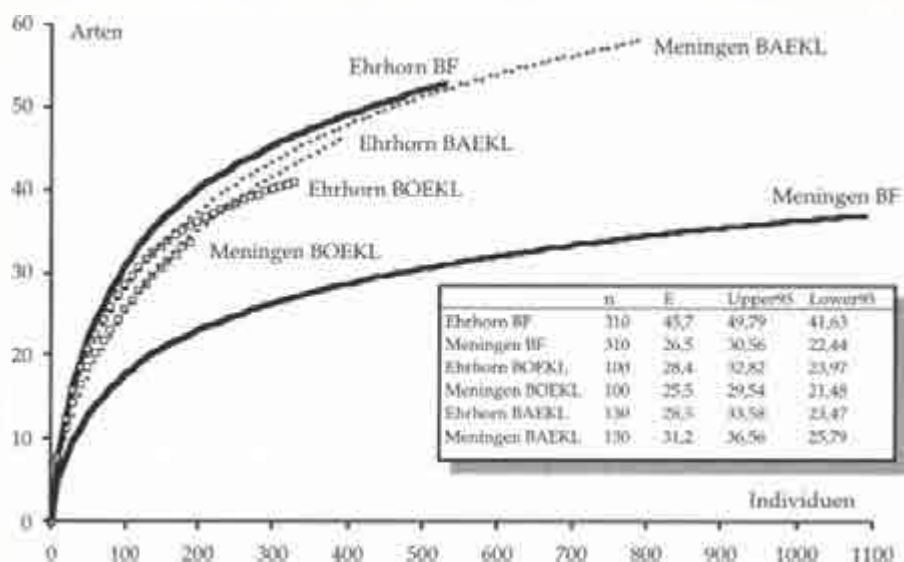


Abb. 7: Rarefaction-Kurven der Bodenfallen- (BF, Linie), Boden-Photoelektor- (BOEKL, Quadrate) und Baum-Elektorfänge (BAEKL, Kreuze) der untersuchten Naturwälder (E = erwartete Artenzahl für n Individuen, Upper95/Lower95 = oberes/unteres 95 %iges Konfidenzintervall).

minante Vorkommen von *Porrhomma pallidum* (6,7 %) in den Boden-Photoelektoren. In dem an einer Buche angebrachten Baumelektor ist die an den Stämmen dieser Baumart regelmäßig anzutreffende Baldachinspinne *Drapestisca socialis* dominant (28,7 %, Abb. 6f). Die Baldachin- und Zwergspinnen stellen auch insgesamt die meisten Individuen und Arten im Elektor (Tab. 1). Weitere sieben Arten sind subdominant, neun sind rezedente Begleitarten.

3.4 Artenreichtum der Standorte

Die durch Fallenfänge erhaltenen Fangzahlen geben nur begrenzt Hinweise auf die realen Abundanzen. Die hier zur Ermittlung des Artenreichtums angewendete Rarefaction-Methode (vgl. u.a. Achtziger et al. 1992) beruht auf Arten-Abundanz-Verteilungen, so dass für die einzelnen Fangmethoden gesonderte Berechnungen erfolgen. Da an den Standorten sehr unterschiedliche Gesamtindividuenzahlen erfasst wurden, wird bei vergleichbarer Untersuchungsdauer für die einzelnen Methoden eine einheitliche Individuenzahl zum Artenzahl-Vergleich herangezogen.

Nach den Ergebnissen der Rarefaction-Berechnungen ist der Kiefernwald Ehrhorn ausgesprochen divers: die Bodenfallenfänge weisen einen sehr hohen Artenreichtum auf (Abb. 7). Die Rarefaction-Kurven zeigen deutlich die

geringere Diversität der Fänge in Meningen.

Berechnungen mit dem Rarefaction-Verfahren für auf 310 Individuen standardisierte Bodenfallenfänge ergeben, dass zwischen Ehrhorn als artenreichem Standort und dem Meninger Holz signifikante Unterschiede bestehen. Auch im Vergleich mit insgesamt sieben weiteren Waldstandorten in Niedersachsen sind die Bodenfallenfänge in Ehrhorn nach den Ergebnissen des Rarefaction-Verfahrens die artenreichsten (vgl. Finch 2001a).

Auch die Boden-Photoelektorfänge aus Ehrhorn weisen im Vergleich mit dem Meninger Holz den größeren Artenreichtum auf. Für Meningen zeigt der steile Kurvenverlauf aber ebenfalls das Vorkommen zahlreicher individuenarmer Arten an, so dass die Unterschiede beider Standorte nach den Fangergebnissen der Bodenphotoelektoren nicht signifikant sind. Dabei ist die geringe Größe und die für die Spinnenerfassung nur eingeschränkte Eignung der verwendeten Elektoren zu beachten.

Für die Baumelektoren ergeben sich an beiden Standorten ähnlich hohe Diversitäten.

3.5 Ähnlichkeiten der Artenspektren

Die Ähnlichkeit der Artenszusammensetzung der untersuchten Naturwälder soll hier mittels einer Cluster- und einer Korrespondenzanalyse (vgl. Jongman et al.

1995) für die Fangergebnisse aus den jeweils sechs Bodenfallen (Abb. 8) dargestellt werden.

Die mit dem Jaccard-Index berechneten Similaritäten für die Clusteranalyse ergeben ebenso wie die Korrespondenzanalyse eine geringe Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften beider Standorte (Jaccard-Wert = 25 %). Die Spektren der epigäisch lebenden Araneidenarten des Eichen-Mischwaldes und des trockenen Kiefernwaldes unterscheiden sich also in hohem Maß voneinander. Innerhalb des jeweiligen Standortes ergeben sich ebenfalls gewisse kleinräumige Unterschiede der Gemeinschaften, die jedoch nicht derart groß sind wie die zwischen den beiden Waldgebieten. Diese Unterschiede spiegeln das kleinräumige Mosaik an Mikrohabitaten der Waldbodenoberflächen wider.

3.6 Vergleich der Erfassungsmethoden

Außer den nachfolgend bilanzierten Methoden war in Ehrhorn ein geschlossener Stammeklektor im Einsatz, auf dessen Fangergebnisse im Methoden-

Tab. 2: Arten- und Individuenzahlen aus Bodenfallen, Boden-Photoelektoren (n jeweils = 6), Baumelektoren (n jeweils = 1) und aus Klopfängen (d = Erfassungsdauer in Tagen, % = Anteil am Gesamtartenspektrum des Standortes, Ind. = Individuenzahl, Ind./F.*d = Anzahl der pro Tag und Bodenfalle bzw. Eklektor erfaßten Ind., grau unterlegt: höchste Nachweisrate je Standort).

	d	Arten	%	Ind.	Ind./F.*d
Bodenfallen					
Ehrhorn	168	53	54,08	533	0,53
Meningen	213	37	42,53	1097	0,86
Boden-Photoelektoren					
Ehrhorn 1988	242	41	41,84	340	0,23
Meningen 1988	242	34	39,08	195	0,13
Baum-Eklektoren					
Ehrhorn 1988	242	46	46,94	392	2,33
Meningen 1988	242	58	66,67	794	3,73
Klopfänge					
Ehrhorn		15	15,31	63	
Meningen		14	16,09	85	

vergleich nicht näher eingegangen wird. In diesem Stammeklektor an stehendem Totholz wurden fünf Arten erfasst, die mit keiner anderen Methode nachzuweisen waren (*Clubiona brevipes*, *C. subsultans*, *Neriene montana*, *Theridion mystaceum*, *Thyreostenius*

parasiticus; außer *N. montana* alles arboricole Arten). Beide in Ehrhorn verwendeten Stammeklektortypen wiesen 11 gemeinsame Arten auf.

54 % der Arten wurden in Ehrhorn mit Bodenfallen nachgewiesen, in Meningen 43 % (Tab. 2). Damit erbrachten

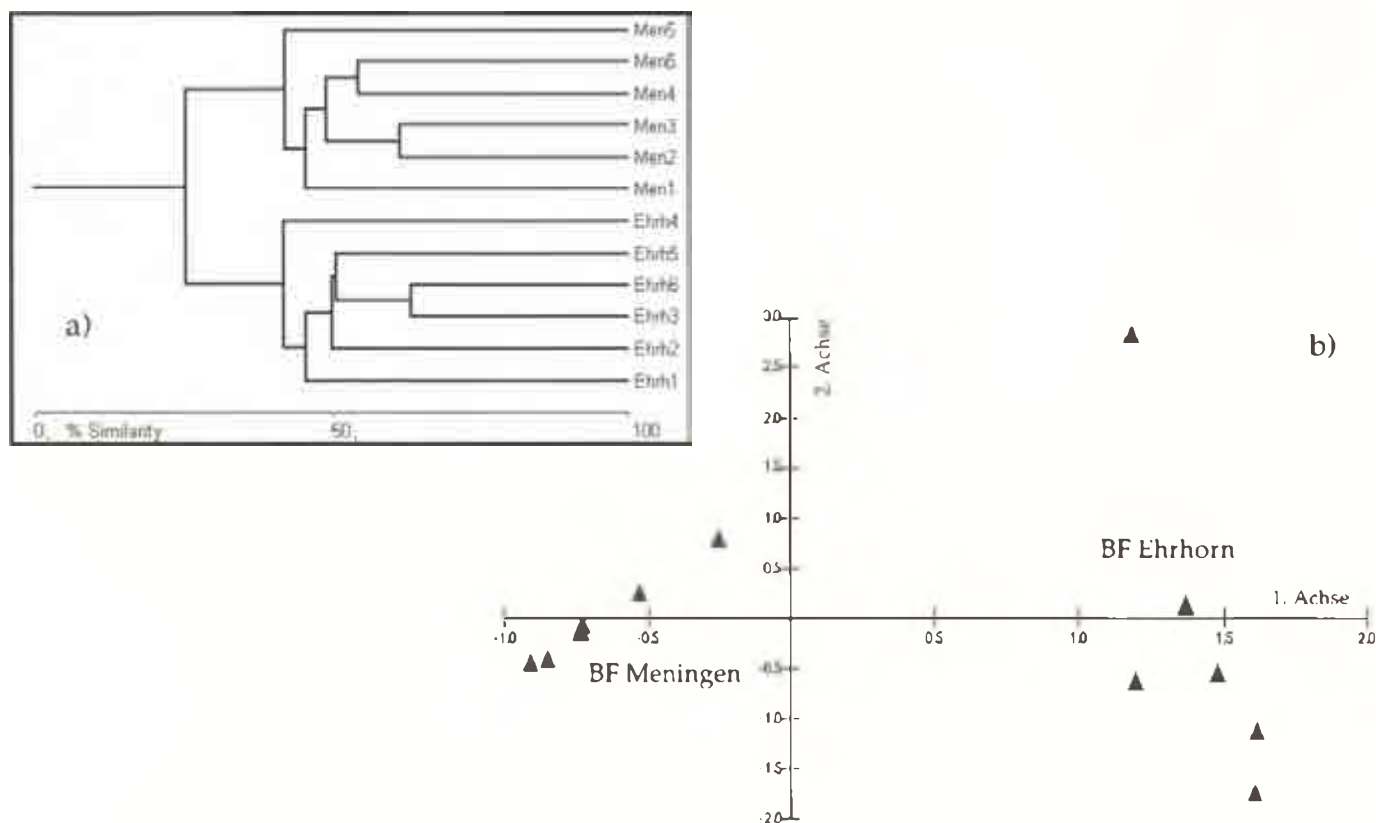


Abb. 8: Dendrogramm (a; Clusteranalyse mit Jaccard-Index) und Korrespondenz-Plot (b) der Bodenfallenfänge aus den untersuchten Naturwäldern im Forstamt Sellhorn.

Tab. 3. „Jaccard“-Werte (oberhalb der Diagonalen), Bray-Curtis-Werte ([1-BC], unterhalb der Diagonalen) und absolutelexklusive Artenzahl (relative Werte in Klammern) einzelner Methoden (gekästelte Diagonale) an den untersuchten Waldstandorten (berücksichtigte Artenzahl in Klammern, BAEKLO = offener Baumelektor, BOEKL = Boden-Photoelektor, BF = Bodenfalle; maximale Werte grau unterlegt).

	BAEKLO	BOEKL	BF
Ehrhorn (93)			
BAEKLO	46128 (49,5% 30,1%)	19,12	16,50
BOEKL	35,25	4115 (44,1% 5,4%)	51,60
BF	16,22	39,17	53117 (57,0% 18,3%)
Meningen (87)			
BAEKLO	58137 (66,7% 42,5%)	21,05	20,25
BOEKL	19,01	3415 (39,1% 5,7%)	51,06
BF	12,06	25,08	3718 (42,5% 19,2%)

die sechs eingesetzten Bodenfallen in Ehrhorn im Methodenvergleich die meisten Arten. Sowohl in Ehrhorn als auch in Meningen wurden mit dieser Methode die größten Individuenzahlen erfasst. Mit den sechs Boden-Photoelektoren von je 0,3 m² Standfläche wurden 42 % (Ehrhorn) bzw. 39 % (Meningen) der am Standort nachgewiesenen Arten erfasst, womit die Werte jeweils geringer sind als die der Bodenfallen. Hochgerechnet auf einen Quadratmeter wurden bei zufälliger Flächenauswahl in Ehrhorn 32,5 Arten pro Quadratmeter und in Meningen 25,5 Arten pro Quadratmeter mit den Boden-Photoelektoren ermittelt.

Mit dem an einer Buche angebrachten Baumelektor wurde in Meningen die im Methodenvergleich höchste Artenzahl ermittelt (67 % der am Standort nachgewiesenen Arten). Auch in Ehrhorn waren in nur einem Baumelektor fast die Hälfte (47 %) der Arten des Standortes zu finden.

Vergleicht man die mit den drei Methoden (Boden-Photoelektor, Baumelektor, Bodenfalle) erfassten Artenspektren mittels zweier Ähnlichkeitsindizes (Tab. 3), so zeigt sich die größte relative Übereinstimmung nach dem „Jaccard-Index“ jeweils zwischen den Bodenfallenfangen und denen der Boden-Photoelektoren. Die geringste Affinität besteht zwischen Bodenfallen und Baumelektoren. Da beim Jaccard-Index nur Präsenz-Absenz-Werte Berücksichtigung finden und Einzelindividuen so möglicherweise überbewertet werden, wurde zur Absicherung zusätzlich der Bray-Curtis-Index berechnet, bei dem auch Individuenzahlen berücksichtigt werden. Die Kalkulation dieser

Werte unterstreicht die Ergebnisse des Jaccard-Indexes. Nur in Ehrhorn zeigen Boden-Photo- und Baumelektoren nach dem Bray-Curtis-Index nahezu ähnlich hohe Affinitäten. Die Anzahl ausschließlich mit einer Methode am Standort erfasster Arten ist für die Baumelektoren stets am höchsten.

Die achtmal während der Vegetationsperiode durchgeführten Klopfänge erbrachten an beiden Standorten nur jeweils etwa 15 % des Artenspektrums. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Intensität der Anwendung dieser Methode als gering einzustufen ist.

4 Diskussion

4.1 Charakteristika der Spinnenzönosen

Die Artenzahl, die man als einfachstes Maß für die Diversität ansehen kann, ist ein wichtiges Maß bei der Beschreibung von Lebensgemeinschaften und vielleicht auch der beste Diversitäts-„Index“ (Brewer & Williamson 1994). Die Zahl an Araneidenarten weicht in naturnah bewirtschafteten Nadelwaldbeständen nicht grundsätzlich von der der Laubwaldbestände ab (Finch 2001a). Kiefernbestände sind allerdings in Niedersachsen bisher wenig untersucht, und ein Vergleich mit ostdeutschen Wäldern ist aufgrund biogeographischer Unterschiede nicht direkt möglich. Mit einem ähnlichen Methodenspektrum wie dem in der vorliegenden Untersuchung verwendeten stellte Schaefer (1980) in der Südheide bei Celle (Forstamt Lüb) in einem Biotopkomplex aus Brandflächen, Kiefernjungkultur und Kiefernstangenholz insgesamt 144 Spinnenarten fest.

Im Kiefernstangenholz allein waren lediglich 86 Spinnenarten nachzuweisen. Dem stehen in der vorliegenden Untersuchung 98 in Ehrhorn nachgewiesene Arten gegenüber.

Auch im Vergleich zu anderen in Niedersachsen untersuchten Waldflächen ergab sich für die Untersuchungsfläche im Naturwald Ehrhorn sowohl bei direktem Vergleich bzw. bei Verwendung des Rarefaction-Verfahrens eine hohe Artenzahl epigäisch lebender Spinnen (Finch 2001a). Dieser in der Sukzession weit vorangeschrittenen Kiefernwald weist also eine als hoch einzustufende Artendiversität auf, die auf eine vielfältigere Verzahnung der Teilhabensräume als in den anderen Naturwäldern zurückzuführen ist. Verschiedene Expositionen und bodennah unterschiedliche Licht- und Feuchteverhältnisse in dem auf Binnendünen stockenden Wald begünstigen die Ansiedlung zahlreicher Arten ebenso wie der kleinräumige Wechsel von Laub- oder Nadelgehölzen in der Strauchschicht. Zusätzlich dürften sich die starke Rohhumusaufgabe, der dichte Bodenbewuchs sowie die partiell vorhandene dichte Moosdecke günstig auf die Artenvielfalt auswirken. Für Käfer stellen Kretschmer & Schauer (1991) im Kiefernwald Ehrhorn ebenfalls höhere Diversitätswerte (nach Shannon-Wiener bzw. Brillouin) fest als in dem zum Vergleich herangezogenen Buchenwald Meningen. Sie führen dies auch auf die starke Strukturierung des Gebietes zurück. Die von ihnen außerdem untersuchten Dipteren zeigen eine stärkere Aggregation im Boden, so dass die Autoren eine starke Kompartimentierung in Kleinstlebensräumen annehmen. Diese These wird durch die Befunde der arachnologischen Untersuchungen gestützt.

Für Laubwälder wie das hier untersuchte Meninger Holz ergibt eine Literaturdurchsicht eine erhebliche Spanne der nachgewiesenen Artenzahlen. Dies dürfte vornehmlich auf die verwendeten Erfassungsmethoden und die Intensität der Erfassung zurückzuführen sein. Dumpert & Platen (1985) wiesen in einem Buchenwald, den sie über mehrere Jahre mit Bodenfallen, Quadratproben und Boden-Photoelektoren untersuchten, 95 Spinnenarten nach. Im Solling fand Albert (1982) bei intensiven mehrjährigen Untersuchungen mit verschiede-

denen Methoden in einem Buchenjungbestand 72 Arten und in einem Altbestand 93 Arten. In den von Finch (2001a) untersuchten Laubwäldern wurden Artenzahlen zwischen 40 (nur mit Bodenfallen untersucht) und 113 Arten (mit verschiedenen Erfassungsmethoden untersucht) ermittelt. Die aus Meningen vorliegende Zahl von 87 Spinnenarten liegt also in einem mittleren Bereich. Die im Vergleich zum Kiefernwald Ehrhorn geringere Artendiversität der epigäischen Spinnenarten dürfte vornehmlich auf die starke Beschattung und eine geringe Deckung der Krautschicht zurückzuführen sein.

In waldökologischen Untersuchungen werden von den in Wäldern auftretenden Lebensformen der Spinnen kleine Linyphiiden und andere **Deckennetz-Bauer** stets arten- und individuenreich festgestellt. Typisch für Laubwälder wie das Meninger Holz ist weiterhin eine hohe Dichte der zu den großen Spinnen gehörenden Arten der **Röhrennetz-Bauer**. Vor allem die weit verbreitete *Coelotes terrestris* zeigt, wie in der vorliegenden Untersuchung, in Laubwäldern eine hohe Aktivität an der Bodenoberfläche und gehört in Bodenfallen stets zu den dominanten Hauptarten (u.a. Dumpert & Platen 1985, Stippich 1986). Nach Sührig (1997) und eigenen Beobachtungen ist für diese Art das Vorhandensein von Sondersubstraten (z.B. Baumstümpfe, Totholzstrukturen oder Steine) bedeutend. Sie nimmt nicht nur große Anteile der Biomasse der auf dem Waldboden aktiven Spinnen ein, sondern macht auch einen Großteil des Stoff- und Energieflusses dieser Tiergruppe aus (Dumpert 1989). In Boden-Photoeklektoren werden Röhrennetz-Bauer meist weniger häufig festgestellt als in den die Aktivitätsdichte messenden Bodenfallen, da ihre Siedlungsdichte geringer ist als bei vielen kleinen Spinnen.

Hinsichtlich der **Biotopbindung** wurden an beiden Standorten typische Waldbiozonosen der Spinnen mit einem hohen Anteil an hygrophilen oder hygrobionten Waldarten festgestellt. Im trockenen Kiefernwald Ehrhorn konnten im Vergleich zu Laubwäldern kaum Unterschiede hinsichtlich der Artenanteile der ökologischen Anspruchstypen ermittelt werden. Arten offener Lebensräume sind in Ehrhorn nicht ver-

stärkt vertreten. Auf xerophile Spinnenarten entfallen ebenfalls keine höheren Anteile. Dies zeigt, wie weit sich die Artengemeinschaft dieses Standortes schon in Richtung Laubwaldzönose entwickelt hat und nicht einer möglicherweise erwarteten Zönose eines trockenwarmen, lichten Kiefernwaldes entspricht. Die Arachnidenzönose in Ehrhorn befindet sich, ähnlich wie die Gehölzvegetation des Gebietes (Griese 1999), in einem Umbruch von einer für Nadelwälder typischen Zönose zur Laubwaldzönose. Hingegen weisen andere Tierartengruppen noch erhöhte Anteile an thermophilen oder offelandsbewohnenden Arten auf (Kretschmer & Schauer mann 1991).

Unterschiede im Lichtregime und im Strukturangebot sind als zwei wesentliche Ursachen für die verschiedenen Spinnenzönosen von Laub- und Nadelwäldern zu nennen. Beide Faktoren sind für diese Tiergruppe als besiedlungsbestimmend bekannt. Für einige der typischen Spinnen bewaldeter Biotope wurden signifikant negative Korrelationen ihrer Vorkommen mit der Lichtintensität festgestellt (Alderweirdt & Pollet 1990). Besonders die Bodenstreu und deren Struktur hat darüber hinaus einen besiedlungsbestimmenden Einfluss auf die Spinnensynusie (vgl. Irmeler 1995). Während im Laubwald flachige, locker aufliegende Blattstreu vorhanden ist, bietet die nur oberflächlich lockere Nadelstreu bzw. die meist dichte Moosdecke der Nadelwälder einer anderen Artengemeinschaft Lebensraum.

4.2 Zur Araneidenfauna der Lüneburger Heide

Nach Schikora & Fründ (1997) sind aus dem Naturschutzgebiet Lüneburger Heide bisher 313 Spinnenarten bekannt. Allerdings liegt nur eine unvollständige Gesamtartenliste für das Gebiet der Lüneburger Heide (i.w.S.) bei Fründ (1994) vor. In dieser aus einer Literaturzusammenstellung und eigenen Erhebungen im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes hervorgegangenen Liste werden 302 Arten für das Gebiet der Lüneburger Heide aufgelistet. Folgende 21 Araneidenarten sind nicht in dieser Liste aufgeführt und werden an dieser Stelle erstmalig für die Lüneburger Heide genannt:

Centromerus arcanus, *C. incilium*, *Clubiona pallidula*, *Coriarachne depressa*, *Dismodicus bifrons*, *Euophrys erratica*, *Hahnna montana*, *Haplodrassus soerenseni*, *Lepthyphantes minutus*, *Maro minutus*, *Meioneta innotabilis*, *Micrargus apertus*, *Moebelia penicillata*, *Oedothorax gibbosus*, *Poeciloneta variegata*, *Robertus scoticus*, *Salticus zebraneus*, *Tapinocyba insecta*, *Theridion mystaceum*, *Thyreosthenius parasiticus* und *Walckenaeria nodosa*.

Damit sind bisher mindestens 323 Araneidenarten aus der Lüneburger Heide bekannt. Wie schon Schikora & Fründ (1997) angeben, ist davon auszugehen, dass über 400 Arten und damit 50–60 % der aus Nordwestdeutschland bekannten Araneiden in der Lüneburger Heide anzutreffen sind (vgl. Check-Listen von Finch 2001b, Fründ et al. 1994).

4.3 Rote-Liste-Arten

Der Anteil nachgewiesener Arten der Roten Liste ist relativ gering, da für Spinnen der Wälder und Forste generell eine geringere Gefährdung angenommen wird. Wenig anthropogen beeinflusste Lebensräume wie z.B. Moore oder Elemente der historischen Kulturlandschaft wie Heideflächen weisen heute aufgrund direkter Vernichtung oder geänderter Nutzungsweisen eine deutlich höhere Zahl bedrohter Arten auf. Dies gilt auch für die in den Heideflächen der Lüneburger Heide nachgewiesenen Araneiden (vgl. Schikora & Fründ 1997).

Nachfolgend werden die Arten der vorliegenden Untersuchung aufgelistet, die in der aktuellen Roten Liste der Webspinnen Deutschlands (Platen et al. 1998; in Niedersachsen existiert keine Rote Liste der Spinnentiere) geführt werden:

stark gefährdet: *Walckenaeria nodosa* (Ehrhorn, Meningen);

gefährdet: *Maro minutus* (Meningen);

Arten mit geographischer Restriktion: *Micrargus apertus* (Ehrhorn);

Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt: *Agyneta subtilis* (Meningen), *Hypomma cornutum* (Ehrhorn).

Abgesehen von diesen Rote-Liste-Arten befinden sich unter den nachgewiesenen Araneiden mehrere faunistische Besonderheiten. Da deren Seltenheit aber vornehmlich in der geringen

arachnologischen Untersuchungsintensität in Wäldern begründet ist („Nachweisseltenheit“), soll hier nicht näher auf diese Arten eingegangen werden.

4.4 Methoden der Naturwaldforschung

Mit den in der vorliegenden Untersuchung eingesetzten Erfassungsmethoden werden differierende Artenspektren erfasst. Die geringe Ähnlichkeit der Artenspektren, die mit Bodenfallen bzw. Baumelektoren erfasst wurden, lässt sich damit erklären, dass mit den Bodenfallen überwiegend bodenlebende Arten festgestellt werden, während Baumelektoren vermehrt Arten der Kraut- und Baumschicht erfassen. Da aus den Boden-Photoelektoren Mischproben von Fangen aus Kopfdosen und Bodenfallen ausgewertet wurden, liegt eine hohe Ähnlichkeit der Ergebnisse dieser Methode mit denen der Bodenfallen vor. In den Boden-Photoelektoren ist offensichtlich aufgrund des geringen Raumangebotes grundsätzlich von einer Durchmischung der Fauna verschiedener Straten auszugehen (Nährig 1991).

Da die Biodiversität in Wäldern seit einigen Jahren stark in den Mittelpunkt wissenschaftlicher Forschungsvorhaben gerückt ist (vgl. z. B. Dallmeier & Comiskey 1998, Schaefer 1996), soll im folgenden als „Ausblick“ auf die (vergleichende) Ermittlung der Biodiversität und damit auf die weitere faunistische Forschung in niedersächsischen Wäldern bzw. auf Aspekte der Tierarterfassung und die Problematik bei der Anwendung von Erfassungsmethoden eingegangen werden.

Neben der Forschung in bewirtschafteten Wäldern bietet gerade die von verschiedenen Institutionen (Forstliche Versuchsanstalt, Universitäten) betriebene Naturwaldforschung hervorragende Möglichkeiten, abgesehen von weiteren Zielen wie der Sukzessionsforschung, dem Vergleich Wirtschafts- und Naturwald usw. (Winter et al. 1999) auch die Biodiversität von Wäldern zu untersuchen. In Niedersachsen erfolgt Naturwaldforschung seit etwa 20 Jahren, wobei Schwerpunkte auf der Erarbeitung methodologischer Konzepte und auf waldbaulichen und vegetationskundlichen Untersuchungen lagen. Tierökologische Untersuchungen wur-

den bisher kaum durchgeführt, obwohl gerade in den nicht genutzten Wäldern Untersuchungen an nicht von Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen beeinflussten Populationen durchgeführt werden könnten (Winter et al. 1999). Auch wenn derzeit der finanzielle Förderrahmen gering ist, so bieten eventuell europäische Initiativen wie das CORINE- und FFH-Naturschutzprogramm Perspektiven, um zu einer geregelten Naturwaldforschung im zoologischen Bereich zu kommen (Bücking 1999).

Im Rahmen der zoologischen Naturwaldforschung würde eine **standardisierte Kombination verschiedener Methoden**, die in stets gleichem Umfang eingesetzt werden, einen Vergleich der Artenzahlen und weiterer Merkmale von Artengemeinschaften verschiedener Standorte stark vereinfachen (zur Notwendigkeit standardisierter Methoden in der Naturschutzforschung vgl. auch Holz & Kaule 1997). Da die festgestellten Artenspektren und Individuenhäufigkeiten in hohem Maß von den eingesetzten Methoden abhängen, sollte zumindest auf Landesebene in der Naturwaldforschung endlich eine Vereinheitlichung des einzusetzenden Methodenspektrums erreicht werden. Dies wäre auch eine Voraussetzung für die Integration zoologischer Aspekte in das seit längerem geplante Biomonitoring in einem Teil der niedersächsischen Naturwälder (Griese 1991, Spellmann 1997). So wären auch anhand zoologischer Ergebnisse die Veränderungen nach Nutzungsaufgabe und der Einfluss anderer anthropogener Belastungen zu dokumentieren.

Der Umfang des Methodeneinsatzes muss grundsätzlich so gewählt sein, dass eine für statistische Auswertungen ausreichende Datenbasis zur Verfügung steht.

Gleichzeitig müssen die Methoden in Monitoringvorhaben zur Biodiver-

sität die **Fauna repräsentativ** erfassen, wobei ein Erfassungsgrad von mehr als 70 % angestrebt werden sollte. Weiterhin sollten die Methoden (soweit möglich) **kostengünstig** sein und nur **geringe personenabhängige Fehler** aufweisen.

Das **Minimalprogramm nach Grimm et al. (1975)** liefert insgesamt einen guten Querschnitt durch die an einem Standort anzutreffende Spinnenfauna. Es ist beliebig reproduzierbar, und die Kombination von Bodenfallen, Boden-Photoelektoren und Baumelektoren erweist sich als sehr effizient. Durch die relativ geringe Zahl der Fallen eines Typs bei gleichzeitiger Anwendung von drei verschiedenen Erfassungsmethoden lassen sich stichprobenartig Erkenntnisse zur Biologie und Ökologie der Arachnofauna von (Natur-)Wäldern erzielen. Die einzelnen Methoden des Minimalprogramms erfassen jeweils nur Teile des vorhandenen Arteninventars und ergänzen sich sinnvoll. Da in der vorliegenden Arbeit jeweils ein Teil der Spinnenarten nur mit einer Methode nachgewiesen werden konnte, würde die Reduzierung um eine Methode die Erfassungsdefizite erheblich steigern. Andere vorgeschlagene Minimalprogramme (z. B. Duelli et al. 1990) sind für waldökologische Untersuchungen daher nicht in Betracht zu ziehen. Wie die vorliegenden Ergebnisse deutlich machen, sollte aus arachnologischer Sicht auf Bodenfallen nicht verzichtet werden (vgl. aber Winter 1991).

Eine Erhöhung der Intensität des Falleneinsatzes könnte nachgewiesene Erfassungsdefizite (vgl. Finch 2001a) auch bei einjähriger Untersuchungsdauer erheblich verringern. Im folgenden wird daher ein **erweitertes, für zukünftige Untersuchungen standardisiertes Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse nach Grimm et al. (1975)**, vorgeschlagen (Tab. 4). Dies dürfte die Qualität arach-

Tab. 4. Aus arachnologischer Sicht für den Einsatz in der Naturwaldforschung modifiziertes Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse nach Grimm et al. (1975) (angegeben sind Fallenzahlen je Untersuchungsstandort).

Bodenfallen	Boden-Photoelektoren	offene Baumelektoren	manuelle Methoden (Streifang, Handaufsammlungen etc.)
12	12	3-4	möglichst ½ h an jedem Leerungstermin der Fallen
Untersuchungsdauer: mindestens 2 Jahre			

nologischer und weiterer zoologischer Ergebnisse der (Natur-)Waldforschung deutlich verbessern. Durch die Entnahme ausreichender Stichprobengrößen waren auch umfassende Aussagen zur Biodiversität der Standorte und ein genauerer Vergleich zwischen diesen unter Verwendung entsprechender statistischer Verfahren möglich. Die derzeit überwiegend verwendete Zahl von sechs Boden-Phototeklektoren und sechs Bodenfallen ist teilweise für detaillierte Betrachtungen und statistische Auswertungen zu gering. Durch die Erhöhung von **Umfang, Vielfalt und Intensität** des Methodeneinsatzes waren ideale Voraussetzungen zur (langfristigen) Untersuchung der Biodiversität und weiterer zöologischer Fragen der Fauna in Wäldern zu schaffen.

In Abhängigkeit von der Fragestellung findet sich eine Vielzahl von Hinweisen über die in der Naturwaldforschung einzusetzende **Fallenanzahl** (vgl. u.a. Albrecht 1990, Dorow et al. 1992, Winter et al. 1999). Vielfach sind die vorgeschlagenen Fallenzahlen allerdings aus statistischen Gründen als zu niedrig anzusehen und dürften der in größeren Naturwäldern meist vorhandenen Strukturvielfalt nicht entsprechen. Eine wesentliche Verbesserung des Minimalprogramms nach Grimm et al. (1975) wird damit nicht erreicht. Angaben zu höheren Fallenzahlen machen z.B. Niemelä et al. (1986). Sie finden die von ihnen untersuchten Spinnen- und Laufkäferzönosen weitgehend homogener Waldbiotope in 15 Bodenfallen ausreichend repräsentiert.

Als Kompromiss zwischen Aussage-möglichkeit bzw. -scharfe und Arbeitsaufwand wird hier daher vorgeschlagen, zur Untersuchung der epigäischen Fauna **je Untersuchungsstandort 12 Bodenfallen und 12 Boden-Photoeklektoren** einzusetzen. Damit wurden gute Auswertungsmöglichkeiten zur Struktur und Artenzahl der epigäisch lebenden Zönosen erreicht. Durch zusätzliche Baumelektoren kann die Leistung des Minimalerfassungsprogramms für arachnologische Untersuchungen ebenfalls gesteigert werden. Vor allem Arten der höheren Straten, die mit dem Baumelektor nachgewiesen werden können, sind in den Fängen der Bodenfallen und Boden-Photoeklektoren unterrepräsentiert. Hier wird aufgrund der effektiven Fangleistungen der

Baumelektoren entsprechend Winter et al. (1999) der Einsatz von **drei bis vier Baumelektoren** je Untersuchungsstandort vorgeschlagen. Als weitere Ergänzung bietet sich die **Streifangmethode** an.

Neben der Anzahl von Fallen ist auch die **Untersuchungsdauer** zu berücksichtigen. Wie die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen zeigen (Dümpert & Platen 1985, Finch 2001a, Höfer 1986), ergeben sich für Spinnen in Wäldern zwischen einzelnen Jahren signifikante Fluktuationen der Fangzahlen. Durch eine Ausdehnung der zoologischen Erfassung im Rahmen der Naturwaldforschung auf mindestens zwei Jahre wurden die Auswirkungen solcher Fluktuationen auf die Erfassbarkeit einzelner Arten gemildert. Änderungen in der Zönosenstruktur z.B. im Zusammenhang mit Sukzessionsprozessen in Wäldern wären anhand von jeweils wenigstens zweijährigen Untersuchungen zweifellos besser erkennbar.

Wichtige Hinweise zur **Auswahl repräsentativer Untersuchungsstandorte in Naturwäldern** sind im Grunde genommen bereits in den jeweiligen Begründungen für deren Ausweisung enthalten (vgl. NFV 1997). So wird in Niedersachsen bei der Ausweisung von Naturwäldern durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt eine repräsentative Berücksichtigung der in diesem Bundesland vorhandenen Waldgesellschaften inklusive der Sonderbiotope angestrebt. Daraus ergeben sich die für die einzelnen Naturwälder relevanten Gesellschaften bzw. Biotop-typen. In diesen sollten die zoologischen Untersuchungen vorgenommen werden. Innerhalb dieser für den jeweiligen Naturwald repräsentativen Flächen sind möglichst mehrere Untersuchungsstandorte auszuwählen und mit dem oben vorgeschlagenen Methodeneinsatz zu beproben. Aufgrund der zumindest in großflächigen Naturwäldern vorhandenen Biotopvielfalt ist eine so vorgenommene Beschränkung auf weitgehend homogene Untersuchungsstandorte innerhalb eines Naturwaldes unerlässlich. Intensive Beprobungen repräsentativer Standorte sind also in den meisten Fällen gegenüber Erhebungen auf der gesamten Fläche einzelner Naturwälder vorzuziehen. Denn letztere können meist nur mit

zu geringen Stichprobengrößen vorgenommen werden und sind somit statistisch nicht auswertbar.

Spinnen sollten bei Untersuchungen in Naturwäldern aufgrund ihrer guten Eigenschaften als Zeigerorganismen zur Dokumentation von Sukzessionsverläufen und zur naturschutzfachlichen Bewertung stets mitbearbeitet werden (Blick 1999, Dorow et al. 1992, Winter et al. 1999). Das hier vorgeschlagene Erfassungsprogramm sollte möglichst noch um spezielle Methoden zur Erfassung der Totholzfauna ergänzt werden (Dorow et al. 1992, Köhler 1996, Winter 1991). Über das erheblich erweiterte Minimalprogramm hinausgehende umfangreichere Erfassungen mit weiteren Methoden (z.B. Farbschalen, Lufteklektoren, Lichtfanganlagen; Winter et al. 1999) wären zur Gesamtanalyse der Fauna von Naturwäldern erforderlich. Bei realistischer Einschätzung der Situation in Niedersachsen sind solche Forschungsvorhaben – anders als z.B. in Hessen (Flechtner et al. 1999, 2000) – derzeit aber wohl nicht zu verwirklichen. Die Integration des hier vorgeschlagenen Programms in bundesweite Monitoring-Vorhaben ist uneingeschränkt möglich und würde auch dort die zur Verfügung stehende Datenqualität entscheidend steigern (Thomas et al. 1995).

5 Zusammenfassung

In zwei Naturwäldern des Forstamtes Sellhorn wurden Untersuchungen zur Webspinnenfauna durchgeführt. Dabei kamen Bodenfallen, Boden-Photoeklektoren und Baum-Photoeklektoren sowie Klopffänge zum Einsatz. Insgesamt wurden 118 Arten aus 18 Spinnenfamilien (3591 Individuen) erfasst. Damit waren 17 % der aus Nordwestdeutschland bekannten Spinnenfauna in den Wäldern nachzuweisen. 21 Araneidenarten werden erstmalig für das Gebiet der Lüneburger Heide genannt. Nur fünf der nachgewiesenen Arten werden in der aktuellen Roten Liste Deutschlands geführt.

Die Baldachin- und Zwergspinnen stellen in beiden Wäldern jeweils etwa 60 % des Artenspektrums. Es handelt sich jeweils um typische Waldspinnen-zönosen, wobei 65 % der Arten eine Präferenz für bewaldete Standorte zeigen. Es dominieren jeweils an beiden

Standorten die Bewohner mittelfeuchter Laubwälder sowie die kleinen Arten mit einer Körpergröße unter 5 mm. Deckennetz-Bauer sind der an beiden Standorten am stärksten vertretene Lebensformtyp. Als sehr reich an Spinnenarten hat sich der in der Laubholzsukzession weit fortgeschrittene Kiefernwald in Ehrhorn erwiesen. Ein Vergleich der Effektivität der eingesetzten Erfassungsmethoden wird genutzt, um aus arachnologischer Sicht eine standardisierte Kombination verschiedener Methoden für zukünftige faunistische Untersuchungen in Naturwäldern vorzuschlagen.

Danksagung

Herr Dr. J. Schauer mann (Göttingen) überließ das Tiermaterial des Institutes für Zoologie und Anthropologie/Abteilung Ökologie der Universität zur Bearbeitung.

6 Literatur

- Achtziger, R., Nigmann, U., Zwölfer, H., 1992: Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 89–105.
- Albert, R., 1982: Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. – Hochschulverlag, Freiburg, 147 S.
- Albrecht, L., 1990: Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. – Naturwaldreservate in Bayern 1: 1–219.
- Alderweirdt, M., Pollet, M., 1990: Faunistics and ecology of the spider fauna (Araneae) of different woodland, heathland and grassland sites at „Vloetenveld“ (Zedelgem, West Flanders, Belgium). – Bull. Annls. Soc. r. belge Ent. 126: 151–163.
- Blick, T., 1999: Spinnentiere. – In: Schlumprecht, H. (ed.): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. – Veröff. VUBD 1: 147–160.
- Braun, R., Rabeler, W., 1969: Zur Autökologie und Phanologie der Spinnenfauna des nordwestdeutschen Altmoranen-Gebietes. – Abh. Senck. Naturforsch. Ges. 522: 1–89.
- Brewer, A., Williamson, M., 1994: A new relationship for rarefaction. – Biodiv. and Conserv. 3: 373–379.
- Bücking, W., 1999: Naturwaldreservate in Deutschland – Urwald von morgen. Rückblick – Ausblick. – NUA Seminarbericht 4: 21–31.
- Canard, A., 1990: Heathland spider communities, a functional group study. – Acta Zool. Fennica 190: 45–50.
- Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J., 1997: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen, 367 S.
- Dallmeier, F., Comiskey, J. A., 1998: Forest biodiversity research, monitoring and modelling – Unesco & The Parthenon Publishing Group, 671 S.
- Dorow, W. H. O., Flechtner, G., Kopelke, J. P., 1992: Naturwaldreservate in Hessen 3. Zoologische Untersuchungen – Konzept. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 26: 1–159.
- Drachenfels, O. von, 1994: Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz u. Landschaftspfl. in Niedersachsen A4: 1–192.
- Duelli, P., Studer, M., Katz, E., 1990: Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 32: 211–222.
- Dumpert, K., 1989: Lebensraum Buchenwaldboden – 7. Die Spinnen. – Verh. Ges. Ökol. 17: 83–88.
- Dumpert, K., Platen, R., 1985: Zur Biologie des Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. – Carlinea 42: 75–106.
- Feldmann, R., Grimm, V., Jeltsch, F., 1996: Stellungnahme zur naturschutzbezogenen Waldforschung in Deutschland. – Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 55–60.
- Finch, O.-D., 2001a: Zonologische und parasitologische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) niedersächsischer Waldstandorte. – Archiv zool. Publikationen 4: 1–199 + Anhang.
- Finch, O.-D., 2001b: Checkliste der Webspinnen (Araneae) Süd-Niedersachsens. – Braunschweiger Naturkd. Schr. 6: 375–406.
- Flechtner, G., Dorow, W. H. O., Kopelke, J. P., 1999: Naturwaldreservate in Hessen 5/2.1: Niddahänge östlich Rudingshain – Zoologische Untersuchungen I 1990–1992. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 32: 1–746.
- Flechtner, G., Dorow, W. H. O., Kopelke, J. P., 2000: Naturwaldreservate in Hessen 5/2.2: Niddahänge östlich Rudingshain – Zoologische Untersuchungen I 1990–1992. – Mitt. Hess. Landesforstverwaltung 32: 1–550.
- Fründ, H.-C., 1994: Untersuchung der Spinnen an ausgewählten Standorten im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. unveröff. Gutachten i. A. Plantago Dirk Bolte & Partner, Bremen, 56 S.
- Fründ, H.-C., Grabo, J., Reinke, H.-D., Schikora, H.-B., Schultz, W., 1994: Verzeichnis der Spinnen (Araneae) des nordwestdeutschen Tieflandes und Schleswig-Holsteins. – Arachnol. Mitt. 8: 1–46.
- Griese, F., 1991: Grundzüge und Rahmenbedingungen der Naturwaldforschung. – NNA-Berichte 4: 117–119.
- Griese, F., 1999: Waldsukzession auf Dünen sanden im niedersächsischen Tiefland am Beispiel des Naturwaldes Ehrhorner Dünen. – NUA Seminarbericht 4: 80–90.
- Grimm, R., Funke, W., Schauer mann, J., 1975: Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse: Untersuchungen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen. – Verh. Ges. Ökol. 2: 77–87.
- Hanstein, U., 1991: Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Menninger Holz“. – NNA-Berichte 4: 119–123.
- Hanstein, U., Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Aus dem Walde 40: 1–197.
- Höfer, H., 1986: Die Spinnengesellschaften von Fichtenforsten. Zonologische und populationsbiologische Untersuchungen. – Diplomarbeit, Univ. Ulm, 84 S.
- Holz, B., Kaule, G., 1997: Biotop- und Artenschutz in Deutschland – Eine Status-quo-Analyse der Forschungsprojekte. – Analytica, Berlin, 195 S.
- Irmeler, U., 1995: Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. – Faun.-Ökol. Mitt., Suppl. 18: 1–200.
- Jongman, R. H. G., Braak, C. J. F. ter, Tongeren, O. F. R. van (eds.), 1995: Data analysis in community and land-

- scape ecology. – Cambridge Univ. Press, New York, 299 S.
- Kohler, F., 1996: Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. – Schriftenr. LÖBF 6: 1–283.
- Kohls, K., 1994: Geobotanische Untersuchungen in Wäldern des Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide). – Diplomarbeit, Univ. Göttingen, 96 S. + Anhang.
- Kretschmer, K., 1990: Die Makrofauna (Coleoptera, Diptera) von Laub- und Nadelwäldern in Naturwaldreservaten im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit, Univ. Göttingen, 128 S.
- Kretschmer, K., Schauer mann, J., 1991: Zur Arthropodengemeinschaft zweier Naturwälder im Forstamt Sellhorn. – NNA-Berichte 4: 150–156.
- Nährig, D., 1991: Systematische Untersuchung der höheren Straten von Hecken mit verschiedenen Methoden, dargestellt am Beispiel der Spinnenfauna. – Beih. Verh. Ges. Ökol. 2: 97–106.
- Niemelä, J., Halme, E., Pajunen, T., Haila, Y., 1986: Sampling spiders and carabid beetles with pitfall traps: the effect of increased sampling effort. – Ann. Entomol. Fennici 52: 109–111.
- NFV [Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt] (ed.), 1997: Kurzinformation zum Thema Naturwälder in den Niedersächsischen Landesforsten. – unveröff. Manuskript, Göttingen
- Nyffeller, M., 1982: Die ökologische Bedeutung der Spinnen in Forst-Ökosystemen, eine Literaturzusammenstellung. – Anz. Schädlingsskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz 55: 134–137.
- Platen, R., Moritz, M., Broen, B. von, 1991: Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). – In: Auhagen, A., Platen, R., Sukopp, H. (eds.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforsch. S 6: 169–205.
- Platen, R., Blick, T., Sacher, P., Malten, A., 1998: Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz 55: 268–275.
- Schaefer, M., 1980: Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten – II. Spinnen und Weberknechte. – Forstwiss. Centralblatt 99: 341–356.
- Schaefer, M., 1996: Die Bodenfauna von Wäldern: Biodiversität in einem ökologischen System. – Akad. d. Wissensch u. d. Literatur, Abh. math.-naturwiss. Klasse 1996 (2): 1–81.
- Schikora, H.-B., Fründ, H.-C., 1997: Spinnen. – In: Cordes, H., Kaiser, T., Lancken, H. v. d., Lütkepohl, M., Prüter, J.: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Geschichte – Ökologie – Naturschutz. – Hauschild, Bremen: 297–306.
- Schmidt, W., Kohls, K., Garbitz, D., 1991: Die Untersuchung von Flora und Bodenvegetation in niedersächsischen Naturwäldern – Beispiele aus dem „Meninger Holz“ (Lüneburger Heide) und dem „Staufenberg“ (Harz). – NNA-Berichte 4: 138–144.
- Schultz, W., 1997: Spinnen (Arachnida, Araneida) anthropogener und naturnaher Biotope einer Agrarlandschaft im Raum Lingen/Ems. – Abh. Westf. Mus. Naturk. 59: 113–124.
- Spellmann, H., 1997: Entwicklung der Naturwaldforschung in den niedersächsischen Landesforsten. – Forst u. Holz 52: 523–524.
- Stippich, G., 1986: Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneida) eines Kalkbuchenwaldes: Bedeutung von Habitatstruktur und Nahrung. – Dissertation, Univ. Göttingen.
- Sührig, A., 1997: Die Spinnenfauna des Göttinger Waldes (Arachnida: Araneida). – Göttinger Naturkd. Schr. 4: 117–135.
- Thomas, A., Mrotzek, R., Schmidt, W., 1995: Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. – Angew. Landschaftsökol. 6: 1–151.
- Vite, J.-P., 1953: Untersuchungen über die ökologische und forstliche Bedeutung der Spinnen im Walde. – Z. angew. Ent. 34: 313–333.
- Weidemann, G., 1978: Über die Bedeutung von Insekten im Ökosystem Laubwald. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 1: 196–204.
- Wilson, J. B., 1999: Guilds, functional types and ecological groups. – Oikos 86: 507–522.
- Winter, K., 1991: Untersuchungen über die xylobionte Käferfauna in Niedersachsen. – NNA-Berichte 4: 157–162.
- Winter, K., Bogenschütz, H., Dorda, D., Flechtner, W. H. O., Graefe, U., Kohler, F., Menke, N., Schauer mann, J., Schubert, H., Schulz, U., Tauchert, J., 1999: Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. – IHW-Verlag, Eching, 61 S.

Anschrift des Verfassers

Dr. Oliver-D. Finch
 Universität Oldenburg
 FB 7 / AG Terr. Ökologie
 Postfach 2503 · D-26111 Oldenburg
 E-mail: oliver.d.finch@uni-oldenburg.de

Waldlaufkäfer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: von der Verbreitung zur populationsbiologischen Analyse (Coleoptera, Carabidae)

von Thorsten Aßmann, Jens Günther, Jörg Bresemann, Andrea Kopp,
Markus Persigehl und Boris Rosenkranz

1 Einleitung

Mitteuropäische Wälder weisen eine bewegte Geschichte auf. Mindestens seit dem Neolithikum werden sie vom Menschen genutzt. Waldweide, Holznutzung und Umwandlung in andere Lebensräume führten spätestens im Mittelalter und in der frühen Neuzeit zu einer starken Überformung der verbliebenen Waldreste (Kirby & Watkins 1998). Diese Entwicklung lässt sich besonders eindrucksvoll im Forstamt Sellhorn und den übrigen Bereichen des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“ nachvollziehen. Während von Natur aus die größten Flächen dieses Gebietes bewaldet wären, waren während der Kurhannoverschen Landesaufnahme in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts nur noch kleinflächige Reste vorhanden, die vor allem durch Heiden und Flugsanddünen und weniger durch Äcker oder Wiesen voneinander getrennt waren (Tempel 1994). In der Folge etablierte sich die moderne Forstwirtschaft, die (neben der Sukzession) zu einer starken Zunahme der Waldfläche in diesem Gebiet geführt hat. Heute sind vielmehr andere Lebensräume im Gebiet (z.B. Heiden) durch Wald fragmentiert.

Einige der stenotopen Waldarten sind wahrscheinlich während dieser historischen Phasen der Waldreduktion ausgestorben, weil die Eingriffe in ihren Lebensraum zu weitreichend waren. Andere konnten in den oft kleinflächigen und durch starke Nutzung intensiv überformten Waldresten überleben. Als sich die Lebensbedingungen für solche Taxa durch die Zunahme der Waldfläche verbesserten, breiteten sie sich zumindest teilweise aus und kolonisierten auch junge Wälder. Ein anderer Teil der stenotopen Arten verblieb jedoch ausschließlich oder weitgehend auf den Waldflächen, die eine Habitatkontinuität aufweisen. Dieses Szenario ist für

unterschiedliche Organismengruppen in Nordwest-Deutschland und anderen europäischen Regionen belegt, die eine vergleichbare Landschaftsgeschichte aufweisen (vgl. Peterken 1993, Desender et al. 1999, NNA-Berichte Band 3/94).

Auch für Laufkäfer in Nordwest-Deutschland konnte belegt werden, dass es (1) Reliktarten alter Wälder, die aus-

schließlich oder überwiegend in diesem Lebensraum vorkommen, und (2) Arten gibt, die auch regelmäßig in jungen Wäldern vorkommen (Aßmann 1999).

Im Untersuchungsjahr 1994 konnten wir feststellen, dass *Carabus glabratus*, der sich im Weser-Ems-Gebiet als Reliktart alter Wälder erwiesen hat, nur in einem Teil des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“ vorkommt. Im Folgejahr konnte dieses Verbreitungsmuster durch die Ergebnisse weiterer Fangstellen bestätigt werden. Dabei zeigte sich auch, dass *Carabus hortensis* ebenfalls nur in einem Teil des Gebietes vorkommt. Andere stenotope Waldarten (z.B. *Carabus problematicus*, *C. violaceus* und *C. auronitens*) hingegen konnten an allen Fangstellen nachgewiesen werden. Diese Unterschiede in den Verbreitungsmustern fordern eine Erklä-

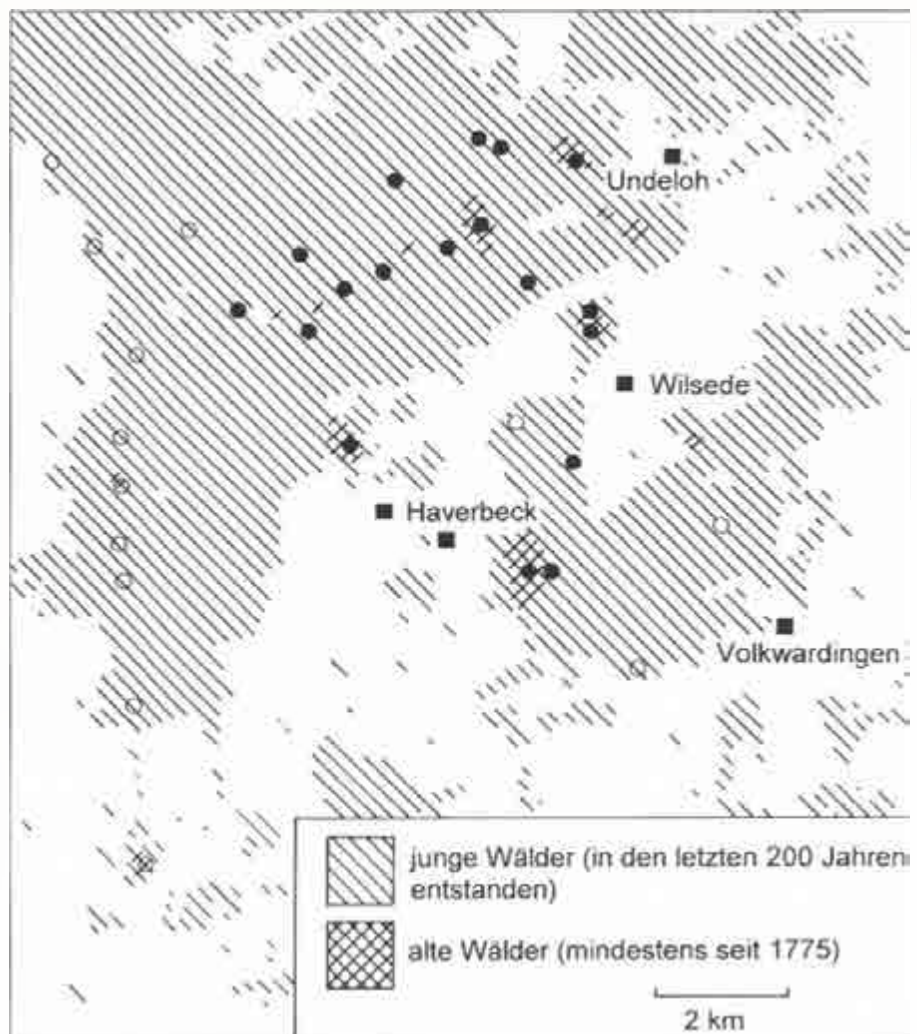


Abb. 1: Nachweise von *Carabus glabratus* im südlichen Teil des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“. Gefüllte Kreise kennzeichnen Fangstellen mit Nachweisen dieser Art, offene solche ohne Nachweise (nach Aßmann 1998).

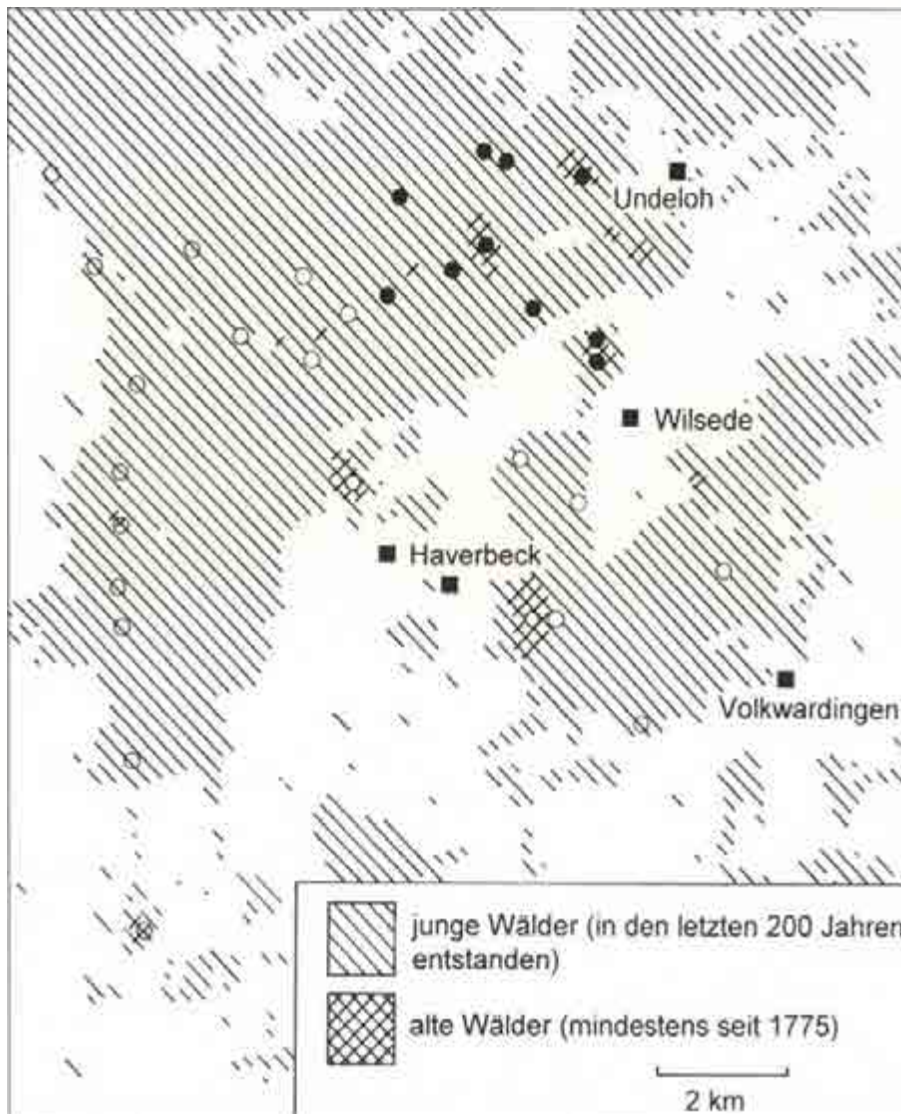


Abb. 2: Nachweise von *Carabus hortensis* im südlichen Teil des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“. Gefüllte Kreise kennzeichnen Fangstellen mit Nachweisen dieser Art, offene solche ohne Nachweise.

zung. Grundsätzlich lassen sie sich durch zwei Alternativen (und eine Kombination aus beiden) erklären: (1) Ökologische Gründe sind für die Verteilung der *Carabus*-Populationen verantwortlich. Danach würden sich die Wälder, in denen *C. glabratus* und *C. hortensis* vorkommen, durch besondere ökologische Bedingungen auszeichnen, die für die Arten essentiell sind und den nicht besiedelten Waldstellen fehlen. (2) Möglich ist jedoch auch, dass sich die Arten in ihrem Ausbreitungspotential unterscheiden bzw. sich noch im Prozess der Ausbreitung befinden. Um diesen Fragenkomplex beleuchten zu können, wurden seit 1994 unterschiedliche populationsbiologische Methoden eingesetzt.

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ liegt ca. 50 km südlich von Hamburg im Tiefland Nordwest-Deutschlands. Der größte Teil des Gebietes war vor ca. 200 Jahren noch entwaldet. Ausnahmen bildeten Bestände wie die Hanstedter Berge, das Heimbucher Holz, Hainköpen und die in ihren Ausdehnungen noch begrenzteren Hofgehölze (z. B. am Hof Möhr; Kurhannoversche Landesaufnahme 1764). Zu dieser Zeit waren die Wälder zudem stark degradiert und ähnelten nach heutigem Verständnis eher Gebüsch als Hochwäldern. Da vor wenig mehr als 200 Jahren ein Höhepunkt der Waldvernichtung erreicht war, ist es wahrscheinlich, dass

diese Gebiete seit längerer Zeit zuvor bewaldet waren. Heute liegen diese sich durch Waldkontinuität auszeichnenden Bestände als Inseln in einer Matrix, die erst in den letzten zwei Jahrhunderten aufgeforstet bzw. durch Sukzession in Wälder überführt wurde. Große Flächen wurden mit Kiefern (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet, z. T. gemischt mit Fichten (*Picea abies*). Nur an wenigen Stellen, auf ehemaligen Ackerböden, wurden auch Stieleichen (*Quercus robur*) gepflanzt (z. B. die heutige Dauerbeobachtungsfläche „Ehrhorn-Eiche“, s. Meeßenburg et al. 2002, in diesem Heft). Eine ausführliche Darstellung der Waldgeschichte ist Tempel (1994) zu entnehmen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Verbreitung ausgewählter Arten

An 31 Fangstellen wurde in den Jahren 1994 und 1995 die Verbreitung von *Carabus*-Arten bestimmt, die während des Hochsommers und Herbstes (Juli bis Oktober) aktiv sind. Dazu wurden Bodenfallen mit Rotwein auf Zellstoff als Köder zum Lebendfang eingesetzt (vgl. zur Methode Aßmann & Janßen 1999). Die Entfernung zwischen den Fallen betrug ungefähr 10 m. Die Zahl der eingesetzten Köderfallen schwankte zwischen 10 und 80. Die Fallen wurden mindestens zweimal pro Woche geleert. Waren alle waldbewohnenden *Carabus*-Arten an einer Fangstelle nachgewiesen, wurde die Fangstelle aufgelöst.

Die festgestellten Verbreitungsbilder sind den Abbildungen 1 bis 3 zu entnehmen. *C. hortensis* ist ausschließlich im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes nachgewiesen worden (westlich ungefähr bis zur Revierförsterei Heimbuch). Auch *C. glabratus* ist in seiner Verbreitung begrenzt: Die Art weist ebenfalls einen Schwerpunkt der Nachweise im Nordosten des Gebietes auf. Den Südwestrand erreicht sie bei Ehrhorn und in der Umgebung von Haverbeck. *C. problematicus* und *C. violaceus* konnten an allen Fangstellen nachgewiesen werden. (Eine Reihe weiterer waldbewohnender Laufkäfer wie *C. auronitens* weist ebenfalls diesen Typ von Fundnachweisen auf.)

Diese Verbreitungsmuster von *C. glabratus* und *C. hortensis* reflektieren nicht simpel Quantitäten ökologischer

Parameter. So konnte *C. glabratus* in Laubwäldern genauso nachgewiesen werden wie in dichten Fichtenbeständen oder alten Kiefernbeständen mit Laubbäumen in der Strauchschicht.

Auch besiedeln beide Arten sowohl alte als auch junge Wälder. Zudem konnte während der Untersuchungen im Hofgehölz Möhr gezeigt werden, dass *C. glabratus* in der Lage ist, sich dort zu reproduzieren. Vor dem Translokationsexperiment fehlte der Käfer in diesem Wald (Aßmann & Günther 2000).

3.2 Ausbreitungspotential

Das Ausbreitungspotential einer Art setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen (vgl. z.B. die Diskussion bei Niehues et al. 1996): Zweifellost ist (1) die Fähigkeit der einzelnen Individuen, die Herkunftspopulation zu verlassen und neue, vielleicht noch nicht besiedelte Habitate aufzusuchen, ein ganz wesentlicher Bestandteil. Nach dem Erreichen eines bisher noch nicht besiedelten Lebensraumes müssen die Gründerindividuen jedoch noch zwei weitere Voraussetzungen erfüllen: (2) die Nachkommen müssen in der Lage sein, sich zu finden. Sind nur wenige Individuen in den ersten Generationen nach der Initialbesiedlung vorhanden, kann es sein, dass sich die Reproduktionspartner nicht finden und die junge Populationen aufgrund einer zu geringen Reproduktionsrate wieder ausstirbt. Außerdem sollte (3) die Fähigkeit zu raschem Populationsgrößenanstieg entwickelt sein, denn besonders kleine Populationen unterliegen einem starken Aussterberisiko.

Zu diesen drei Komponenten des Ausbreitungspotentials liegen Untersuchungsergebnisse vor, die hier kurz vorgestellt werden sollen.

3.2.1 Das lokomotorische Verhalten

Die Bewegungsmuster von *C. glabratus* und *C. problematicus* wurden vergleichend mit Hilfe unterschiedlicher Methoden bearbeitet.

Radaruntersuchung

Im Hofgehölz Möhr wurden mit Hilfe des „Harmonic Radar“ die individuellen Bewegungsmuster von 35 *Carabus*-Indi-

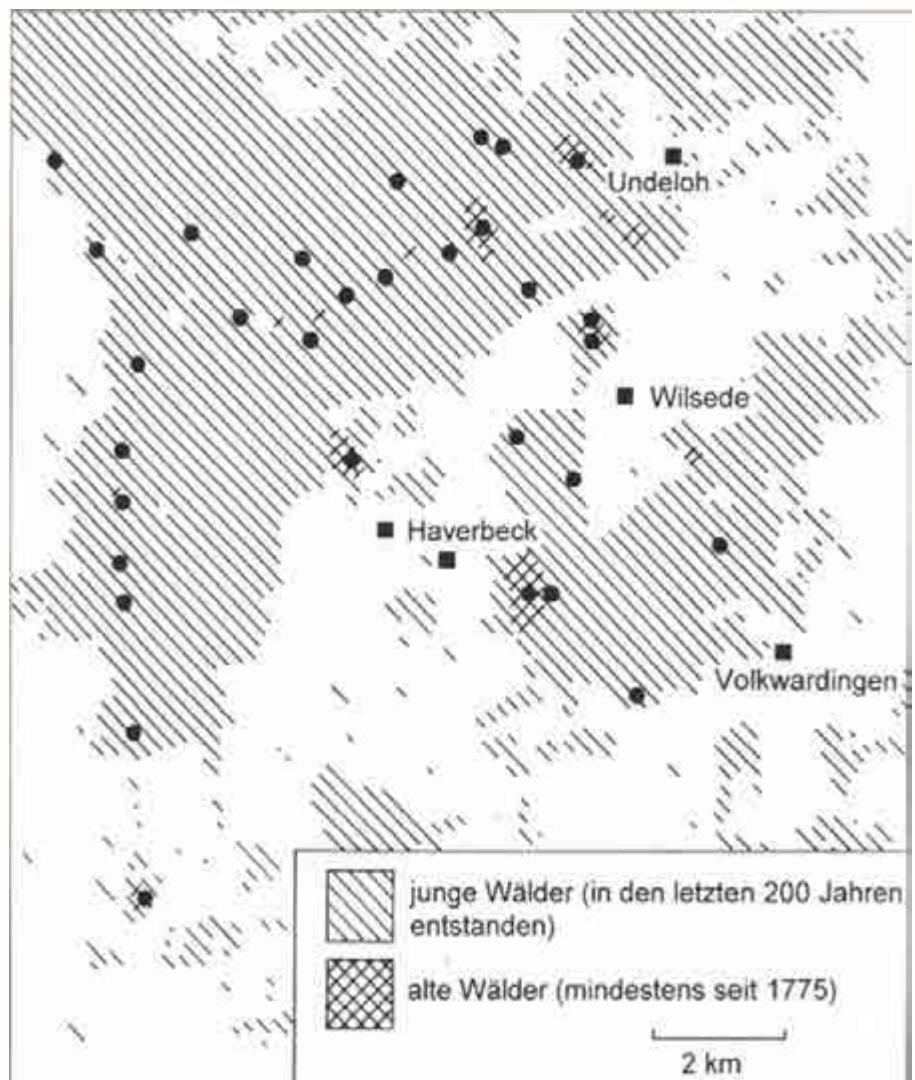


Abb. 3: Nachweise von *Carabus problematicus*, *C. violaceus* und *C. auronitens* im südlichen Teil des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“. Gefüllte Kreise kennzeichnen Fangstellen mit Nachweisen dieser Arten. An jeder Fangstelle wurden die drei Arten nachgewiesen.

viduen der beiden Arten ermittelt (Aßmann & Günther 2000). Dazu wurde den Käfern eine Diode (AA 119) mit Antenne zur Verstärkung auf die Elytren geklebt. Die so behandelten Käfer wurden ausgesetzt und ihre Position mit einem Recco-Gerät mehrmals pro Nacht geortet.

Eine ausführlichere Darstellung der Methode findet sich bei Mascanzoni & Wallin (1986) und Hockmann et al. (1989).

Die durchschnittlich pro Nacht zurückgelegten Wegstrecken der Individuen von *C. glabratus* und *C. problematicus* unterschieden sich signifikant (Aßmann & Günther 2000). *C. problematicus* erwies sich nach dieser Methode als die lauffaktivere Art.

Enclosure-Versuche

In einem Rundgehege mit einem Durchmesser von 20 m und einer in den Boden eingegrabenen Folie zur Begrenzung wurden *C. glabratus*- und *C. problematicus*-Individuen eingesetzt. In diesem im Hofgehölz Möhr errichteten Enclosure wurden die individuell markierten Käfer in unbeködeten Lebendfallen an der Innenseite der Folie gefangen, protokolliert und im Zentrum wieder ausgesetzt. Nach einer Vektoraddition konnten die resultierenden Vektorlängen und damit ein Maß für die lokomotorische Aktivität der beiden Arten ermittelt werden. Auch bei dieser Methode erwies sich *C. glabratus* als die weniger lauffaktive Art (Aßmann & Günther 2000).

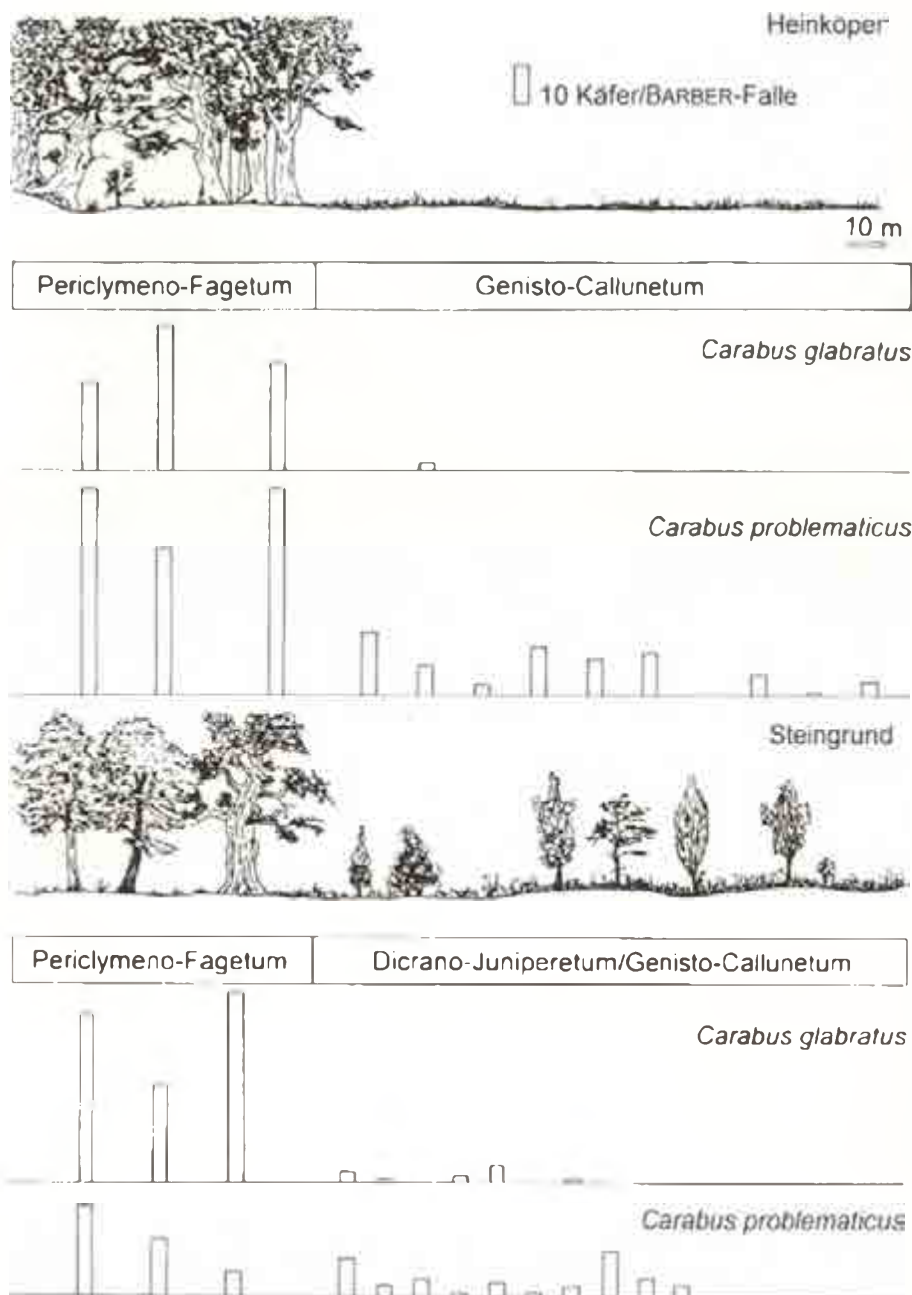


Abb. 4: Fangraten von *C. glabratus* und *C. problematicus* in zwei Wäldern (Periclymeno-Fagetum) und angrenzender Heide (Genisto-Callunetum) bzw. Wacholder-Heide (Dicrano-Juniperetum/Genisto-Callunetum) (aus Aßmann 1998).

Tab. 1. Fangraten von drei *Carabus*-Arten.

	<i>C. glabratus</i>	<i>C. hortensis</i>	<i>C. problematicus</i>
Fangrate Männchen in Fallen mit Käfern/			
Fangrate in Leerfallen	3,5	2,4	1,6
Fangrate Weibchen in Fallen mit Käfern/			
Fangrate in Leerfallen	5,3	2,5	3,0

Fänge außerhalb des Reproduktionshabitates

Im Steingrund und östlich von Hainköpen wurden Barberfallen-Transekte aus den Wäldern in einen Wacholderbestand mit Besenheide sowie in einen reinen Besenheide-Bestand hinein gelegt. Die Fangraten außerhalb der jeweiligen Waldbestände zeigen, dass *C. problematicus* im Vergleich zu *C. glabratus* die größere Tendenz aufweist, sein Reproduktionshabitat, den Wald, zu verlassen und in unbewaldete Lebensräume vorzudringen (Abb. 4).

3.2.2 Das Aggregationspotential

Zur Bestimmung der Fähigkeit, Gruppen zu bilden und damit eine geklumpfte Verteilung im Raum anzunehmen, wurden unbeködete Bodenfallen eingesetzt, die abwechselnd mit einem Weibchen und einem Männchen besetzt wurden sowie ohne einen Käfer geöffnet wurden. Am darauffolgenden Morgen wurden die Fallen geleert und die Tiere protokolliert. Mit dieser Methode lässt sich die Anlockung der beiden Geschlechter auf das andere Geschlecht und allgemein auf Artgenossen bestimmen. Erstaunlicherweise zeigen die drei untersuchten Arten (Tabelle 1) die Fähigkeit, Individuen der Art anzulocken. Dabei zeichnet sich eine leichte (oft nicht signifikante) Bevorzugung des anderen Geschlechts ab. Deutlicher ist jedoch, dass die mit Käfern besetzten Fallen im Durchschnitt höhere Fangraten beider Geschlechter aufweisen als die Leerfallen. Damit ist ein Aggregationsverhalten für diese Arten nachgewiesen. Für wenige weitere Laufkäferarten wurde ein vergleichbares Vermögen aufgedeckt (z. B. Luff 1986). Andere untersuchte *Carabus*-Arten zeichnen sich durch geschlechtsspezifische Anlockung aus (*C. auronitens*, *C. nemoralis*): Insbesondere die Weibchen locken die Männchen an (Baumgartner 2000).

Hinsichtlich des Aggregationsvermögens unterscheiden sich die untersuchten Waldarten offenbar deutlich voneinander: *C. glabratus* weist ein großes Potential auf, während die anderen beiden Arten (*C. hortensis* und *C. problematicus*) weniger aggregieren. Aus weiteren (hier nicht vorgestellten) Untersuchungen ergibt sich, dass auch *C. violaceus* in der Lage ist zu aggregieren.

3.2.3 Reproduktionsraten

Ein 1600 m² großer rechteckiger Enclosure wurde 1997 und 1999 zur Bestimmung von Populationsgrößen der vier *Carabus*-Arten *C. glabratus*, *C. hortensis*, *C. problematicus* und *C. violaceus* genutzt. Dazu wurden die Käfer in unbeködeten Bodenfallen gefangen, individuell mit Schleifmarken markiert und wieder im Enclosure freigelassen. Mit Hilfe des kumulativen Auftrags (und nach Jolly-Seber) können dann die Populationsgrößen bestimmt werden.

Tabelle 2 zeigt, dass die Individuendichten der vier Arten 1997 relativ niedrig waren, während sie zwei Jahre später deutlich anstiegen. Am größten war der Populationsgrößenzuwachs und damit die Reproduktionsrate bei *C. hortensis*. Damit ist eine Amplitude natürlicher Populationsgrößen-schwankungen in einer Dimension von einer Zehnerpotenz nachgewiesen worden.

3.3 Fluktuationen der Populationsgrößen

In einer Langzeituntersuchung seit 1994 bestimmt die Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz (NNA) und die Universität Lüneburg im Hofgehölz Mohr mit Bodenfallen das Ausmaß natürlicher Populationsgrößen-schwankungen waldbewohnender Laufkäfer.

In den ersten sieben Untersuchungsjahren konnten für einige Arten ausgeprägte, für andere schwächere Fluktuationen nachgewiesen werden (Abb. 5). Auffällig ist dabei, dass sich *C. problematicus*, der in der niederländischen Drenthe große Schwankungen zeigt (den Boer 1990), im Hofgehölz Mohr erstaunlich konstant hinsichtlich dieses Parameters verhält. Seine Populationsdynamik scheint damit in diesem Untersuchungsgebiet „gedämpft“ zu sein. Damit sollte die Wahrscheinlichkeit, kleine Populationsgrößen aufzuweisen,

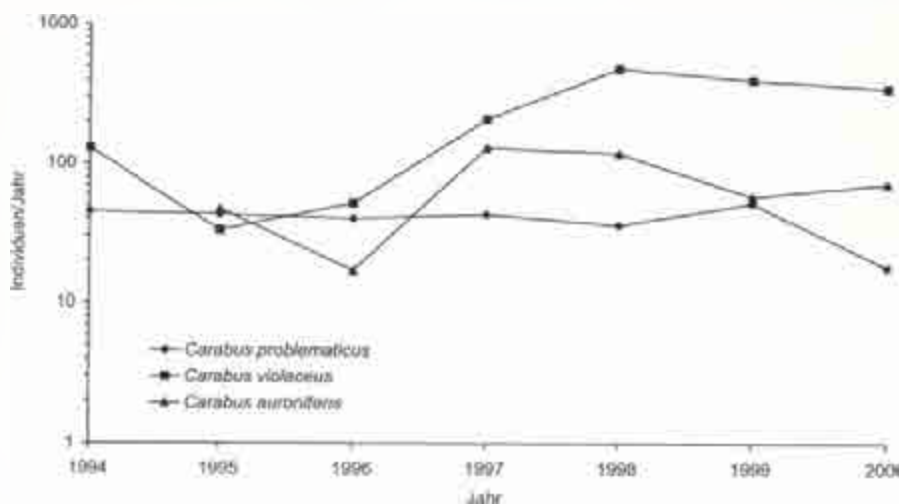


Abb. 5: Fangzahlen von drei *Carabus*-Arten im Hofgehölz Mohr.

geringer sein. Kleine Populationen unterliegen einem besonders großen Aussterberisiko (z.B. Aßmann & Härdtle 2002).

3.4 Genetische Differenzierung

Informationen zur Differenzierung und Variabilität können für das Verständnis von Ausbreitungs- und Kolonisationsvorgängen von großer Bedeutung sein. Grundsätzlich werden Allelfrequenzen durch vier Prozesse verändert: (1) Mutation, (2) Selektion, (3) Genfluss und (4) genetische Drift (Wright 1951). Die Mutationsraten für Allozym-Genloci und viele weitere Genloci sind mit Werte um 10^{-6} oder niedriger (Hartl & Clarks 1989) für die hier untersuchten Prozesse nicht von besonderer Bedeutung.

Welche Bedeutung die Selektion spielt, wurde mit Hilfe von zwei Enclosures im Hofgehölz Mohr untersucht (Abb. 6): Den individuell markierten Tieren wurde zu Beginn der Aktivitätsphase eine Hämolympheprobe entnommen, um den Genotyp am Glucosephosphat-Isomerase-Genlocus (GPI) zu bestimmen, der nach Literaturangaben häufiger einem direkten Selektionsdruck unterliegt (Mitton 1997). Während der Aktivitätsphase wurden Länge, Gewichtsentwicklung und Fangraten bestimmt, um Hinweise auf Fitnessunterschiede der GPI-Phänotypen zu erhalten.

Signifikante Unterschiede in den Fitness-Parametern konnten von uns für die GPI-Phänotypen nicht festgestellt werden. (Die Existenz von Selektion an

Tab. 2. Vergleich der Individuenzahlen (bezogen auf 1600 m²) von vier *Carabus*-Arten in einem Enclosure in Heinköpen in den Jahren 1997 und 1999.

Art	1997	1999
<i>C. glabratus</i>	7	58
<i>C. hortensis</i>	11	121
<i>C. problematicus</i>	9	34
<i>C. violaceus</i>	9	56



Abb. 6: Enclosure für das Studium von individuell markierten Tieren im Hofgehölz Mohr.

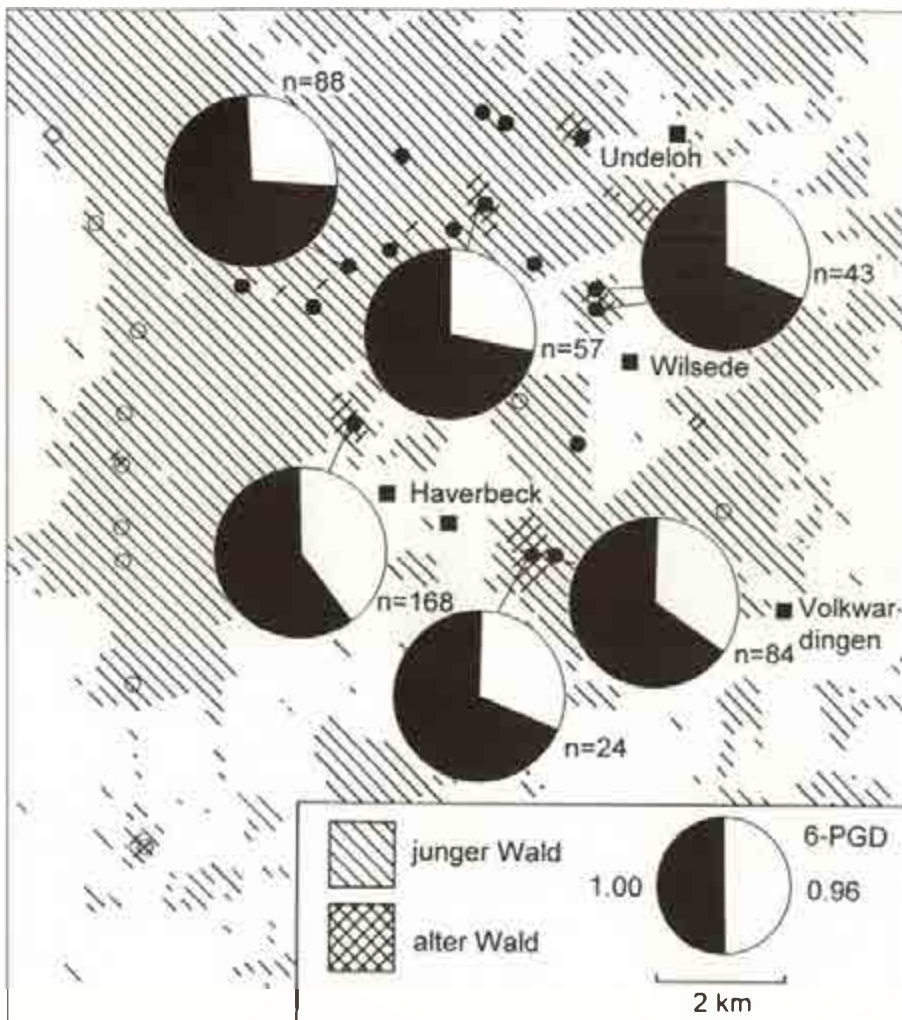


Abb. 7: Allelfrequenzen des 6-Phosphogluconat-Dehydrogenase-Genlocus in sieben lokalen *C. glabratus*-Populationen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ (aus Aßmann 1998).

diesem Genlocus können wir damit jedoch nicht ausschließen!) Als naheliegende Einflussgrößen für die Allelfrequenzen verbleiben damit die genetische Drift und der Genfluss. Beide Faktoren wurden in der Vergangenheit als wesentliche Determinatoren für Allelfrequenzen lokaler *Carabus*-Populationen innerhalb von Wäldern angesehen (Aßmann & Weber 1997, Reimann et al. 2002).

Durch ein individuenbasiertes Computer-Modell konnten Hinsch & Aßmann (2001) zeigen, dass auch bei einem Genfluss, wie er in natürlichen *Carabus*-Populationen vorkommt, genetische Differenzierungsmuster durch die Populationsdynamik entstehen können. Die Annahme von Selektion ist dabei nicht notwendig. Vielmehr zeigen die Simulationen, dass die Konsequenzen genetischer Drift auch bei Genfluss noch sichtbar sein können.

Allozym-Differenzierungsmuster wurden von uns an *C. glabratus*-, *C. violaceus*- und *C. problematicus*-Populationen durchgeführt. *C. hortensis*-Populationen zeichneten sich an den von uns untersuchten Enzymen durch fehlende oder nur geringfügige Variabilität aus.

Tab. 3. F-Werte für 15 *C. glabratus*-Populationen aus Nordwest-Deutschland (inkl. acht Populationen aus dem Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“) (nach Aßmann & Günther 2000). Die F-Werte stellen ein Maß für die Differenzierung der Populationen dar. Beträgt ein F-Wert „0“, sind die berücksichtigten Populationen genetisch identisch, beträgt er „1“ unterscheiden sich die Populationen maximal. ***: hochsignifikant ($p < 0,001$), *: signifikant ($p < 0,05$), n. s.: nicht signifikant. GPI: Glucose-phosphat Isomerase, PGDH: 6-Phosphogluconat-Dehydrogenase, EST-X: Esterase.

Genlocus	Alle 15 Populationen	Populationen aus dem Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“
GPI	0,130 ***	
PGDH	0,220 ***	<0,001 n.s.
EST-X	0,154 ***	0,003 *
Mittelwert	0,168	0,002

C. glabratus-Populationen weisen innerhalb des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“ nur geringe Differenzierungsprozesse auf (Tab. 3, Abb. 7). Dies steht im Gegensatz zu den anderen beiden *Carabus*-Arten, bei denen wir genetisch variable Genloci gefunden haben (*C. violaceus*, *C. problematicus*). Das bedeutet, dass der Genfluss und/oder die Populationsdynamik, die als wesentlicher Promotor der genetischen Drift anzusehen ist, bei den von uns untersuchten Arten differieren. Einen wesentlichen weiteren Hinweis können die genetischen Untersuchungen geben (mit Ausnahme von *C. hortensis*!): Starke genetische Unterschiede, die sich aufgrund von Gründereignissen durch einzelne oder doch zumindest wenige Individuen einstellen, treten bei diesen Arten (inkl. *C. glabratus*) wahrscheinlich nicht auf, da Populationen mit auffällig reduzierten Allelzahlen und stark abweichenden Allelfrequenzen nicht gefunden wurden. Sollten dennoch solche Ereignisse bei diesen *Carabus*-Arten auftreten, wurden diese genetischen Differenzierungsprozesse durch Genfluss nivelliert.

Ein Vergleich der genetischen Differenzierung von *C. glabratus*-Populationen aus dem Weser-Ems-Gebiet und der Lüneburger Heide macht zudem deutlich, dass die Reliktpopulationen dieser Art offenbar seit sehr langer Zeit voneinander separiert sind und sich eigenständig entwickelt haben. Im Weser-Ems-Gebiet treten in einigen Wäldern Allele auf, die in benachbarten (z. T. sogar in Sichtweite gelegenen) Wäldern nicht festgestellt wurden. Hier hat die lange Separationszeit zu einer eigenständigen genetischen Entwicklung geführt (Aßmann & Günther 2000).

3.5 Versuch einer populationsbiologischen Interpretation und Ausblick

Die untersuchten Waldarten haben bis vor ca. 200 Jahren in den wenigen verbliebenen Waldresten überlebt. In Frage kommen dabei für das Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ besonders die Hanstedter Berge sowie alte Wälder in der Umgebung von Undeloh und Wilsede (z. B. Hainkopen). Diese Annahme kann erklären, weshalb *C. glabratus* und *C. hortensis* im Süden und Westen des Untersuchungsgebietes fehlen. Vielleicht hat *C. hortensis* sogar weiter entfernt diese historische Zeit überdauert, da er bis heute nicht so weit im Gebiet verbreitet ist wie *C. glabratus*. Eine Überdauerung in den kleineren Hofgehölzen erscheint für beide Arten unwahrscheinlich.

Wahrscheinlich hat sich in den letzten 200 Jahren auch *C. problematicus* ausgebreitet, der sich durch besonderes Lokomotionsvermögen und die Tendenz, seinen Entwicklungsort zu verlassen, auszeichnet.

Die Ausbreitung erfolgte bei allen Arten (für *C. hortensis* nicht belegbar!) auf breiter Front ohne extreme Kolonisationsvorgänge durch wenige Individuen. Das ausgeprägte Aggregationspotential und die große Reproduktionsrate förderten vermutlich diesen Vorgang.

Die Unterschiede im lokomotorischen Verhalten¹ lassen vermuten, dass sie einen wesentlichen Beitrag zum differenzierten Ausbreitungspotential leisten. Eine relativ gedämpfte Populationsdynamik mag zudem auch von Vorteil sein, da hierdurch Extinktionsereignisse in den besiedelten Gebieten unwahrscheinlich sind.

Erstaunlich ist jedoch, dass *C. hortensis* noch nicht weiter im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ verbreitet ist. Nach Angaben südwestdeutscher Faunisten weist dieser Laufkäfer ein besonders großes Ausbreitungspotential auf. Von der Trappen (1920) waren in den 1910er Jahren lediglich Populationen aus der Umgebung von Ulm bekannt.

Bereits Ende der 1950er Jahre berichtet Horion (1959) von Funden ca. 80 km nordwestlich von Ulm in den Lowensteiner Bergen. In den 1990er Jahren führt Trautner (1992) Populationen aus der Umgebung von Heilbronn, Win-

nenden und Sigmaringen an. Damit ist der Käfer in der Lage gewesen, durchschnittlich eine Distanz von ungefähr 1 km pro Jahr zurückzulegen und zugleich Populationen aufzubauen. *C. hortensis* ist – wenn er in einem Wald auftritt – oft die häufigste Art in den Fallen (vgl. auch Günther & Aßmann 2000). Dass die Populationen zwischen Ulm und den aktuellen westlichen Fundorten in Südwest-Deutschland übersehen wurden, ist deswegen und wegen der Auffälligkeit des Käfers unwahrscheinlich.

Wenn *C. hortensis* auch im Untersuchungsgebiet ein vergleichbar großes Ausbreitungspotential aufweisen sollte, dürfte dies bedeuten, dass der Ausbreitungsvorgang durch wiederholte Kartierungen westlich der Revierforsterei Heimbuch dokumentiert und zugleich hinsichtlich Geschwindigkeit und Populationsaufbau quantifiziert werden kann.

Auch das Verbreitungsbild von *C. glabratus* und die festgestellten Eigenschaften lassen vermuten, dass diese Art sich noch in einem Ausbreitungsprozess befindet. Folgeuntersuchungen zur Verbreitung können auch für diese Art vielleicht Ausbreitungsprozesse aufdecken. Bei beiden Arten können ausbreitungsbiologische Parameter mit Standortparametern in Beziehung gesetzt werden (z. B. Bestandsgeschichte, forstliche Nutzungen) und so Hinweise für eine Entwicklung von Wäldern geben, die das Ausbreiten walddtypischer, epigaischer Arten in bisher noch nicht besiedelte Flächen fördern oder erst ermöglichen. In jedem Fall setzt die Analyse des Ausbreitungsvorganges dieser Arten langfristige Untersuchungen voraus.

4 Zusammenfassung

Die Verbreitung von vier *Carabus*-Arten in Wäldern des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“ wurde mit Koder-Fallen analysiert. Da ökologische Gründe für die unterschiedlichen Verbreitungsmuster unwahrscheinlich sind, wird das Ausbreitungspotential und die Ausbreitungsbiologie mit Radaruntersuchungen, Enclosure-Versuchen und genetischen Untersuchungen analysiert und verglichen. Der aktuelle Wissensstand wird im Hinblick auf eine Interpretation der Populationsgeschichte diskutiert.

5 Literatur

- Aßmann, T. (1998): Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz – Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 191–214.
- Aßmann, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). – Biodiv. Cons. 8 (11), 1499–1517.
- Aßmann, T. & Günther, J. (2000): Relict populations in ancient woodlands: genetic differentiation, variability, and power of dispersal of *Carabus glabratus* (Coleoptera, Carabidae) in north-western Germany. – In: Brandmayr, P., Lövei, G., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. und Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. – Sofia, Moscow: Pensoft Publishers, 197–206.
- Aßmann, T. & Härdtle, W. (2002): Naturschutzbiologie. – In: Härdtle, W. (Hrsg.): Naturwissenschaften, Studium der Umweltwissenschaften. – Berlin, Heidelberg, u.a.: Springer, 113–223.
- Aßmann, T. & Janssen, J. (1999): Effects of habitat changes on the endangered ground beetle *Carabus nitens* (Coleoptera: Carabidae). – J. Ins. Conserv. 3, 107–116.
- Aßmann, T. & Weber, F. (1997): On the allozyme differentiation of *Carabus punctatoauratus* Germar (Coleoptera, Carabidae). – J. Zool. Syst. Evol. Research 34, 33–43.
- Baumgartner, R. (2000): Sexual attraction in *Carabus auronitens* F.: males are lured by females. – In: Brandmayr, P., Lövei, G., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. und Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. – Sofia, Moscow: Pensoft Publishers, 139–145.
- Den Boer, P. J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64

¹ Erste morphologische Untersuchungen weisen darauf hin, dass sich *Carabus glabratus* und *Carabus problematicus* hinsichtlich ihrer Beinmorphologie unterscheiden, so dass vielleicht die Verhaltensunterschiede auch morphologisch begründet sind.

- carabid species with different powers of dispersal. – *J. evol. Biol.* 3, 19–48.
- Desender, K., Ervynck, A. & Tack, G. (1999): Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. – *Belg. J. Zool.* 129, 137–154.
- Günther, J. & Aßmann, T. (2000): Competition in the woodland? Phenology, body mass and body length of coexisting *Carabus* species – preliminary results (Coleoptera, Carabidae). – In: Brandmayr, P., Lövei, G., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. und Vigna Taglianti, A. (eds): Natural history and applied ecology of carabid beetles. – Sofia, Moscow: Pensoft Publishers, 185–195.
- Hartl, D. L. & Clark, A. G. (1989): Principles of population genetics. – Sunderland, Mass.: Sinauer.
- Hinsch, M. & Aßmann, T. (2002): Bottom-up creation of allele frequency differentiation in *Carabus auronitens*. In: Holker, F. (ed.): Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models. Urban und Fischer, Jena (in press).
- Hockmann, P., Schlömer, P., Wallin, P. & Weber, F. (1989): Bewegungsmuster und Orientierung des Laufkäfers *Carabus auronitens* in einem westfälischen Eichen-Hainbuchen-Wald (Radarbeobachtungen und Rückfangexperimente). – *Abh. Westf. Mus. Naturkde* 51 (1), 1–72.
- Horion, A. (1959): Bemerkungen zur Faunistik der württembergischen Käfer I. Carabidae (Laufkäfer). – *Jahreshefte d. Ver. F. vaterl. Naturkde in Württemberg* 114, 187–201.
- Kirby, K. J. & Watkins, C. (1998): The ecological history of European forests. – Cambridge: University Press.
- Luff, M. L. (1986): Aggregation of some Carabidae in pitfall traps. – In: den Boer, P. J., Luff, M. L., Mossakowski, D. und Weber, F. (eds): Carabid beetles: their adaptations and dynamics. – Stuttgart u.a.: Fischer, 385–397.
- Mascanzoni, D. & Wallin, H. (1986): The harmonic radar: a new method of tracing insects in the field. – *Ecol. Entomol.* 11, 387–390.
- Meesenburg, H., Mewes, K.-J. & P. Rademacher (2001): Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide. – *NNA-Berichte* 14 (2), 191–195.
- Mitton, J. B. (1997): Selection in natural populations. – Oxford University Press: Oxford, u.a.
- Niehues, F.-J., Hockmann, P. & Weber, F. (1996): Genetics and dynamics of a *Carabus auronitens* metapopulation in the Westphalian Lowlands (Coleoptera, Carabidae). – *Ann. Zool. Fennici* 33, 85–96.
- Peterken, G. (1993): Woodland conservation and management. – Chapman and Hall, London.
- Reimann, T., Aßmann, T., Nolte, O., Reuter, H., Huber, C. & Weber, F. (2002): The paleo-ecology of *Carabus auronitens* Fabricius: characterization and localization of glacial refugia in southern France and reconstruction of postglacial expansion routes by means of allozyme polymorphisms. – *Spektrum Akademi-*
- scher Verlag, Heidelberg, Berlin (in press).
- Tempel, H. (1994): Die Geschichte des historisch alten Waldes „Oberhaverbecker Holz“ im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide in den letzten 250 Jahren. – *NNA-Berichte* 3/94, 68–75.
- Von der Trappen, A. (1920): Die Fauna von Württemberg. Die Käfer I. – *Jahreshefte d. Ver. F. vaterl. Naturkde in Württemberg* 85, 242–257.
- Trautner, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col., Carabidae s.l.). – Margraf, Weikersheim.
- Wright, S. (1951): The genetical structure of populations. – *Ann. Eugenics* 15, 323–354.

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr. Thorsten Aßmann
Dipl.-Biol. Jens Günther
Dipl.-Biol. Markus Persigehl
Dipl.-Biol. Boris Rosenkranz
Institut für Ökologie und Umweltchemie
Universität Lüneburg
Scharnhorststraße 1
D-21332 Lüneburg
E-mail: assmann@uni-lueneburg.de

Dipl.-Biol. Jorg Bresemann
Dipl.-Biol. Andrea Kopp
Fachgebiet Ökologie
Fachbereich Biologie/Chemie
Universität Osnabrück
Barbarastr. 11
D-49069 Osnabrück

Zur Siedlungsdichte der Spechte in unterschiedlichen Waldbeständen des Forstamts Sellhorn im Naturschutz- gebiet „Lüneburger Heide“

von Jann Wübbenhorst

1 Einleitung

Spechte sind typische und auffällige Bewohner des Waldes. Vor allem aufgrund ihrer Hohlenbautätigkeit gelten sie als „Schlüsselarten“, von deren Vorkommen eine ganze Reihe von „Folgenutzern“ unter den Vögeln, Säugern und Wirbellosen abhängig ist (Johnsson et al. 1990; Mikusinski & Angelstam 1997; Scherzinger 1999). Aufgrund dieser Schlüsselfunktion und der engen Bindung an Strukturen und Eigenschaften, die unter Bedingungen unbeeinflusster Walddynamik besonders ausgeprägt vorhanden sind (z. B. alte Bäume, Totholz, Strukturdiversität; Mikusinski & Angelstam 1997) gelten Spechte als gute Indikatoren für „Naturnähe“ bzw. für Biodiversität in Wäldern (Scherzinger 1982; Short & Horne 1990; Rauh 1993; Angelstam 1998; Wubbenhorst & Sudbeck i. Dr.).

Angaben zu Vorkommen und Siedlungsdichte der Spechte im Forstamt Sellhorn finden sich u. a. bei Huppopp (1981), Hanstein & Sturm 1986, Sturm (1988) und Ellenberg (1989) und schließlich zusammenfassend bei Lutkepohl & Prüter 2000 (sowie Hallanzy & Hennig 2002, in diesem Heft). Besonders für die häufigen und in den geschlossenen Waldgebieten weit verbreiteten Arten Buntspecht (*Picoides major*) und Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) bestehen jedoch noch Kenntnislücken bezüglich ihrer Verbreitung und Häufigkeit im FA Sellhorn.

Im Rahmen des EU-LIFE-Projektes „Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry“, an dem sich Niedersachsen über die Forstliche Versuchsanstalt in Göttingen stellvertretend für Deutschland beteiligt (Merker & Spellmann 2000), wurden im Frühjahr 2000 in ausgewählten Untersuchungsgebieten der Lüneburger Heide und des Solling Erfassungen der vorkommenden Spechtarten durchgeführt (Wubbenhorst 2001,

unveröff.). Sie folgten hauptsächlich der Fragestellung, inwieweit mögliche Bezüge zwischen der Siedlungsdichte der Spechte und ausgewählten Bestandsmerkmalen eine Beurteilungsgrundlage gemäß dem Nachhaltigkeitskriterium „Biologische Vielfalt“ darstellen können. In der Lüneburger Heide lag der Schwerpunkt dabei auf Waldbeständen innerhalb des Forstamtes Sellhorn. Die Ergebnisse der Spechtkartierung im Forstamt Sellhorn und die Unterschiede in der Besiedlung der verschiedenen Bestände durch die Spechte sollen im Folgenden vorgestellt werden.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Insgesamt wurden in der Lüneburger Heide 12 Untersuchungsgebiete mit einer Gesamtfläche von 1822 ha kartiert (durchschnittliche Größe: 140,4 ha). Acht dieser Untersuchungsgebiete liegen innerhalb des Forstamtes Sellhorn (Tab. 1, Abb. 1). Sie wurden im wesentlichen nach Kriterien der Bestandesstruktur und der optimalen Größe für eine Spechtkartierung abgetrennt und decken sich daher nicht immer mit vorhandenen Flurbezeichnungen. Dies bedeutet u. a., dass beispielsweise die Gebiete „Meninger Holz“ und „Ehrhorner

Dünen“ die gleichnamigen Naturwaldparzellen (s. Köpsell 2001, in diesem Heft) zwar enthalten, jedoch zusätzlich angrenzende Bestände umfassen, die nicht als Naturwald ausgewiesen sind. Das Gebiet „Bullenberge/Ehrhorner Dünen“ wurde wegen seiner Größe für die Kartierung in zwei Teilgebiete, nämlich „Bullenberge“ und „Ehrhorner Dünen/Manchen Hoop“, aufgeteilt.

Kurzbeschreibungen der 8 Untersuchungsgebiete im FA Sellhorn:

1. Kiefernwald nördlich der Bullenberge

Mit Ausnahme eines kleinen Birkenstreifens durch junge Nadelwaldbestände, vor allem Kiefer mit beigemischter Fichte, geprägt. Viele Flächen wurden nach großen Sturmschaden in den 70er Jahren aufgeforstet, so dass heute 60 % der Bestände in die Altersklasse 2 (21–40 Jahre) fallen. Kleinflächig sind Kiefer- bzw. Kiefer-Fichte-Althölzer erhalten geblieben, besonders im Bereich des Jagdhauses (Abteilung 200 a 1). Insgesamt sind 99 % des Gebietes Nadelwald (etwa 80 % Kiefer und Fichte, 10 % Kiefer, 7 % Fichte, 2 % Larche).

2. Bullenberge und Ehrhorner Dünen

Zu knapp 60 % über 100 Jahre alte Kieferbestände aus der Heideaufforstung Ende des 19. Jahrhunderts, die heute zum Teil als Naturwald „Bullenberge“ ausgewiesen sind; darunter entweder Laubholz-Nachwuchs oder Kiefernaturverjüngung. Die sehr strukturreichen Teilgebiete „Ehrhorner Dünen“ und

Tab. 1. Größe und Höhenlage der Untersuchungsgebiete im Forstamt Sellhorn. Die durchschnittliche Flächengröße für die acht Gebiete beträgt 121,5 ha.

Bezeichnung	Nr. in Abb. 1	Fläche (ha)	Höhe ü.NN (m)
Kiefernwald nördl. der Bullenberge	1	121,3	60–65
Bullenberge/Ehrhorner Dünen	2	236,3	65–80
Meninger Holz	3	139,9	80–105
Karck-Berg und Altes Feld	4	134,3	80–120
Hainköpen	5	54,0	100–125
An der alten Wümme	6	122,7	70–75
Oberhaverbecker Holz	7	141,1	95–125
Wald bei Volkwardingen	8	141,1	80–95
Gesamt		1093,3	

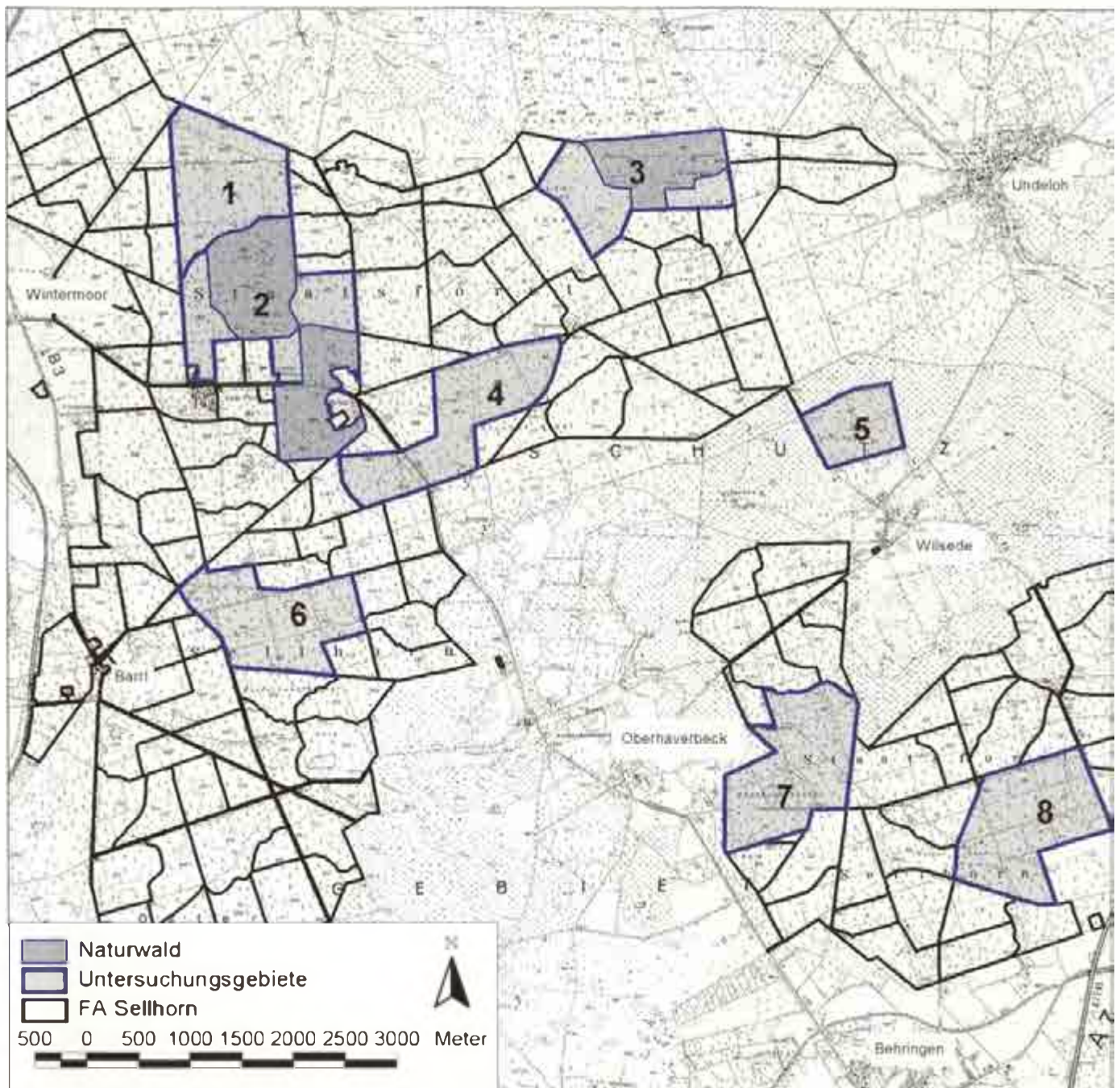


Abb. 1: Karte des Forstamtes Sellhorn mit den Untersuchungsgebieten (s. Tab. 1) und den Naturwäldern „Ehrhorner Dünen“, „Bullenberge“ und „Meninger Holz“.

„Manchen Hoop“ enthalten Naturwaldparzellen auf ehemaligen Wehsanddünen (Foto 1) sowie geringe Anteile sehr alter Buchen- und Eichenbestände, die aus ehemaligen Hofgehölzen der Siedlung Ehrhorn hervorgegangen sind. In weiten Teilen des Gebietes, vor allem aber in den Bereichen „Ehrhorner Dünen“ und „Manchen Hoop“, ist viel stehendes und liegendes Totholz vorhanden. 75 % der Bestände sind über 100 Jahre alt.

3. Meninger Holz

Der Naturwald „Meninger Holz“ macht 47 % des Gebietes aus. Bemerkenswert ist ein Bestand etwa 140 Jahre alter Eichen und Buchen. Hinzu kommen an älteren Wäldern ein 145 Jahre alter Kiefernbestand mit Fichte im Unterwuchs sowie einige alte Kiefern-Eichen bzw. Kiefern-Fichten-Bestände. Etwa 53 % des Gebietes sind durch 30 bis 50 Jahre alte Kiefern-, Kiefern-Fichten-, Kiefern-Lär-

chen- oder Kiefern-Birken-Bestände geprägt. Insgesamt 35,3 % über 100jährige Bestände.

4. Karck-Berg und Altes Feld

Etwa 20 % (vor allem der Bereich „Karck-Berg“) über 100 Jahre alter Kiefernwald aus der Heideaufforstung, großenteils mit Birken untermischt; weitere 20 % sind etwa 50 Jahre alter Kiefern- bzw. Kiefern-Birkenwald. Über 100 Jahre al-

ter Eichen- oder Eichen-Buchenwald, eines der wenigen Beispiele für eine gelungene Aufforstung ehemaliger Ackerboden mit Laubbaumen, macht etwa 23 % aus. Daneben finden sich über 100jährige Kiefern-Fichten-Bestände sowie in den 50er und 60er Jahren gepflanzte Nadelholz-Bestände aus Fichte, Lärche und Douglasie. Insgesamt sind 54% der Bestände über 100 Jahre alt.

5. Hainkopen

Dem Untersuchungsgebiet „Hainkopen“ kommt in mehrfacher Hinsicht ein Sonderstatus zu. Es handelt sich um eine Waldinsel inmitten der ausgedehnten Heideflächen um Wilsede und um das mit 54 ha mit Abstand kleinste Einzelgebiet in dieser Untersuchung. Ein großer Teil des heutigen „Hainkopen“ geht auf eine ehemalige „königliche Holzung“ zurück und weist z. T. sehr alte Buchen- und Eichenbestände auf. Zentral liegt der sogenannte „Zanderplatz“ (Abt. 47 c 0, Foto 2) mit etwa 240 Jahre alten Buchen – der einzige Buchenwald in der Zerfallsphase im NSG. Daneben findet man alte Kiefernbestände mit Fichte im Unterstand sowie 25–60 Jahre alte Pflanzungen von Eiche, Buche, Fichte, Lärche und Douglasie, die zusammen immerhin ein Drittel der Fläche ausmachen.

6. An der alten Wümme

Fast das gesamte Gebiet (knapp 96 %) ist durch 1899/1900 aufgeforstete Kiefernwalder mit unterschiedlichem Fichten-Anteil (oft fast im Verhältnis 1:1) charakterisiert, eine Teilfläche trägt etwa 50 Jahre alten Lärchen-Kiefernwald. Es befindet sich innerhalb eines größeren Waldkomplexes mit etwa gleicher Bestandsstruktur (Kiefern- und Kiefern-Fichten-Wälder).

Durch Windwurf und Borkenkäfer sind einige größere und kleinere Lücken entstanden. Die Fichten zeigen vielfach (Rotwild-) Schälsschäden und Rotfaule im unteren Stammbereich.

7. Oberhaverbecker Holz

Enthält einige Reste ehemaliger „königlicher Holzungen“ mit über 140 Jahre alten Buchen- und Eichenbeständen. Herausragend ist die Abteilung 34 b 0, ein teilweise in der Zerfallsphase be-



Foto 1: Untersuchungsgebiet 2, Naturwald Ehrhomer Dünen: Alteichen und -buchen mit Naturverjüngung von Buche und Ilex. Foto: W. Unkrig.



Foto 2: Untersuchungsgebiet 5, „Zanderplatz“ im Forstort „Hainkopen“. Zerfallsphase im Buchenwald. Foto: W. Unkrig.

findlicher Bestand aus 225jährigen Traubeneichen und Rotbuchen. Ansonsten eine große Vielzahl unterschiedlicher Waldtypen in beinahe allen Altersklassen, darunter recht großflächige Kiefern-Fichten- (23 %) sowie Eichen- (9 %) -Aufforstungen aus dem Ende des 19. Jahrhunderts. In die Eichenbestände ist später oft Rotbuche nachgepflanzt worden. Daneben gibt es jüngere (bis etwa 60 Jahre alte) Anpflanzungen von Buche, Eiche, Kiefer, Fichte, Lärche, Douglasie und sogar Küstentanne in unterschiedlicher Zusammensetzung, die

insgesamt etwa 42 % des Gebietes ausmachen. 51,6 % der Bestände über 100 Jahre alt.

8. Wald bei Volkwardingen

Charakteristisch sind die ca. 130 Jahre alten Kiefernbestände, die größtenteils mit etwa 80–85-jährigen Fichten gemischt sind und allein etwa 40 % ausmachen. Auf gut 16 % der Fläche stehen Lärchen- und Douglasien-Pflanzungen, zum Teil mit Kiefern gemischt. Andererseits gibt es gerade erst 10 Jahre alte

Pflanzungen überwiegend aus Traubeneiche und Rotbuche, so dass Teile des Gebietes zur Zeit kaum Waldcharakter haben.

In die Untersuchung wurden 4 weitere Gebiete außerhalb des Forstamtes Sellhorn mit aufgenommen, die hier jedoch nur kurz erwähnt werden sollen: ein Teil der „Döhler Fuhren“ zwischen Döhle und Wilsede (142,9 ha; Privatwald, Eigentümer VNP), ein Waldgebiet zwischen der Töpsheide und der nördlichen Weseler Heide (240,1 ha; Privatwald; FBG Egestorf-Hanstedt), ein Gebiet im Bereich „Fahlenberg“ und „Heimbucher Heide“ zwischen Wehlen und Meningen (186,2 ha; KFA Soltau), alle innerhalb des NSG „Lüneburger Heide“, sowie der „Toppenstedter Wald“ (162,1 ha; KFA Soltau) zwischen Hanstedt und Garlstorf etwa 5 km östlich des NSG.

Methode der Spechtkartierung

Die Erfassung der Spechte erfolgte mit Hilfe einer abgewandelten Form der allgemein zur Siedlungsdichtebestimmung gebräuchlichen Revierkartierungsmethode (Bibby, Burgess et al. 1995). Je Untersuchungsgebiet wurden im Frühjahr 2000 drei Begehungen durchgeführt, nach Möglichkeit im Abstand von etwa 14 Tagen. Da die Lautäußerungen der Spechte i. a. recht weit zu hören sind (Ausnahme: Hackgeräusche) und andererseits die vollständige Begehung an einem Vormittag möglich sein muss, wurde ein maximaler Abstand zwischen zwei Begehungstransekten von etwa 300 m gewählt. In der Praxis ist es aus verschiedenen Gründen sinnvoll, anstatt der Idealtransekte so weit möglich das vorhandene Wegenetz zu nutzen. Als Kartierungsgrundlage dienten forstliche Grundkarten im Maßstab 1:10000. Bei sehr schlechtem Wetter (Windstärken >4 und/oder starker Regen) wurden keine Kartierungen durchgeführt.

Die Siedlungsdichten der „kleinen“ Arten (Buntspecht, Kleinspecht *Picoides minor*) werden in Rev./10 ha, die der „großen“ Arten (Schwarzspecht, Grünspecht *Picus viridis*) in Rev./100 ha angegeben.

Analyse der Daten

Für die Charakterisierung der Untersuchungsgebiete bzw. der einzelnen Be-

stände wurden die Daten der aktuellen Forsteinrichtung von 1998 herangezogen. Damit wurde auch die Gliederung in Abteilungen, Unterabteilungen und Unterflächen übernommen. In vielen Unterflächen sind außerdem Hilfsflächen mit abweichender Bestockung ausgewiesen, die jedoch nicht in den vorhandenen Karten verzeichnet sind. Die Auswertung der Forsteinrichtungsdaten und die Verschneidung mit den bei der Spechtkartierung gewonnenen Daten kann daher nur auf der Ebene der Unterflächen erfolgen. Die Vorgehensweise bei der Einarbeitung der Forsteinrichtungsdaten und die dabei entstehenden Probleme sind an anderer Stelle ausführlich beschrieben (Wübbenhorst 2001 unveröff.).

Für die Analyse der Auswirkungen bestimmter Bestandeseigenschaften auf die Siedlungsdichte der Spechte müssen die Spechtreviere vereinheitlichten Waldtypen zugeordnet werden. Dies ist jedoch wegen der Größe der Spechtreviere in den z. T. stark strukturierten Waldgebieten im Forstamt Sellhorn kaum möglich. Die Nutzung einzelner Bestände durch die Spechte kann außerdem sehr stark davon abhängen, welche Bestandsformen sich in der Nachbarschaft befinden. Darüber hinaus nutzen Spechte z. T. sehr unterschiedliche Waldhabitats zur Anlage ihrer Bruthöhlen einerseits und zur Nahrungssuche andererseits.

Die Auswertung der Spechtbeobachtungen erfolgt in der vorliegenden Arbeit daher parallel auf zwei räumlichen Ebenen, nämlich auf der Ebene der Bestände (hier: der forstlich definierten Unterflächen) und auf der Ebene zusammenhängender Wälder, der Untersuchungsgebiete (vgl. McLaren, Thompson et al. 1998; Thompson & Angelstam 1998).

Für die Untersuchungsgebiete wurden die Revierzahlen der einzelnen Spechtarten ermittelt, aus denen sich die Siedlungsdichten (Abundanzen) berechnen lassen. Die Untersuchungsgebiete können dann im Hinblick auf Zusammenhänge zwischen Eigenschaften des Waldes (z. B. Anteile bestimmter Altersklassen) und den Abundanzen der Spechte verglichen werden.

Auf der Ebene der Unterflächen ist eine Auswertung über die Siedlungsdichte wie gesagt nicht möglich. Hier wurden stattdessen die im Untersu-

chungszeitraum gesammelten Einzelbeobachtungen herangezogen. Für jede Unterfläche (bzw. für eine Summe von Unterflächen mit gleichen forstlichen Parametern) kann so eine „Beobachtungsdichte“ ermittelt werden (die Anzahl der Einzelbeobachtungen geteilt durch die Flächensumme der zusammengefassten Unterflächen, ausgedrückt in Beobachtungen/ha), anhand derer sich verschiedene Gruppierungen von Unterflächen mit ähnlichen Bestandeseigenschaften vergleichen lassen.

In dieser Arbeit soll die „Beobachtungsdichte“ von Spechten auf Flächen verschiedener Baumartenzusammensetzung sowie verschiedenen Bestandesalters (Altersklasse des Hauptbestandes) verglichen werden.

Um die Vielfalt der unterschiedlichen Bestände auf Grundlage der Forsteinrichtungsdaten anschaulich darstellen zu können, wurde für jede Unterfläche ein Waldtyp definiert, der sich in erster Linie aus der Hauptbaumart bzw. den beiden dominierenden Baumarten einer Fläche ergibt. Die hier verwendeten Waldtypen ähneln den forstlich definierten Bestandestypen, sind mit diesen jedoch nicht immer identisch. Die Kurzdefinitionen der Waldtypen sind im Anhang dargestellt, für weitere Details muss hier auf den Teilprojekt-Bericht (Wübbenhorst 2001 unveröff.) verwiesen werden.

Für das Alter der Bestände wurde die in Niedersachsen übliche forstliche Aufteilung in die Altersklassen 1 bis 9 übernommen (1 = 1 bis 20 Jahre, 2 = 21 bis 40 Jahre, ..., 9 = mehr als 160 Jahre). In Beständen der Altersklassen 1 und 2 finden sich häufig noch Überhälter. Da diese die Bedeutung einer Fläche für Spechte meist weit stärker beeinflussen als der viel jüngere Hauptbestand, wurden nur Flächen ohne Überhälter ausgewertet.

Die Verschneidung der Spechtdaten mit den Daten der Forsteinrichtung wurde mithilfe eines Geographischen Informationssystems (ArcView 3.2) durchgeführt.

3 Ergebnisse

Insgesamt konnten vier Spechtarten nachgewiesen werden: Buntspecht, Kleinspecht, Grünspecht und Schwarzspecht. Bunt- und Schwarzspecht waren in allen acht Untersuchungsgebieten

Tab. 2. Ergebnisse der Revierkartierung im Forstamt Sellhorn in der Übersicht: vorkommende Spechtarten und Siedlungsdichten.

Untersuchungs- gebiet	Nr. in Abb. 1	Fläche ha	Buntspecht		Schwarzspecht		Grünspecht		Kleinspecht		Alle Arten	
			Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha	Rev.	Rev./ 10 ha
Ki-Wald N Bullenb.	1	121,3	6	0,49	1	0,82					7	0,58
Bullenberge	2	152,1	17	1,12	2	1,31					19	1,25
Erh. Dünen, M. Hoop	2	84,2	10	1,19	1	1,19	1	1,19			12	1,43
Meninger Holz	3	139,9	16	1,14	2	1,43					18	1,29
Karck-Berg/Altes F.	4	134,3	16	1,19	1	0,74					17	1,27
Hainköpen	5	54,0	10	1,85	1	1,85	1	1,85			12	2,22
A. d. alten Wumme	6	125,3	14	1,12	1	0,80					15	1,20
Oberhaverb. Holz	7	141,1	14	0,99	2	1,42	1	0,71	1	0,07	19	1,35
Wald bei Volkward.	8	141,1	8	0,57	1	0,71					9	0,64
Summe/Durchschnitt		1093,3	112	1,02	12	1,10	3	0,27	1	0,01	128	1,17

vertreten, der Grünspecht in dreien, der Kleinspecht lediglich in einem.

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse der Kartierung in der Übersicht.

3.1 Zu den Ergebnissen in den einzelnen Untersuchungsgebieten

1. Kiefernwald N Bullenberge

Die Siedlungsdichte des Buntspechtes liegt mit 0,49 Revieren/10 ha im unteren Bereich der in der Lüneburger Heide festgestellten Werte. Schwarzspechte wurden über das ganze Gebiet verteilt registriert, mit deutlichem Schwerpunkt auf den beiden (Kiefer-Fichte-)Altholzinseln.

2. Bullenberge und Ehrhorner Dünen

Die Buntspechtdichte ist mit 1,14 Revieren/10 Hektar eine der höchsten in dieser Untersuchung, wobei das Gebiet mit der höchsten Siedlungsdichte (Hainköpen) aufgrund seiner deutlich geringeren Größe nicht direkt vergleichbar ist. Auch der Schwarzspecht ist überall häufig anzutreffen. Im Randbereich bei Ehrhorn ein Grünspechtrevier.

3. Meninger Holz

Die Beobachtungen von Bunt- und Schwarzspecht konzentrieren sich in erster Linie auf die alten (Misch-)Bestände von Eiche, Buche, Kiefer und Fichte. Die jüngeren Kiefern- bzw. Kiefern-mischbestände (mit Birke, Lärche oder Fichte) sind weniger besiedelt, jedoch wurden hier v.a. im März noch häufig Buntspechte an (Kiefern-)Zapfenschmieden angetroffen.

4. Karck-Berg und Altes Feld

Auch dieses Gebiet weist eine hohe Siedlungsdichte des Buntspechtes auf, wobei die Verteilung der Reviere sehr ungleichmäßig ist. Im nördlichen Teilbereich des Gebietes (Abteilungen 65, 66 und 67), wo alte Eichen-, Eichen-Buchen- und Kiefern-Fichtenwälder dominieren, ist die Abundanz mit 1,5 Rev./10 ha besonders hoch, während die jungen Kiefern- und Birken-Kiefernwälder der Abteilungen 67 und 164 kaum besiedelt sind. Schwarzspechte wurden ebenfalls vor allem in den genannten alten Laubwaldbereichen beobachtet, daneben auch im alten Kiefernbestand des „Karck-Berges“.

5. Hainköpen

Der Buntspecht wurde in den über 100 Jahre alten Buchen-, Eichen-, Buchen-Kiefern- und Kiefern-Fichten-Beständen sehr häufig beobachtet, der Schwarzspecht hingegen nur im Buchenwald. Daneben war ein Grünspecht-Revier vorhanden. Die jungen Bestände des Gebietes wurden von allen drei Arten kaum genutzt.

6. An der alten Wumme

Der weitgehenden Gleichförmigkeit des Gebietes entsprechend sind auch die Spechtbeobachtungen gleichmäßig verteilt. Die Buntspechtdichte ist relativ hoch (1,12 Rev./10 ha).

7. Oberhaverbecker Holz

Die meisten Buntspechtbeobachtungen

gelangen in den Buche-Eiche-Mischbeständen, der Schwarzspecht wurde fast im gesamten Gebiet sehr häufig beobachtet. In der Abteilung 34 b 0 (mehr als 200 Jahre alte Eichen und Buchen, teilweise im Zerfall, viel Totholz) wurden besonders viele Spechte aller 4 Arten beobachtet, also auch der Grün- und der Kleinspecht.

8. Wald bei Volkwardingen

Die Siedlungsdichte des Buntspechtes ist vergleichsweise gering. Der einzige großflächig vorhandene Waldtyp mit über 100-jährigen Bäumen, der Kiefern-Fichtenwald, ist etwas dünner besiedelt als vergleichbare Bestände „An der alten Wumme“. Schwarzspechte wurden nur im Südwesten des Gebiets (Abt. 9a–c) beobachtet, wobei die Bruthöhle des Revierpaares allem Anschein nach außerhalb des Untersuchungsgebietes lag. Spuren der Nahrungssuche von Schwarzspechten (aufgehackte Stämme etc.) wurden jedoch über das gesamte Gebiet verteilt gefunden.

3.2 Beziehungen zwischen Bestandesmerkmalen und Beobachtungsdichte

Die einzelnen Untersuchungsgebiete für sich genommen sind für einen sinnvollen Vergleich der auftretenden Waldtypen und Altersklassen bezüglich ihrer Nutzung durch die Spechte zu klein. Daher werden zu diesem Zweck die Beobachtungen aus allen 8 Untersuchungsgebieten sowie 4 weiteren, die nicht im Forstamt Sellhorn, jedoch in der näheren Umgebung liegen, zusammen-

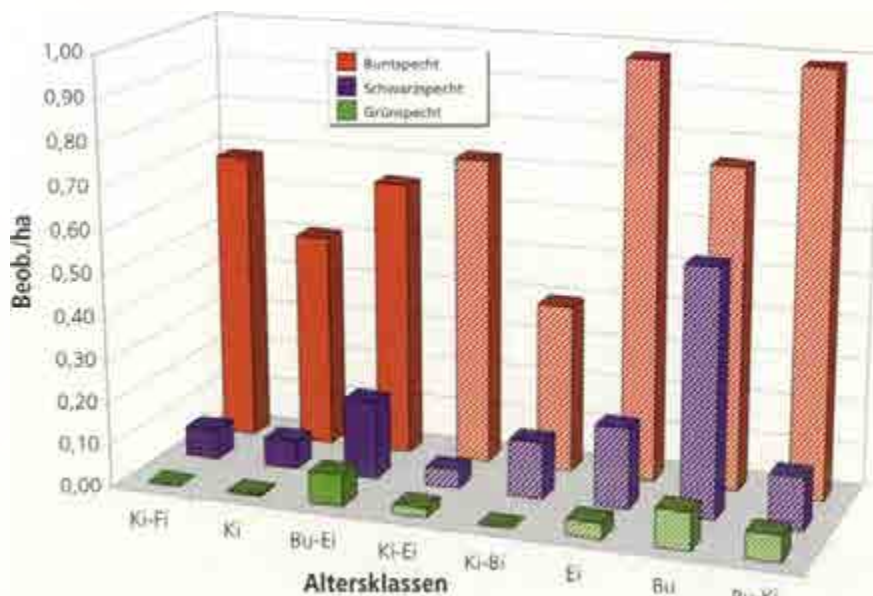
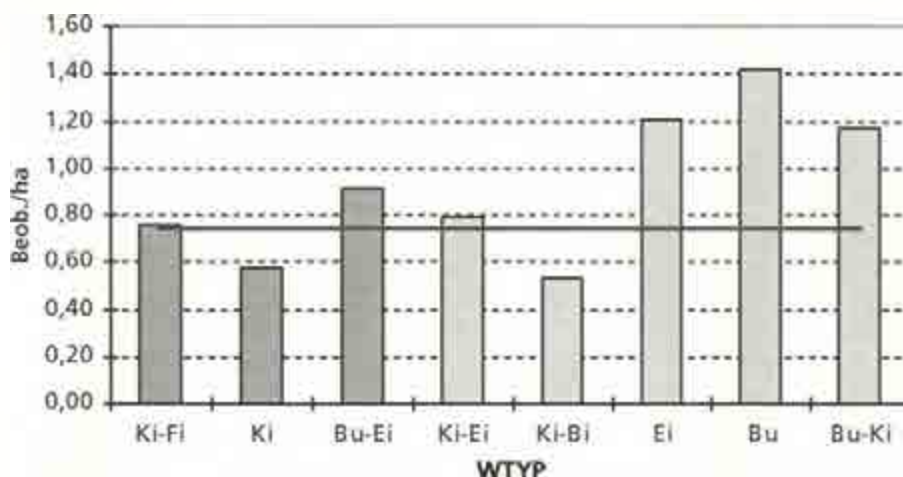


Abb. 2: a) Verteilung der Spechtbeobachtungen der einzelnen Arten auf die dominierenden Waldtypen (über 80jährige Bestände; relative Nutzung in Beob./ha). Die Waldtypen sind nach ihrer Gesamtfläche in absteigender Reihenfolge (v.l.n.r.) geordnet; Waldtypen mit einer Gesamtfläche zwischen 100 und 300 ha dunkelfarbig, jene mit einer Gesamtfläche zwischen 15 und 50 ha schraffiert (Waldtypen mit einer Gesamtfläche zwischen 50 und 100 ha sind in den untersuchten Flächen nicht vorhanden).



b) Verteilung aller Spechtbeobachtungen auf die dominierenden Waldtypen (über 80jährige Bestände; relative Nutzung in Beob./ha) im Vergleich zur durchschnittlichen Beobachtungsdichte (0,74 Beob./ha; horizontale Linie). Waldtypen mit einer Gesamtfläche zwischen 100 und 300 ha dunkel gerastert, jene mit einer Gesamtfläche zwischen 15 und 50 ha hell gerastert.

gefasst. Insgesamt konnten so 1109 Einzelnachweise von Spechten ausgewertet werden.

Verteilung der Einzelbeobachtungen

a) auf die verschiedenen Waldtypen

Bei der Auswertung der Spechtbeobachtungen bezüglich der Waldtypen wurden nur Bestände der Altersklassen

5 bis 9 (über 80 Jahre) einbezogen. Da das Alter der Baume für die Spechte eine herausragende Rolle spielt, bleibt auch bei dieser Vorgehensweise ein Einfluss der möglicherweise unterschiedlichen Altersstruktur der verschiedenen Waldtypen auf die Ergebnisse erhalten. Es ist aber mit den bisher vorliegenden Daten nicht möglich, die verschiedenen Waldtypen jeweils innerhalb der einzelnen Altersklassen zu vergleichen.

Auf sehr kleinen Flächen können schon wenige vorhandene oder fehlende Einzelbeobachtungen, die ja zu einem gewissen Anteil auch zufallsbedingt sind, zu nicht repräsentativen, sehr hohen oder sehr geringen „Beobachtungsdichten“ führen. Waldtypen, die insgesamt nur auf einer Fläche von weniger als 15 ha vertreten sind, wurden daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Die Abbildungen 2a und 2b zeigen die Verteilung der Spechtbeobachtungen auf die Waldtypen.

b) auf die Altersklassen

Die Gesamtfläche der Altersklassen 2 bis 8 in den 12 Untersuchungsgebieten liegt jeweils im Bereich zwischen 110 und 430 ha und ist damit recht gut vergleichbar. Die Altersklassen 1 und 9 sind deutlich weniger vertreten, da sehr alte Bestände im jungen Waldgebiet der Lüneburger Heide naturgemäß selten sind und andererseits bei den jungen Beständen nur Flächen ohne Überhälter ausgewertet wurden. Die Fläche der Klasse 1 und die Zahl der Spechtbeobachtungen in der Klasse 9 sind jedoch groß genug, um alle Altersklassen direkt miteinander vergleichen zu können.

Die „Beobachtungsdichte“ steigt für alle Spechtarten mit dem Alter der Bestände deutlich an (Abb. 3a, b). Der Buntspecht wurde auch in Beständen der Altersklassen 3 und 4 (41–60 bzw. 61–80 Jahre) regelmäßig angetroffen (wenn auch deutlich seltener als in den älteren Beständen), während die anderen Arten fast nur in den über 100-jährigen Beständen (ab Altersklasse 6) auftraten. Die Buntspechtbeobachtungen in den 21 bis 80 Jahre alten Beständen (Altersklasse 2–4) betrafen zu 96 % Nadelwaldbestände, im wesentlichen Kiefernwald oder Kiefern-mischwald (mit Fichte, Birke oder Lärche; Abb. 4).

3.3 Siedlungsdichte und Anteil alter Bestände

Ein Vergleich der insgesamt 12 Untersuchungsgebiete zeigt, dass die Gesamt-abundanz der Spechte deutlich positiv korreliert ist mit dem Anteil über 80-jähriger Baume in den Untersuchungsgebieten (Abb. 5). Dasselbe gilt für die Abundanz des Buntspechtes, der bei weitem häufigsten Art. Für die anderen

Arten ist keine Einzelanalyse möglich, da sie entweder nur in wenigen Untersuchungsgebieten auftraten (Kleinspecht, Grünspecht) oder die Revierzahlen in einzelnen Untersuchungsgebieten aufgrund der Größe der Reviere zu gering waren (Schwarzspecht).

4 Diskussion

Die Interpretation der Daten wird v.a. auf der Ebene der Unterflächen durch die sehr kleinräumige Struktur vieler Untersuchungsgebiete erschwert. Spechtarten, die auf das Vorkommen alter Bäume angewiesen sind, können in solchen Gebieten häufig auf Flächen mit jungen Beständen angetroffen werden, wenn diese alten Beständen benachbart sind und sich durch einzelne hohe Bäume auszeichnen, die z.B. als Rufwarte sehr geeignet sind. So wurden mehrfach intensiv rufende Grün- und Schwarzspechte auf mehr oder weniger freistehenden Überhältern über jungen Schonungen beobachtet.

4.1 Baumalter

Das Alter der Bäume ist ein wichtiges ökologisches Kriterium, da Bäume sich mit zunehmendem Alter morphologisch stark differenzieren und spezifische Waldstrukturen bilden (Scherzinger 1996; Möller 2000). Für Spechte sind alte Bäume sowohl zur Anlage ihrer Höhlen als auch für die Nahrungssuche bedeutsam (Scherzinger 1982; Angelstam 1990; Pechacek 1995; Bauer & Berthold 1996). Die summierte Beobachtungsdichte für alle Spechtarten war in den Altersklassen 1 bis 4 deutlich unterdurchschnittlich und in den Altersklassen 6 bis 9 deutlich überdurchschnittlich. Beim Vergleich der Untersuchungsgebiete bezüglich der Spechtabsundanz (s. 3.3) zeigte sich auch auf der Ebene der Untersuchungsgebiete eine deutliche Abhängigkeit der Spechtsiedlungsdichte vom Alter: Die Siedlungsdichte nahm mit dem Anteil >80-jähriger Bäume im Untersuchungsgebiet deutlich zu.

Abb. 4: Verteilung der Buntspechtbeobachtungen in den zwischen 21 und 80 Jahre alten Beständen (Altersklassen 2 bis 4) auf die Waldtypen (n = 209); „sonst. Nadelwald“ = Ki-Dgl., Fi, Fi-Dgl, Lā, Lā-Dgl, Lā-Bi, Dgl, KTa; „Laubwald“ = Ei-Lā, Bu-Ei, Bu-Lā, REr; Abkürzungen der Waldtypen s. Anhang.

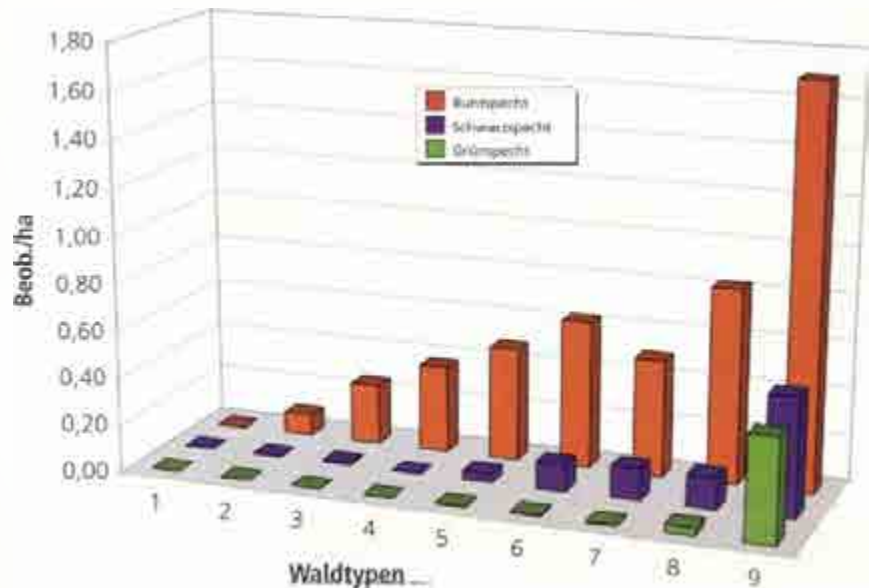
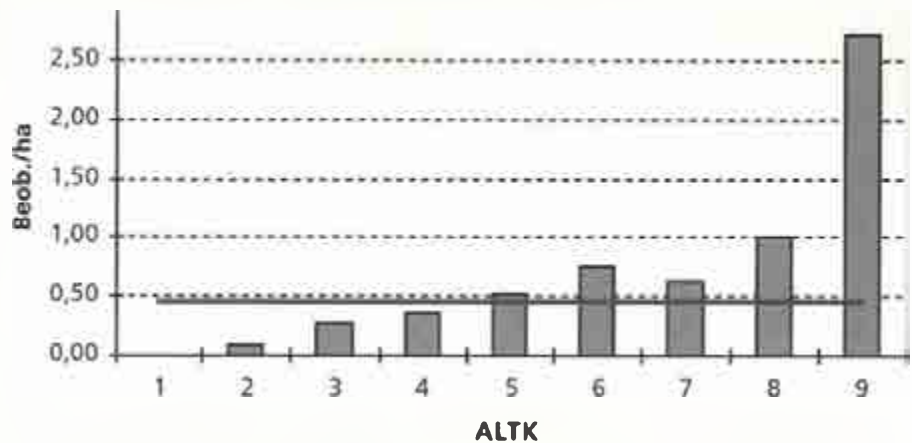
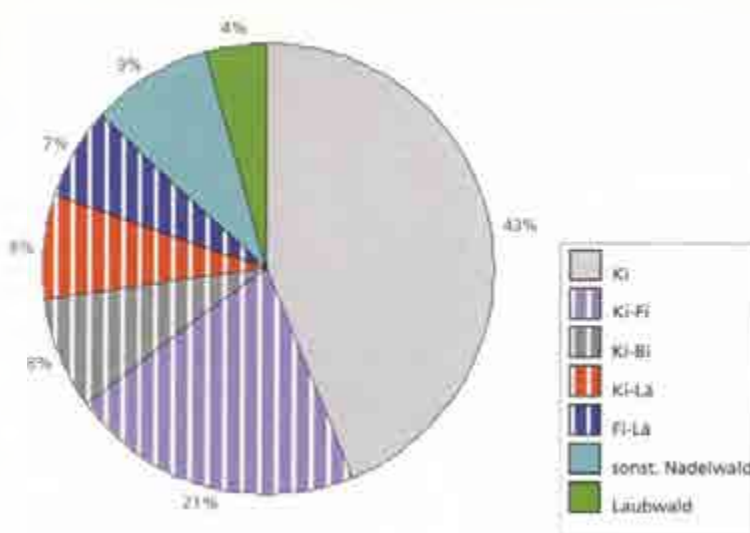


Abb. 3: a) Verteilung der Spechtbeobachtungen der einzelnen Arten auf die Altersklassen (ohne Überhälter-Flächen; relative Nutzung in Beob./ha).



b) Verteilung der gesamten Spechtbeobachtungen auf die Altersklassen (ohne Überhälter-Flächen; relative Nutzung in Beob./ha) im Vergleich zur durchschnittlichen Beobachtungsdichte von 0,45 Beob./ha (horizontale Linie).



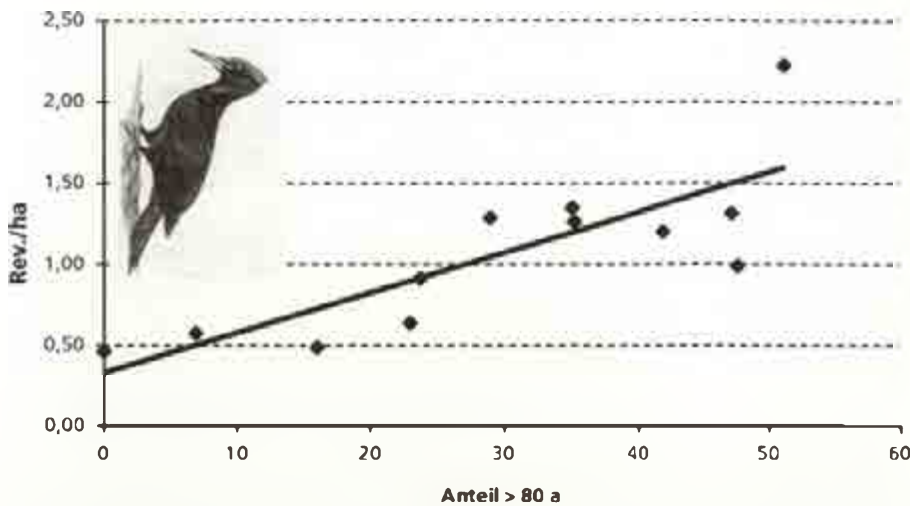


Abb. 5: Beziehung zwischen der Gesamtabundanz aller Spechtarten und dem Anteil >80-jähriger Bäume an der Bestockung (Spearman-Rangkorrelation, $R_s=0,804$, $p<0,01$).

Der Buntspecht nutzt im Gegensatz zu den anderen Arten auch schon Bestände der Altersklassen 2 bis 4, jedoch in wesentlich geringerem Umfang im Vergleich zu den über 100-jährigen Beständen. Gerade in den sehr alten Beständen (>160 Jahre) steigt die relative Häufigkeit von Buntspechtbeobachtungen nochmals sprunghaft an.

Der Buntspecht ist kein Biotopspezialist und profitiert sowohl von alten Eichen und Buchen (Höhlenbau, Nahrungssuche) als auch von alten Birken (v.a. Höhlenbau) sowie alten Kiefern und Fichten (Nahrungssuche v.a. im Winterhalbjahr; Glutz von Blotzheim & Bauer 1980; Blume & Tiefenbach 1997). Da Kiefer und Lärche schon ab 30 bis 40 Jahren, die Fichte etwa ab 50 Jahren Zapfen entwickeln, kann der Buntspecht auch jüngere Bestände dieser Arten zur Nahrungssuche nutzen. In der vorliegenden Untersuchung betrafen denn auch die Buntspechtbeobachtungen in Beständen der Altersklassen 2 bis 4 ganz überwiegend Nadelwälder, in erster Linie Rein- und Mischbestände der Kiefer.

Auch der Schwarzspecht wurde in erster Linie in den über 100-jährigen, besonders häufig in den über 160-jährigen Beständen festgestellt. Für diese Art sind alte Bäume vor allem für die Höhlenanlage von herausragender Bedeutung. Nach Noeke 1989, Zahner 1993, Blume 1996 u.a. beträgt der Mindest-BHD für Schwarzspecht-Höhlenbäume etwa 30 cm. Nach den Forsteinrichtungs-Daten des Forstamtes Sellhorn erreichen Eichen und Buchen diese Stärke

hier ab 115–120 Jahren, Kiefern ab 95–100 Jahren. Die Rotbuche ist in Mitteleuropa der mit Abstand wichtigste Hohlenbaum für den Schwarzspecht (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). In der Lüneburger Heide und anderen Gebieten im Tiefland werden bei Mangel an alten Buchen auch in Kiefern Höhlen angelegt (Taux 1976; Hanstein & Sturm 1986). Bäume mit größeren BHD (50 bis 60 cm) sind für die Höhlenanlage attraktiver (Taux 1976; Kelm 1988; Noeke 1990). Die Nahrungshabitate des Schwarzspechtes können vom Brutplatz mehrere Kilometer entfernt sein. Sie schließen ein weites Spektrum unterschiedlicher Biotope ein: Waldränder, Straßenschneisen, Waldwiesen und Lichtungen ebenso wie Altersklassen- und Naturwälder, wobei Altbestände bevorzugt werden (Scherzinger 1982). Der Schwarzspecht kann jedoch auch junge Fichten- oder Kiefernwälder zur Nahrungssuche nutzen, wenn dort alte Stubben vorhanden sind (Blume 1996). Majewski & Rolstad (1993) weisen darauf hin, dass Schwarzspechte in jungen Beständen weniger gut erfassbar sind als in alten, weil erstens die jungen Bestände oft schlechter einsehbar sind und zweitens die Schwarzspechte sich dort (auf der Nahrungssuche) weniger auffällig verhalten als in Althölzern (Höhlenzentren).

Der Grünspecht wurde nur in über 100-jährigen und wie die anderen Arten vor allem in über 160-jährigen Beständen nachgewiesen. Alle gefundenen Reviere stehen im Zusammenhang mit alten Buchen- und Eichenbeständen

einerseits sowie Heideflächen, Ackerbrachen, Wiesen und Ruderalflächen andererseits (bei Ehrhorn, im Hainkopen und Oberhaverbecker Holz).

Für den Grünspecht sind zur Nahrungssuche offene, besonnte Flächen wichtig (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980; Muschketat & Raque 1993). Wie das Beispiel Ehrhorn zeigt, muss es sich dabei jedoch nicht unbedingt um weitläufige Offenlandschaften handeln. In ursprünglichen Wäldern dürfte auch der Grünspecht, der heute als typische Art halboffener Kulturlandschaften gilt (Blume 1996), im Mosaik von Altersphasen, „Katastrophenflächen“ und frühen Sukzessionsflächen seinen Lebensraum gefunden haben (Scherzinger 1996, 1997).

Obwohl Daten zum Totholzangebot nur für einige Teilbereiche der Untersuchungsgebiete zur Verfügung standen, kann angenommen werden, dass die sehr alten (über 160-jährigen) Bestände in der Regel auch am totholzreichsten sind. Die Menge an (stehendem und liegendem) Totholz nimmt in der natürlichen Waldentwicklung stark zu, wenn ein Bestand von der „Optimalphase“ (in der normalerweise geerntet wird) in die „Plenter-Phase“ oder die „Klimax-Phase“ übergeht (Leibundgut 1993; Scherzinger 1996). Die Bedeutung des Totholzes, besonders des stehenden Starktotholzes, für Höhlenanlage, Nahrungssuche und Revierverhalten (Trommeln) der Spechte ist vielfach gezeigt worden (Scherzinger 1982; Noeke 1989; Angelstam 1990; Short & Horne 1990; Utschick 1991; Rauh 1993; Wesolowski & Tomialojc 1995; Smith 1997; McComb & Lindenmayer 1999).

4.2 Waldtypen

Die meisten europäischen Spechtarten erreichen ihre höchste Siedlungsdichte in alten, totholzreichen Laubwäldern und/oder laubholzdominierten Mischwäldern (Mikusinski & Angelstam 1997). Ein klassisches Beispiel ist der Urwald von Bialowieza, wo 8 Spechtarten in relativ hoher Dichte brüten (Wesolowski & Tomialojc 1995). Die höchsten Gesamt-dichten der Spechte wurden dort in den Auwaldbereichen (Eschen-Erlenwald) und im Eichen-Hainbuchenwald festgestellt. Die Nadelwald-dominierten Bestände wurden von Buntspecht, Schwarzspecht und Dreizehenspecht

besiedelt, doch auch diese Arten präferierten vor allem den laubholzdominierten Auwald (Wesolowski & Tomialojc 1986). Dies entspricht den Ergebnissen von Kreuziger (1999), der in der von Eichen, Ulmen und Eschen geprägten Hartholzauwe im NSG „Kuhkopf-Knoblochsaue“, in dem seit 1983 die forstliche Nutzung stark eingeschränkt ist, für Bunt-, Mittel-, Klein-, Grün-, Grau- und Schwarzspecht Siedlungsdichten feststellte, die im Bereich der höchsten in Mitteleuropa bekannten Werte liegen. Im Nationalpark Bayerischer Wald finden alle vorkommenden Spechtarten mit Ausnahme des Dreizehenspechtes (der lückige Bergfichtenwalder bevorzugt) den Optimalbiotop im naturnah gestuften und reifen Bergmischwald (Scherzinger 1982).

In den untersuchten Gebieten in der Lüneburger Heide, wo Laubwälder heute (noch) stark unterrepräsentiert sind, sind es ebenfalls die Buchen- und Eichenwaldbereiche, welche die höchsten Beobachtungsdichten aufweisen. Hinzu kommen die Buchen-Kiefern-Mischwälder. Die niedrigsten Werte wurden in den reinen und in den mit Birken durchmischten Nadelwaldbeständen erreicht.

Der Buntspecht wurde besonders häufig in Laubwaldbeständen mit Eiche und/oder Buche sowie in Mischbeständen von Eiche oder Buche mit Kiefer festgestellt. Auch in Kiefer-Fichte-Mischbeständen ergab sich eine hohe Beobachtungsdichte. Der Kiefern-Fichtenwald zeichnet sich (wie z. B. im Untersuchungsgebiet „An der alten Wümme“) häufig durch einen hohen Anteil geschwächter Bäume (v. a. Fichten mit Rotfäule und Schälsschäden) aus. Die Bedeutung alter Kiefern und Fichten für die Winternahrung des Buntspechtes wurde bereits erwähnt.

In den meisten Waldbeständen des Forstamtes findet sich die Birke als Begleitbaumart oder entlang der Waldwege. Höhlenkartierungen zur Brutzeit ergaben, dass der Buntspecht im Forstamt Sellhorn die Birke zur Anlage seiner Bruthöhlen deutlich bevorzugt (eigene Daten; Borchert unveröff.). Bei den Höhlenbäumen handelt es sich meist um alte, abgangige oder bereits abgestorbene Exemplare.

Der Schwarzspecht wurde mit weitem Abstand am häufigsten in Buchenwäldern beobachtet, gefolgt von Bu-

chen-Eichen- und Eichenwäldern. Der Rest verteilt sich auf Kiefern- und Kiefern-Mischbestände. Da der Schwarzspecht sehr große Aktionsräume hat (Reviere ca. 100 bis 400 ha, Nahrungssuche oft mehrere Kilometer vom Brutbaum entfernt; Blume 1996) und für Höhlenbau und Nahrungssuche z. T. sehr unterschiedliche Waldtypen nutzt, lässt er sich kaum einem engen Biotopschema zuordnen. Am auffälligsten ist er jedoch in der Nähe der Bruthöhle, und diese wird in der Regel in Buchen-Altholzern angelegt.

Grünspechte wurden nur im Buchen- und Buchen-Eichenwald sowie vereinzelt in Eichen-, Kiefern-Eichen- und Buchen-Kiefern-Beständen beobachtet.

4.3 Siedlungsdichte und Artenvielfalt

Grundsätzlich birgt die Ermittlung von Siedlungsdichten mit Hilfe der Revierkartierung zahlreiche Schwierigkeiten und Fehlerquellen (Berthold 1976; Bibby, Burgess et al. 1995). Für eines der Untersuchungsgebiete, das Oberhaverbecker Holz (141 ha), konnte das Ergebnis der Revierkartierung über eine Suche besetzter Buntspecht-Bruthöhlen jedoch weitgehend bestätigt werden (die tatsächliche Zahl der Buntspecht-Brutpaare lag in diesem Fall etwas höher als die mit Hilfe der Revierkartierungsmethode ermittelte; Wübbenhorst 2001 unveröff.).

Die 8 Untersuchungsgebiete umfassen mit zusammen knapp 1100 ha Waldfläche ein gutes Fünftel der Forstamtsfläche Sellhorn. Rechnet man aus der Gesamt-Siedlungsdichte der Untersuchungsgebiete (s. Tab. 2) den Bestand für das gesamte Forstamt Sellhorn (5100 ha) hoch, ergeben sich für den Buntspecht etwa 520 Reviere, für den Schwarzspecht 56 Reviere. Diese Werte dürften jedoch aus zwei Gründen zu hoch sein. Zum einen sind in den ausgewählten Untersuchungsgebieten alte Laubwaldbestände, die von Spechten besonders stark besiedelt werden, im Vergleich zu ihrem Anteil an der gesamten Forstamtsfläche überrepräsentiert. Zum anderen ist die für den Schwarzspecht errechnete Siedlungsdichte wahrscheinlich zu hoch, weil in den Gebieten mit 2 Revierpaaren ein großer Teil beider Reviere außerhalb des jeweiligen Untersuchungsgebietes gelegen haben dürfte. Zieht man diese

beiden Fehlerquellen in Betracht, dürften die realistischen Siedlungsdichten für beide Arten bei etwa 0,8 bis 0,9 Rev./10 ha (Buntspecht) bzw. 0,8 bis 0,9 Rev./100 ha (Schwarzspecht) liegen. Daraus ergeben sich Revierzahlen von 410 bis 460 für den Buntspecht und 41 bis 46 für den Schwarzspecht. Diese Werte liegen deutlich über den Schätzungen von 1982 (Hanstein & Sturm 1986) und 1986 (Sturm 1988). Ein Vergleich der Buntspecht-Siedlungsdichten auf 8 Probeflächen im Forstamt Sellhorn, die 1982, 1988, 1996 und 1999 kartiert wurden, zeigt denn auch eine deutliche, signifikante Zunahme der Art (Hallanzy & Hennig 2001, in diesem Heft).

Die Siedlungsdichte von Bunt- und Schwarzspecht in den Untersuchungsgebieten im Forstamt Sellhorn ist relativ hoch im Vergleich mit Werten aus anderen Waldregionen Deutschlands (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980; Scherzinger 1982; Zang 1986; Spitznagel 1990; Flade 1994; Pechacek 1995; Blume 1996; Blume & Tiefenbach 1997; Klaus & Grün 1999), wenn auch im Falle des Buntspechtes deutlich unter den Extremwerten bleibend, die aus Optimalhabitaten bekannt geworden sind (Witt 1988; Flade & Jebam 1995; Kreuziger 1999; Pavlik 1999; Kristin 1999).

Der Schwarzspecht hingegen findet im Forstamt Sellhorn zur Zeit offenbar ideale Bedingungen vor. Zum einen gibt es weit verteilte Buchen-Altholzer, und auch die Kiefern aus den Heideaufforstungen haben inzwischen vielerorts Starken erreicht, die einen Höhlenbau des Schwarzspechtes ermöglichen (Hanstein & Sturm 1986). Zum anderen gibt es aber auch großflächige Nadelwälder (Kiefer und Fichte) mit vielen Stubben, mit liegendem und oft auch stehendem Totholz. Die typischen Bearbeitungs Spuren, die der Schwarzspecht auf der Suche nach Rossameisen (*Camponotus* sp.) in Fichtenstämmen hinterlässt, wurden an mehreren Stellen im Gebiet gefunden. Für einzelne Untersuchungsgebiete ist die Angabe der Siedlungsdichte problematisch, da es sich meistens nur um ein Revier pro Gebiet handelt. Die wenigen Gebiete mit 2 Revieren müssen schon als ungewöhnlich dicht besiedelt gelten, wenngleich die Grenzen der Reviere in den meisten Fällen weit über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinausreichen dürften. Blume (1996) registrierte in seinem langjährigen Beob-

achtungsgebiet (Bergmischwald, Mittelgebirgsraum) Dichten zwischen 0,16 und 0,42 Bp/100 ha. Im Landkreis Oldenburg ermittelte Taux (1976) eine großflächige Siedlungsdichte etwa 0,43 Bp/100 ha, im Landkreis Uelzen wurden 0,48 Bp/100 ha gefunden (Zang 1986). Die durchschnittliche Siedlungsdichte der 8 Untersuchungsgebiete im FA Sellhorn (1,10 Rev./100 ha) liegt in dem Bereich, den Flade & Jebram (1995) für den Raum Wolfsburg angeben. Die durchschnittliche Reviergröße des Schwarzspechtes im Forstamt Sellhorn dürfte also deutlich unter den bei Bezzel (1985) und bei Blume (1996) angegebenen Werten von 300 bis 400 ha liegen, wahrscheinlich zwischen 100 und 150 ha.

Dagegen ist die Diversität der Spechte mit lediglich 2 allgemein verbreiteten Arten sehr gering. Der Grünspecht als Charakterspecht der extensiven Kulturlandschaft mit altem Baumbestand ist zwar im NSG „Lüneburger Heide“ insgesamt recht häufig, es gibt jedoch nur sehr wenige Reviere innerhalb der geschlossenen Waldkomplexe. Der Kleinspecht besiedelt im NSG hauptsächlich Hofgehölze (mit alten Eichen und Buchen) sowie Birkenwälder wiedervernässter Hochmoore und Erlenbruchwälder (Lütkepohl & Prüter 2000). Die Art ist relativ schwer erfassbar und wird leicht übersehen, die vorliegenden Beobachtungen lassen jedoch darauf schließen, dass der Kleinspecht in den geschlossenen Waldgebieten des NSG kaum vorkommt. Vom Grauspecht und vom Mittelspecht gibt es im Bereich des NSG „Lüneburger Heide“ nur wenige Beobachtungen vor allem aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts (Lütkepohl & Prüter 2000). Auch im gesamten Landkreis Soltau-Fallingb. gibt es nur wenige isolierte Feststellungen (Schmidt 2001). Man muß jedoch davon ausgehen, dass beide Arten vor dem Beginn der weitgehenden Entwaldung durch den Menschen auch im niedersächsischen Tiefland weit verbreitet gewesen sind (Mikusinski & Angelstam 1998). Möglicherweise hat auch der Weißrückenspecht damals noch die norddeutsche Tiefebene weit westlich seiner derzeitigen Verbreitungsgrenze besiedelt (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Da dieser Specht auf totholzreiche (in der Regel unbewirtschaftete) Laubwälder auf produktiven (und daher auch landwirtschaftlich interessan-

ten) Standorten angewiesen ist, wurde er durch die Rodungs- und Siedlungstätigkeit des Menschen schon in früheren Jahrhunderten stark zurückgedrängt. Der Kleinspecht, heute in Niedersachsen lückenhaft verbreitet und nur relativ selten in geschlossenen Waldgebieten anzutreffen (Flade & Jebram 1995; Heckenroth & Laske 1997; Schmidt 2001), dürfte in der ursprünglichen Waldlandschaft Norddeutschlands weiter verbreitet gewesen sein. Insofern kann man in den Wäldern der Lüneburger Heide Mittelspecht, Kleinspecht und Grauspecht sowie eventuell auch den Weißrückenspecht als „Fehlarten“ betrachten, die nur aufgrund der durchgreifenden Landschaftsveränderungen durch den Menschen als typische Waldbewohner verschwunden sind (Mikusinski & Angelstam 1998). Im Gegensatz zu den anderen genannten Arten konnte der Kleinspecht sich Teile der historischen Kulturlandschaft als Ausweichlebensraum erschließen.

Nach Mikusinski & Angelstam (1998) lässt sich die relative Häufigkeit des Buntspechtes innerhalb der Artengruppe der Spechte als Maß für den Grad der anthropogenen Beeinflussung von Waldökosystemen nutzen. Die stark anthropogen veränderten Wälder des Forstamts Sellhorn, in denen heute der Buntspecht die bei weitem dominierende Spechtart ist, scheinen das zu bestätigen. Ob diese aus Untersuchungen in Skandinavien hergeleitete Regel auch auf den mitteleuropäischen Raum mit seinen sehr vielfältigen und ganz überwiegend stark vom Menschen beeinflussten Waldlandschaften allgemein angewendet werden kann, ist dennoch zu bezweifeln (Scherzinger briefl.).

5 Zusammenfassung

In acht ausgewählten Untersuchungsgebieten im Forstamt Sellhorn (Größe durchschnittlich 121,5 ha, insgesamt 1093,3 ha entsprechend ca. 20% der Forstamtsfläche) wurden im Frühjahr 2000 Spechte kartiert. Vier Spechtarten kommen in den Wäldern des Forstamtes vor: Der Buntspecht und der Schwarzspecht sind häufig, der Grünspecht und vor allem der Kleinspecht sind wesentlich seltener. Um Beziehungen zwischen der Beobachtungsdichte (Anzahl von Einzelbeobachtungen pro

Flächeneinheit) und der Siedlungsdichte (Abundanz) einerseits sowie den Bestandesmerkmalen (Waldtyp, Alter der Bestände) andererseits herzustellen, wurden die in der Kartierung gewonnenen Daten mit den Daten der Forsteinrichtung verknüpft. Besonders häufig wurden Spechte zum einen in den Buchen-, Eichen-, Buchen-Eichen- und Buchen-Kiefern-Beständen angetroffen, zum anderen in den mindestens 100 Jahre alten Beständen. Sehr hohe Beobachtungsdichten wurden in den über 160 Jahre alten Beständen registriert. Die Siedlungsdichte der Spechte insgesamt nahm mit dem Anteil der über 80jährigen Bestände in einem Untersuchungsgebiet deutlich zu.

Eine Hochrechnung der Reviere von Bunt- und Schwarzspecht für die gesamte Forstamtsfläche ergibt einen deutlich höheren Bestand dieser beiden Arten, als bisher angenommen wurde. Die Siedlungsdichte und die Artendiversität der Spechte im Forstamt Sellhorn werden diskutiert.

Dank

Die dieser Studie zugrunde liegende Feldarbeit wurde von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (Göttingen) finanziert, die Analyse der Daten und Präsentation der Ergebnisse von der Staatlichen Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ, Hannover). Manfred Lütkepohl, Wolfgang Steinborn und Dietmar Zacharias wählten die Untersuchungsgebiete aus. Karsten Kohls übernahm drei der Kartierungstage. Peter Sudbeck (Staatliche Vogelschutzwarte, NLÖ) und Johannes Prüter (Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, NNA) waren an der Konzeption der Studie beteiligt und gaben viele wertvolle Hinweise. Johannes Prüter sah außerdem das Manuskript durch. Ihnen allen möchte ich hiermit herzlich danken.

6 Literatur

Angelstam, P., 1990: Factors Determining the Composition and Persistence of Local Woodpecker Assemblages in Taiga Forest in Sweden – a Case for Landscape Ecological Studies. In: A. Carlson & G. Aulén: Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala,

- Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology. Report 17, 147–166.
- Angelstam, P., 1998: Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. – *Journal of Vegetation Science* 9, 593–602.
- Bauer, H. G. & P. Berthold, 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. Wiesbaden, AULA-Verlag.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill, 1995: Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul, Neumann Verlag.
- Blume, D., 1996: Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Magdeburg, Westarp Wissenschaften.
- Blume, D. & J. Tiefenbach, 1997: Die Buntspechte. Magdeburg, Westarp Wissenschaften.
- Ellenberg, H., 1989: Brutvögel in Naturwaldzellen Niedersachsens, Zusammenstellung der Kartierungsergebnisse 1988, Manuskript, 17 S. (unveröffentlicht)
- Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung Eching, IHW.
- Flade, M. & J. Jebram, 1995: Die Vögel des Wolfsburger Raumes im Spannungsfeld zwischen Industriestadt und Natur. Wolfsburg, Naturschutzbund Deutschland.
- Glutz von Blotzheim, U. & K. M. Bauer, 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9, Columbiformes – Piciformes. Wiesbaden, Akademische Verlagsgesellschaft.
- Hallanzy, C. & V. Hennig, 2001: Entwicklung von Vogelgemeinschaften beim Umbau von Kiefernwäldern in mehrstufige Mischwälder im Forstamt Sellhorn. – *NNA-Berichte* 14 (2), 141–150.
- Hanstein, U. & K. Sturm, 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *Aus dem Walde* 40, 1–197.
- Heckenroth, H. & V. Laske, 1997: Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981–1995 und des Landes Bremen. – *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachsen* 37, 1–329.
- Hüppop, O., 1981: Faunistisch-ökologische Charakterisierung und Bewertung der Heidegebiete im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, Bd III Die Vogelwelt im NSG Lüneburger Heide, Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Lüneburg, 29 S. (unveröffentlicht)
- Johnsson, K., S. G. Nilsson & M. Tjernberg, 1990: The Black Woodpecker – a Key-Species in European Forests. In: A. Carlson & G. Aulén: Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology. Report 17, 99–102.
- Kelm, H.-J., 1988: Zum Vorkommen von Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) Hohltaube (*Columba oenas*) und Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) in Wäldern der Ostheide 1986 und 1987 – *Jb. Naturw. Verein Fstm Lbg.* 38, 99–120.
- Klaus, S. & G. Grun, 1999: Die Vogelwelt des Nationalparks Hainich. – *Naturschutzreport* 15, 99–122.
- Kreuziger, J., 1999: Starke Reduzierung forstwirtschaftlicher Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf die Spechte in einem der größten Auwaldgebiete Deutschlands (NSG Kühkopf-Knoblochsau, Kreis Groß-Gerau). – *Vogel und Umwelt* 10, 21–38.
- Kristin, A., 1999: Zu Nestlingsnahrung und Nahrungssuche von Buntspechten (*Picoides major*) während der Brutzeit. *Tichodroma* 12 (Supplementum 1), 140–150
- Leibundgut, H., 1993: Europäische Urwälder – Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Bern und Stuttgart, Verlag Paul Haupt.
- Lütkepohl, M. & J. Prüter, 2000: Die Vögel im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Bremen, H. M. Hauschild.
- Majewski, P. & J. Rolstad, 1993: The detectability of Black Woodpecker: implications for forest bird censuses. – *Ornis fennica* 70, 213–214.
- McComb, W. & D. Lindenmayer, 1999: Dying, dead, and down trees. In: M. L. Hunter: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, 335–372.
- McLaren, M. A., I. D. Thompson & J. A. Baker, 1998: Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario. – *The Forestry Chronicle* 74 (2), 241–248.
- Merker, K. & H. Spellmann, 2000: Nachweis forstlicher Nachhaltigkeit – Das EU-LIFE-Projekt der LFV Niedersachsen. – *Forst und Holz* 55(2), 51–55.
- Mikusinski, G. & P. Angelstam, 1997: European Woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. – *Vogelwelt* 118, 277–283.
- Mikusinski, G. & P. Angelstam, 1998: Economic Geography, Forest Distribution, and Woodpecker Diversity in Central Europe. – *Conservation Biology* 12 (1), 200–208.
- Muschketat, L. F. & K.-F. Raque, 1993: Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg (67), 71–81.
- Noeke, G., 1989: Baumhöhlen in Buchenbeständen – Welche Rolle spielt das Bestandesalter? – *LÖLF-Mitteilungen* (3), 20–22.
- Noeke, G., 1990: Dichte und Eigenschaften natürlicher Baumhöhlen in älteren Buchenbeständen. – *Forst und Holz* (16), 467–470.
- Pavlik, S., 1999: Population density of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*: variations in space and time in oak forests. – *Folia Zool.* 48 (3), 191–198.
- Pechacek, P., 1995: Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden – Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte – *Forschungsberichte Nationalpark Berchtesgaden* (31), 183
- Rauh, J., 1993: Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. – *Naturwaldreservate in Bayern, Schriftenreihe des bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 2, 3–199.
- Scherzinger, W., 1982: Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* (9), 1–119.
- Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald – Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart, Ulmer.
- Scherzinger, W., 1997: Naturwald und Kulturwald aus der Vogelperspektive. – *Ber. z. Vogelschutz* 35, 49–60.
- Scherzinger, W., 1999: Steuergroßen natürlicher Waldentwicklung – welche

- Rolle spielt die Tierwelt? – Naturschutzreport 16, 72–86.
- Schmidt, F.-U., 2001: Die Vogelwelt im Landkreis Soltau-Fallingb. – Naturkundliche Beiträge Soltau-Fallingb. (7/8), 1–358.
- Short, L. L. & J. F. M. Horne, 1990: Woodpeckers – a World Perspective and Conservation Concerns. In: A. Carlson & G. Aulén: Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology. Report 17, 5–12.
- Smith, K. W., 1997: Nest site selection of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* in two oak woods in southern England and its implications for woodland management. – Biological Conservation 80, 283–288.
- Spitznagel, A., 1990: The Influence of Forest Management on Woodpecker Density and Habitat Use in Floodplain Forests of the Upper Rhine Valley. In: A. Carlson & G. Aulén: Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology. Report 17, 117–145.
- Sturm, K., 1986: Untersuchungen zur Brutvogel-Siedlungsdichte in Wäldern des Forstamts Sellhorn mit Artenliste der Brutvögel des Forstamts Sellhorn, Manuskript, 41 S. (unveröffentlicht)
- Taux, K., 1976: Über Nisthöhlenanlage und Brutbestand des Schwarzspechtes (*Dryocopus martius*) im Landkreis Oldenburg/Oldb. – Vogelk. Ber. Niedersachsen 8 (3), 65–75.
- Thompson, I. D. & P. Angelstam, 1999: Special Species. In: M. J. Hunter: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, 434–459.
- Utschick, H., 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. – Forstw. Cbl. 110, 135–148.
- Wesolowski, T. & L. Tomialojc, 1986: The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. – Acta orn. 22, 1–21.
- Wesolowski, T. & L. Tomialojc, 1995: Ornithologische Untersuchungen im Urwald von Białowieża – eine Übersicht. – Orn. Beob. 92, 111–146.
- Witt, K., 1988: Anhaltend extreme Brutdichte des Buntspechtes (*Dendrocopos major*) und bevorzugte Brutbaumwahl in einem Berliner Mischwaldpark. Vogelwelt 109, 114–118.
- Wübbenhorst, J., 2001: EU-LIFE-Projekt „Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry“; Spechte als Indikatoren für eine nachhaltige Forstwirtschaft – Erfassung von Spechten im Solling und in der Lüneburger Heide. Gutachten im Auftrag der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum 122 S. (unveröffentlicht)
- Wübbenhorst, J. & P. Südbeck, i. Dr.: Woodpeckers as indicators for sustainable forestry? First results of a study from Lower Saxony. International Woodpecker Symposium 23–25 March 2001, Berchtesgaden, Proceedings.
- Zahner, V., 1993: Höhlenbäume und Forstwirtschaft. – AFZ/Der Wald, (11), 538–540.
- Zang, H., 1986: Schwarzspecht – *Dryocopus martius*. In: H. Zang & H. Heckenroth: Die Vögel Niedersachsens. Natursch. Landschaftspf. Niedersachs. Hannover. B. H. 2.7, 131–137.

Literaturquellen im Internet:

Möller, G., 2000: Schutz und Entwicklung von Alt- und Totholzlebensräumen im Saarland – didaktische Grundlagen unter besonderer Berücksichtigung des Saarkohlenwaldes. Berlin.
<http://www.expo2000.saarland.de/forstsb/materialien/moellertext/lebenimtotholz.htm>

Anschrift des Verfassers

Jann Wubbenhorst
 Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
 Hof Möhr
 29640 Schneverdingen
 E-Mail: Jann.Wuebbenhorst@nna.niedersachsen.de

Anhang: Definition der Waldtypen

Gruppe	Waldtypen	generalisierte Waldtypen	Kürzel	Beschreibung
Birke	Bi-Reinbestand	Birkenwald	Bi	im Hauptbestand nur Birke (MB _i oder SB _i), tlw. SE _i im Nachwuchs
Buche	Bu-Reinbestand	Buchenwald	Bu	im Hauptbestand nur Buche, selten Fichte im Nachwuchs
	Bu-RB mit Überh.		Bu<	im Hauptbestand nur Buche, mit Bu-, Ei- oder Ki-Überhältern
	Bu-aLh-Wald	Edellaubholz-Buchenwald	Bu-aLh	Buche mit BA _H , Es oder Rob gemischt
	Bu-Dgl-Wald	Douglasien-Buchenwald	Bu-Dgl	Bu-Dgl-Mischbestand, z.T. mit Bu-Nachwuchs/Unterstand
	Bu-Dgl-W. unter Ki		Bu-Dgl<Ki	Bu-Dgl-Mischbestand unter Ki-Überhältern
	Bu-Lä-Wald	Lärchen-Buchenwald	Bu-Lä	Bu-Lä-Mischbestand, sowohl ELä als auch JLä, tlw. mit Bu im Nachwuchs/Unterstand

Fortsetzung Anhang: Definition der Waldtypen

Gruppe	Waldtypen	generalisierte Waldtypen	Kürzel	Beschreibung
Buche	Bu-Lä-W. unter Bu	Lärchen-Buchenwald	Bu-Lä<Bu	Bu-Lä-Mischbestand (sowohl ELä als auch JLä) unter Bu-Überhältern
	Bu-Ki-Wald	Kiefern-Buchenwald	Bu-Ki	Bu-Ki-Mischbestand, z.T. mit Bu, Fi oder SBi im Nachwuchs/Unterstand
Eiche-Buche	Bu-Ei-Wald	Eichen-Buchenwald	Bu-Ei	Bu-(SEi/TEi)-Mischbestand, im Nachwuchs/Unterstand Bu, Fi, Ki, SBi oder EbEs
	Bu-Ei-W. mit Überh.		Bu-Ei<	Bu-(SEi/TEi)-Mischbestand unter Ki-, Ei- oder Bu-Überhältern, Bu z.T. nur im Unterstand
Fichte-Buche	Bu-Fi-Wald	Fichten-Buchenwald	Bu-Fi	Bu-Fi-Mischbestand, z.T. mit Bu oder Fi im Nachwuchs/Unterstand
	Bu-Fi-W. mit Überh.		Bu-Fi<	Bu-Fi-Mischbestand, meist unter Bu-, z.T. auch unter Ei-, Fi- oder Ki- Überhältern
Douglasie	Dgl-Reinbestand	Douglasien-(Birken-)wald	Dgl	im Hauptbestand nur Dgl
	Dgl-RB unter Ki		Dgl<Ki	Dgl z.T. mit SBi gemischt, unter Ki-Überhalt
	Dgl-Bi-Wald		Dgl-Bi	Dgl-Bi-Mischbestand
Eiche	Ei-Reinbestand	Eichenwald	Ei	im Hauptbestand nur SEi oder TEi, z.T. mit Bu, Fi, HBu oder EbEs im Nachwuchs
	Ei-Bi-Wald	Birken-Eichenwald	Ei-Bi	SEi/TEi-MBi/SBi-Mischbestand, mit Fi oder SEi im Nachwuchs/Unterstand
	Ei-Bi-W. unter Ki		Ei-Bi<Ki	TEi-SBi-Mischbestand unter Ki-Überhältern
	Ei-HBu-Wald	Eichen-Hainbuchenwald	Ei-Hbu	SEi/TEi-HBu-Mischbestand, z.T. unter SEi-Überh.
	Ei-Fi-Wald	Fichten-Eichenwald	Ei-Fi	SEi/TEi-Fi-Mischbestand, z.T. mit Bu oder TEi im Nachwuchs/Unterstand
Lärche	Lä-Reinbestand	Lärchenwald	Lä	im Hauptbestand nur ELä oder JLä, z.T. mit Bu oder Fi im Nachwuchs
	Lä-RB unter Ki		Lä<Ki	ELä unter Ki-Überhältern
	Lä-Ei-Wald	Eichen-Lärchenwald	Lä-Ei	JLä-Ei-Mischbestand, Bu im Nachwuchs
	Lä-Bi-Wald	Birken-Lärchenwald	Lä-Bi	JLä-Bi-Mischbestand, Bu im Nachwuchs
	Lä-Dgl-Wald	Douglasien-Lärchenwald	Lä-Dgl	JLä/ELä-Dgl-Mischbestand, z.T. mit Fi im Nachwuchs
Fichte	Fi-Reinbestand	Fichtenwald	Fi	im Hauptbestand nur Fi (selten auch OFi), z.T. Fi, Bu oder EbEs im Nachwuchs
	Fi-RB mit Überh.		Fi<	Fi unter Ei-, Bu-, Ki- oder Fi-Überhältern
	Fi-Bi/RErl-Wald	Birken-/Erlen-Fichtenwald	Fi-Bi	Fi-Bi- oder Fi-RErl-Mischbestand, z.T. mit Bu/EbEs/Fi im Nachwuchs/Unterstand
	Fi-Bi/RErl-W. mit Überh.		Fi-Bi<	Fi-Bi- oder Fi-RErl-Mischbestand unter Fi- oder Bu-Überhältern
	Fi-Dgl Wald	Douglasien-Fichtenwald	Fi-Dgl	Fi-Dgl-Mischbestand, z.T. mit Fi, SEi oder Bu im Nachwuchs
	Fi-Dgl-W. mit Überh.		Fi-Dgl<	Fi-Dgl-Mischbestand unter Ki- oder Bu-Überhältern
	Fi-Lä-Wald	Lärchen-Fichtenwald	Fi-Lä	Fi-Lä-Mischbestand, z.T. mit Fi, selten auch Bu oder Tsu im Unterstand/Nachwuchs
	Fi-WTa-Wald	Weißtannen-Fichtenwald	Fi-WTa	Fi-WTa-Mischbestand unter TEi-Überhältern

Fortsetzung Anhang: Definition der Waldtypen

Gruppe	Waldtypen	generalisierte Waldtypen	Kürzel	Beschreibung
Kiefer-Fichte	Ki-Fi-Wald	Kiefern-Fichtenwald	Ki-Fi	Ki-Fi-Mischbestand, z.T. mit Fi oder Ki, selten mit SBi im Nachwuchs/Unterstand
	Ki-Fi-W. unter Ki/Fi		Ki-Fi<Ki	Ki-Fi-Mischbestand unter Ki- oder Fi-Überhaltern
Kiefer	Ki-Reinbestand	Kiefernwald	Ki	im Hauptbestand nur Ki, selten auch Stro; z.T. verschiedene Baumarten im Nachwuchs
	Ki-RB unter Überh.		Ki<	im Hauptbestand nur Ki, Ki oder MBi im Überhalt; z.T. Fi oder SEi im Nachwuchs
	Ki-Bi-Wald	Birken-Kiefernwald	Ki-Bi	Ki-Bi-Mischbestand, z.T. SBi, EbEs oder Fi im Nachwuchs/Unterstand
	Ki-Ei-Wald	Eichen-Kiefernwald	Ki-Ei	Ki-SEi/TEi-Mischbestand, z.T. mit Fi, TEi, Bu oder SBi im Unterstand/Nachwuchs
	Ki-Ei-W. unter Ki		Ki-Ei<Ki	Ki-Ei-Mischbestand unter Ki-Überhaltern
	Ki-Dgl-Wald	Douglasien-Kiefernwald	Ki-Dgl	Ki-Dgl-Mischbestand, z.T. Dgl im Nachwuchs
	Ki-Dgl-W. unter Ki		Ki-Dgl<Ki	Ki-Dgl-Mischbestand unter Ki-Überhaltern
	Ki-Lä-Wald	Lärchen-Kiefernwald	Ki-Lä	Ki-ELä/JLä-Mischbestand, z.T. mit Fi, Lä, Bu oder SBi im Unterstand/Nachwuchs
fremdl. Nadelh.			fN	Mischbestände mit KTa, Dgl, Tsu oder SuLä in wechselnden Anteilen
fremdl. Fichte			fF	OFi oder SFi, z.T. mit Fi oder Ki gemischt
Roteiche		Roteichenwald	REi	REi mit JLa oder Fi gemischt
Roterle	RErl-Reinbestand	Erlenwald	RErl	nur Roterle
	RErl-RB unter Ki		RErl<Ki	Roterle unter Ki-Überhaltern

Entwicklung von Vogelmensschaften beim Umbau von Kiefernwäldern in mehrstufige Mischwälder im Forstamt Sellhorn

von Carmen Hallanzy und Veit Hennig

1 Einleitung

Positive wie negative Folgen forstlicher Maßnahmen auf die Tierwelt lassen sich wegen der langen Umtriebszeiten nicht ganz einfach dokumentieren. Selten konnte eine gleichbleibende Methode der Erfassung über viele Jahre hinweg gewährleistet bleiben. So gibt es zu dieser Fragestellung nur wenige Zeitreihenanalysen. Bei den forstbaulichen Maßnahmen, die im Staatsforst Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide) durchgeführt werden, sollen die dortigen Forste in standortgerechte Waldgesellschaften umgewandelt werden. Das bedeutet im Wesentlichen, den Anteil von potentiell natürlichen Laubbaumarten in den traditionellen Kiefern- und Fichtenforsten zu erhöhen, mit dem Ziel, das „Vorherrschen oder zumindest eine starke Beteiligung der Baumarten der potentiell natürlichen Waldgesellschaften“ zu erreichen. Hierbei wurde schon sehr früh darauf geachtet, bestimmte Organismengruppen systematisch und vergleichbar zu erfassen (Hanstein & Sturm 1986).

Die Frage nach dem Erfolg eines solchen forstplanerischen Naturschutzmanagements liegt nahe, denn mit Hilfe frühzeitiger Erfolgskontrollen ist es möglich, Fehlentwicklungen noch rechtzeitig zu erkennen und entsprechend zu korrigieren (Hänggi 1989). In diesem Zusammenhang weist Hänggi (1989) darauf hin, dass bei Erfolgskontrollen von Naturschutzmaßnahmen in Naturschutzgebieten leicht zu erfassende und auffällige Tiergruppen, die dazu ausreichend sensibel auf den veränderten Umweltparameter reagieren, verwendet werden sollten. Dabei schlägt er für großflächigere Untersuchungsgebiete unter anderem Vogel vor. Diese bieten sich im Falle einer Untersuchung der Auswirkung des Waldumbaus auf die Tierwelt in Sellhorn aus den folgenden Gründen besonders an (Christen 1983, 1997). Zum einen liegen bereits, wie für Erfolgskontrollen vorausgesetzt (Hänggi 1989), frühere Vogelrevieraufnahmen zum Vergleich vor, und die Tiergruppe lässt sich nach standardisierten Methoden erfassen. Zum anderen ermöglicht das Leitarten-

modell von Flade (1994) durch die Zuordnung von bestimmten Vogelarten zu Laub- oder Nadelwaldhabitaten die geforderte Sensibilität der Tiergruppe für den zu untersuchenden Faktor. Aus diesen Überlegungen heraus lässt sich die Frage formulieren: Welche Folge hat die Zunahme des Laubholzanteils durch forstbauliche Maßnahmen auf die Vogelmensschaften von Koniferenforsten?

Anhand der Leitarten (Flade 1994) von Vogelmensschaften kann man die Hypothese aufstellen, dass mit steigendem Laubholzanteil in Koniferenwäldern die Nadelwaldleitarten in ihrer Häufigkeit abnehmen oder gar gänzlich auswandern und die Laubwaldleitarten zunehmen beziehungsweise neu auftreten sollten.

Um diese Hypothese zu bestätigen oder zu widerlegen, soll mit einer erneuten Brutvogelrevierkartierung, 17 Jahre nach der ersten Erfassung, ein Vergleich zwischen den Vogelmensschaften auf Untersuchungsflächen mit unterschiedlich weit fortgeschrittenem Waldumbau durchgeführt werden. Es liegen nunmehr vier Erfassungen gleicher Probeflächen vor: Sturm 1982, 1988; Kohls 1996 und Hallanzy 1999.

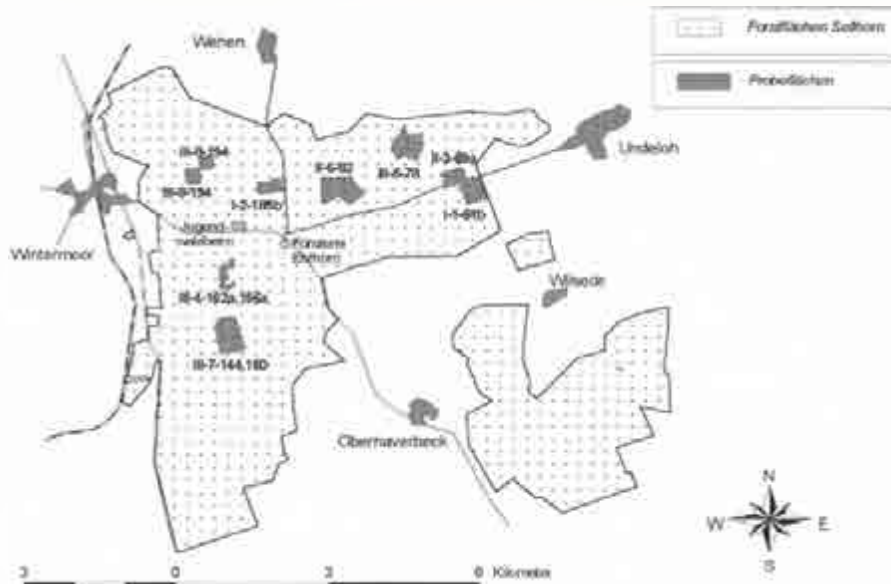
Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Wie reagieren die Leitarten für Laub- und Nadelwälder in ihrem Bestand?
- Lassen sich mögliche Veränderungen der Vogelmensschaften und der Bestände der Leitarten nachweisen und mit den Vegetationsveränderungen in Beziehung setzen?
- Welche vorläufige Bilanz lässt sich für den Erfolg des bisherigen Waldumbaus ziehen?

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung wurde im Staatsforst Sellhorn durchgeführt. Dieser liegt etwa 45 km südlich von Hamburg im nördlichen Teil der zentralen Lüneburger Heide in den Landkreisen Soltau-Fallingb. und Harburg des Regierungsbezirks Lüneburg. Die Bundesstraße 3 im Westen und die Autobahn 7 (Hannover-Hamburg) im Osten geben den Rahmen für die Verkehrsanbindung (Abb. 1). Mit rund 5000 ha Forstfläche gehört das Forstamt Sellhorn zu den kleinsten staatlichen Forstämtern des



Tab. 1. Definition der verwendeten Vegetationsschichtung.

Vegetationsschicht	Wuchshöhe
1. Baumschicht	Bäume über 15 m
2. Baumschicht	Bäume von 5 bis 15 m
Strauchschicht	Bäume und Straucher bis 5 m
Bodenschicht	krautige Bodenvegetation und Moose

Landes. Es liegt vollständig im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide.

Für die potentielle natürliche Vegetation des Forstamtsgebietes wird bodensaurer Tiefland-Buchenwald (z.T. mit Traubeneichen) und stellenweise Birken-Eichenwald angenommen (Hanstein & Sturm 1986; Ernst & Hanstein 2001, in diesem Heft). Noch 1978 waren 90,9 Prozent der bewaldeten Forstamtsfläche mit Koniferenforsten aus Kiefern, Fichten, Douglasien und Lärchen bestockt. Der Laubholzanteil lag bei 9,1 Prozent (Eiche 5,3 %; Buche 2,4 %; Birke 1,4 %; Hanstein & Sturm 1986).

2.2 Die Probeflächen

Es wurden insgesamt acht Untersuchungsflächen ausgesucht. Vier Flächen waren als Kontrollflächen vorgesehen. Auf diesen sollte sich die Artzusammensetzung ihres Baumbestands seit 1982 kaum verändert haben und hauptsächlich aus Nadelbäumen bestehen. Die vier anderen Flächen sollten dagegen eine gegenüber 1982 deutliche Erhöhung des Laubholzanteils aufweisen, um als Entwicklungsflächen bezüglich ihres Vogelbestandes mit den Kontrollflächen verglichen werden zu können. Wie sich aus der Auswertung der durchgeführten Sturm'schen Vegetationsaufnahme (Hanstein & Sturm 1986) ergab, entsprachen die tatsächlichen Verhältnisse auf den Flächen nicht immer der Erwartung, so dass die geplante Einteilung der Probeflächen in jeweils vier Kontroll- und Entwicklungsflächen nicht aufrechterhalten war.

Mit einem deutlichen Laubholzzuwachs auf über 30 % erfüllten drei Flächen das Kriterium für die gewünschten Entwicklungsflächen. Diesen wurden die übrigen fünf Probeflächen, die einen Laubholzzuwachs auf weniger als 10 % verzeichneten, gegenübergestellt. Die Größe der Untersuchungsflächen, die zwischen 8,3 und 37,6 Hektar variiert, entspricht weitestgehend dem IBCC-(International Bird Census Com-

mittee)-Standard für Revierkartierungen von 10 bis 30 ha (Flade 1994).

2.3 Vergleichs-Erfassungen

Revierkartierung

1982 und 1988 erfolgte im Staatsforst Sellhorn eine Brutvogelrevierkartierung durch den Kartierer K. Sturm. Die Ergebnisse der Kartierung von 1982 flossen in die Waldbiotopkartierung ein, die 1986 vom Niedersächsischen Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten herausgegeben wurde (Hanstein & Sturm 1986). K. Kohls führte 1996 eine weitere Vogelreviererfassung auf den gleichen Flächen wie Sturm zuvor durch. Die Ergebnisse dieser Kartierung sind bislang unveröffentlicht, standen aber für diese Untersuchung zur Verfügung.

Vegetationsstruktur

Für die Waldbiotopkartierung erstellte Sturm 1982 (Hanstein & Sturm 1986) eine ausführliche Aufnahme der Waldstruktur, wobei er eine selbstentwickelte Methode anwendete.

2.4 Erfassungsmethoden

2.4.1 Vogelreviererfassung

Zur Erfassung der Vogelreviere wurde entsprechend der Methode von Sturm und Kohls verfahren, die weitestgehend der Reviererfassungsmethodik, die Flade (1994) und Bibby, Burgess et al. (1995) beschreiben, entspricht. Jede Probefläche wurde viermal im Abstand von mindestens einer Woche vollständig begangen, gemäß dem Minimum für eine Reviererfassung.

2.4.2 Vegetationsstruktur

Die Vegetationsstruktur wurde 1999 auf dem gesamten Areal der Probeflächen nach der selben Methode wie 1982 auf-

genommen. Das geschah unter Anleitung des Ersterfassers K. Sturm, um eine gute Vergleichbarkeit mit der Vegetationsaufnahme von 1982 zu erreichen. Die Vegetationsstruktur des Waldes wurde dafür in vier Vegetationsschichten unterschiedlicher Höhenstufe eingeteilt (Tab. 1). Für jede dieser Vegetationsschichten wurde der Deckungsgrad (beziehungsweise Überschirmungsgrad) sowie der prozentuale Anteil jeder in dieser Schicht vorkommenden Gehölzart eingeschätzt. Bei der Bodenschicht wurde neben dem Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation nur das Verhältnis der Moose zu den krautigen Pflanzen beurteilt (Hanstein & Sturm 1986). Darüber hinaus hatte Sturm 1982 die Untersuchungsflächen subjektiv in Teilflächen unterteilt, wenn deutliche Unterschiede in der Vegetation zu beobachten waren. Bei der Erfassung 1999 wurden diese Teilflächen wieder berücksichtigt.

2.5 Auswertungsmethoden

2.5.1 Auswertung der Revierkartierung

Für jede Untersuchungsfläche wurde die Revieranzahl, die Abundanz (Revierzahl pro 10 Hektar) und die Dominanz (prozentualer Anteil einer Art an der Gesamtrevierzahl) jeder Vogelart berechnet. Aus den Revierzahlen wurden für die Entwicklungsflächen ($n = 3$) und für die Kontrollflächen ($n = 5$) jeweils der Mittelwert und die Standardabweichung errechnet (für diejenigen Arten, die auf mehr als zwei der Flächen registriert werden konnten). Außerdem werden die Artenzahl, die Gesamtabundanz (Revierdichte; Summe der Reviere aller Arten auf 10 ha bezogen) und die Evenness angegeben.

Als Indikator für den Unterschied der Brutvogelgemeinschaften zwischen den einzelnen Probeflächen und ihren Veränderungen seit 1982 aufgrund des Laubholzzuwachses wurde das Leitartenmodell nach Flade (1994) verwendet. Flade definiert Leitarten als Arten, „die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen“. Im Gegensatz dazu bezeichnet er Arten, die Stetigkeiten von mindestens 80 % aufweisen, als „stete Begleiter“.

Um den Einfluss des Laubholzanteils auf die Vogelgemeinschaften zu charakterisieren, wurde der Status als Leitart für die Waldtypen Eichen-Hainbuchenwald und Tiefland-Buchenwald nach Flade (1994) für die auf den Probeflächen registrierten Brutvögel verwendet. Die entsprechenden Arten werden im Folgenden als „Laubwaldleitarten“ bezeichnet (Tab. 2). Zur Verdeutlichung des Nadelwaldcharakters der Vogelgemeinschaften dienten die auf den Probeflächen gewerteten Reviervogelarten, die nach Flade (1994) als Leitarten für die folgenden Waldtypen gelten können: fichtenreiche Kiefern-wälder, reine Kiefernforste, Fichtenjung-wuchs und -dickungen sowie Kiefern-jungwuchs und -dickungen. Diese Arten werden im Weiteren „Nadelwaldleitarten“ genannt (Tab. 3).

Zum Nachweis von Bestandsänderungen der Leitarten innerhalb der jeweiligen Probeflächeneinheiten (>10 % und <10 % Laubholzanteil) diente der Vergleich der Ergebnisse der Vogelrevierkartierung (1999) für Revierzahl, Abundanz und Dominanz mit denen aus den Jahren 1996 von Kohls sowie 1988 und 1982 von Sturm.

2.5.2 Auswertung der Vegetationserfassung

Die Deckungsgrade der Schichten und die prozentualen Anteile der einzelnen Gehölzarten pro Schicht wurden in Hektar umgerechnet. Anschließend wurden diese Hektarangaben von den Teilflächen, die gemeinsam die jeweilige Untersuchungsfläche ergeben, addiert.

Des Weiteren wurde aus den Hektarangaben von den einzelnen Baumarten der prozentuale Anteil des Laubholzes am Gesamtbestand der jeweiligen Untersuchungsfläche sowie der prozentuale Laubholzanteil (L %) und prozentuale Deckungsgrad jeder Vegetationsschicht, bezogen auf das gesamte Areal einer Probefläche, berechnet.

2.6 Statistische Methoden

Für die statische Auswertung wurden nichtparametrische Verfahren angewendet, da beim Vergleich der Probeflächen mit einem Laubholzanteil von über 10 % mit den Probeflächen mit einem geringeren Laubholzanteil die Stichprobengröße von höchstens fünf

Tab. 2. Leitarten für Laubwälder (Flade 1994).

Leitart	Eichen-Hainbuchenwald	Tiefland-Buchenwald
Gartenbaumläufer	x	x
Kleiber	x	x
Sumpfmehse	x	x
Trauerschnapper	x	x
Waldlaubsänger	x	x

Tab. 3. Leitarten für Nadelwälder (Flade 1994).

Leitart	Fichtenreiche Kiefern-wälder	Kiefern-forst	Fichten-jung-wuchs	Kiefern-jung-wuchs
Haubenmeise	x	x	–	–
Heckenbraunelle	–	–	x	x
Misteldrossel	x	x	–	–
Tannenmeise	x	x	x	–
Wintergoldhähnchen	x	–	x	–

kaum ausreichend wäre, um damit Abweichungen von der Normalverteilung der Daten nachzuweisen.

Die Signifikanz der Veränderung der Vegetationsdaten (Gesamtlaubholzanteil, Deckungsgrad und Laubholzanteil der Vegetationsschichten) von 1982 auf 1999 wurde mit dem Wilcoxon-Test für Paardifferenzen für gepaarte Stichproben (Sachs 1993) getrennt für die Probeflächeneinheiten (<10 % L und >10 % L) geprüft.

Mögliche Veränderungen der Brutbestände der Vögel von 1982 bis 1999 in Bezug auf die Artenzahl, Reviersumme, Revierdichte innerhalb der jeweiligen Probeflächeneinheit (>10 % L und <10 % Laubholz) sowie die Bestandsentwicklungen der einzeln betrachteten Arten wurden mit dem Friedman-Test (Sachs 1993) auf ihre Signifikanz hin untersucht. Die Abundanzen der Arten auf Entwicklungs- und Kontrollflächen werden als Mittelwert mit Standardabweichung angegeben (siehe Tabellen im Anhang).

3 Ergebnisse

3.1 Die Vegetationsstruktur

3.1.1 Entwicklungstrend des Gesamtlaubholzanteils

Aus den Vegetationsaufnahmen 1982 und 1999 (Sturm und Hallanzy) wurde der prozentuale Laubholzanteil berechnet (Tab. 4). Dabei ist generell ein deutlicher Anstieg des Laubholzanteils auf allen Flächen zu beobachten (Wilcoxon-Test: $n = 8$; $p < 0,01$).

Hieraus ergibt sich die Einteilung der Probeflächen in die Kategorien mit jeweils ähnlichem Trend der Laubholzentwicklung von mehr als 10 % Laubholz als Entwicklungsflächen (E) und weniger als 10 % Laubholzanteil als Kontrollflächen (K). So zeigte sich für den prozen-

Tab. 4. Prozentualer Gesamtlaubholzanteil 1982 und 1999.

Probefläche	Typ	Größe (ha)	Laubholzanteil (%)	
			1982	1999
1 I -1-61b	E	14,4	21,2	33,6
2 I -2-185b	E	13,0	12,0	40,9
3 II -3-69a	E	8,3	5,1	45,4
4 III-4-162a, 156a	K	14,9	2,0	7,6
5 III-5-78a	K	27,9	2,6	5,8
6 III-6-82	K	37,6	0,0	9,6
7 III-7-144,150	K	27,4	0,0	5,7
8 III-8-194	K	16,7	0,1	0,4

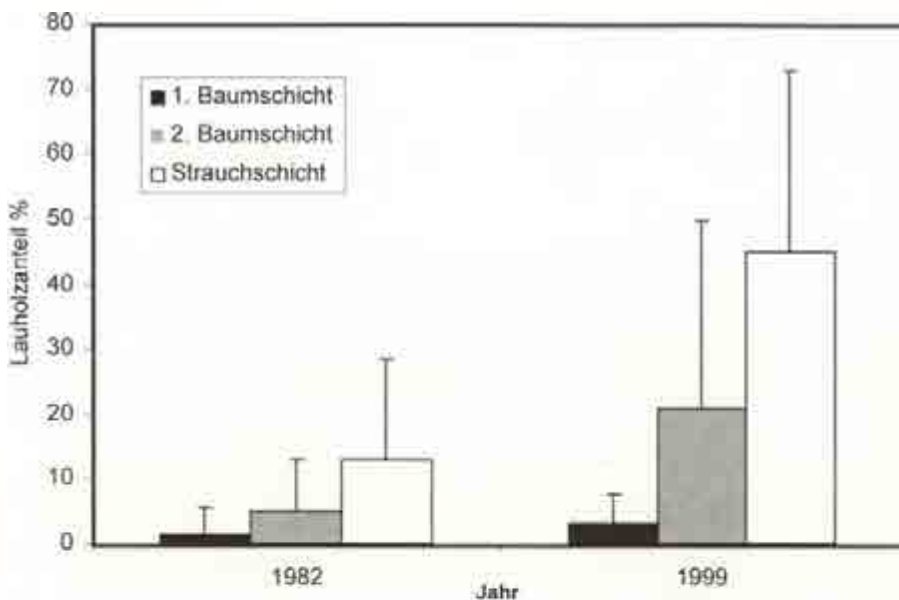


Abb. 2: Laubholzanteil in den unterschiedlichen Waldschichten 1982 und 1999 im Vergleich.

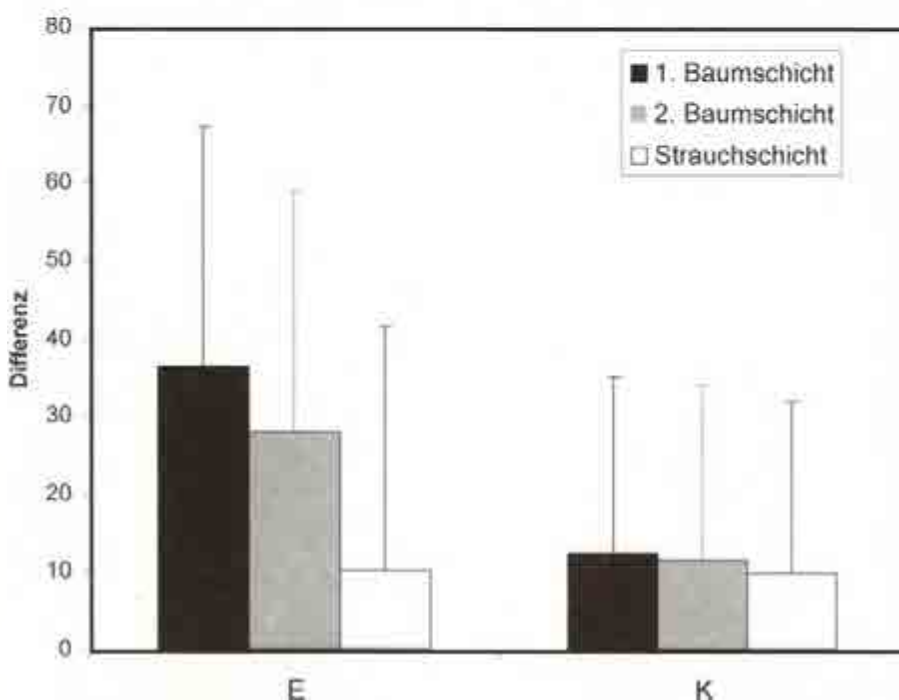


Abb. 3: Prozentuale Zuwachsrate des Laubholzanteil von 1982 bis 1999 auf Entwicklungs- und Kontrollflächen (E und K).

tualen Gesamtlaubholzanteil in den beiden Untersuchungsflächenkategorien E und K eine signifikante Erhöhung (Wilcoxon-Test: „E“ $n = 3$; $p < 0,05$; „K“ $n = 5$; $p < 0,05$).

Entwicklungstrend des Laubholzanteils der Vegetationsschichten

Auf allen Flächen ist ein Zuwachs des Laubholzanteils in fast allen Vegetationsschichten erfolgt (Abb. 2). Die erste

Baumschicht ist auf fast allen Probeflächen die laubbaumärmste Schicht. Auf den Entwicklungsflächen zeigt sich trotzdem eine signifikante Laubholzzunahme (Wilcoxon-Test $n = 3$; $p < 0,05$) von 1982 auf 1999 (Abb. 3). Der Laubholzanstieg auf den Kontrollflächen in diesem Zeitraum ist nicht signifikant, da nur auf zwei der fünf Flächen 1999 überhaupt ein geringer Laubholzanteil in dieser Vegetationsschicht registriert wurde.

Die zweite Baumschicht zeigt in den Entwicklungsflächen eine signifikante Zunahme ihres Laubholzanteils von durchschnittlich $12,5 (\pm 8,4) \%$ auf $53,0 (\pm 20,3) \%$ (Wilcoxon-Test $n = 3$; $p < 0,05$). Dabei ist der Unterschied der Entwicklungsflächen zu den Kontrollflächen sowohl 1982 als auch 1999 signifikant (U-Test: 1982 $Z = -2,29$; $p = 0,02$; 1999: $Z = -2,25$; $p = 0,02$). Auf den Kontrollflächen erfolgte in dieser Vegetationsschicht von $0,8 (\pm 1,2) \%$ auf $1,5 (\pm 1,8) \%$ keine signifikante Veränderung im Laubholzanteil.

Die Strauchschicht wies sowohl 1982 als auch 1999 bis auf zwei Ausnahmen (Flächen 3 und 8 1999) stets den größten Anteil von Laubholz im Vergleich zu allen anderen Vegetationsschichten auf. Der Laubholzzuwachs dieser Schicht ist sowohl auf den Entwicklungsflächen (1982: $30,4 (\pm 8,5) \%$; 1999: $63,0 (\pm 9,6) \%$) als auch auf den Kontrollflächen (1982: $2,6 (\pm 3,4) \%$; 1999: $33,9 (\pm 30,4) \%$) signifikant (Wilcoxon-Test; E: $n = 5$; $p < 0,05$; K: $n = 3$; $p < 0,05$).

Bei den Entwicklungsflächen lässt sich eine deutliche Erhöhung des Deckungsgrades der Strauchschicht und der zweiten Baumschicht aufzeigen (Wilcoxon-Test: zweite Baumschicht $n = 3$; $p < 0,05$; Strauchschicht $n = 3$; $p < 0,05$), nicht jedoch für die erste Baumschicht. Bei keiner der Vegetationsschichten der Kontrollflächen zeigt sich eine signifikante Veränderung des Deckungsgrades.

3.1.2 Entwicklungstrends der gesamten Avizonose

Auf den Entwicklungsflächen veränderten sich weder Artenzahl, relative Artenzahl, Reviersumme, Revierdichte, Diversität noch Evenness signifikant. Lediglich Trends konnten aufgezeigt werden (Tab. 5 und 6). Auf den Kontrollflächen (Tab. 6) nimmt nur die Evenness hochsignifikant ab. Bei Artenzahl, relativer Artenzahl, Reviersumme, Revierdichte und Diversität ist ein leichter Trend einer Zunahme zu beobachten (nicht signifikant).

Auf den Entwicklungsflächen zeigte sich in der Regel eine deutlich höhere Abundanz der Arten als auf den Kontrollflächen. Sie veränderte sich im Beobachtungszeitraum seit 1982 nicht signifikant, obwohl sich dort ab 1996 eine gewisse Zunahme abzeichnete (Spearman Rank Test $r_s = 0,04$; $n = 504$;

Tab. 5. Veränderungen der Vogelgemeinschaften auf den Entwicklungsflächen (n = 3).

	1982	1988	1996	1999	χ^2
Artenzahl (AZ)	16,0 ± 6,6	18,7 ± 2,9	20,0 ± 1,0	18,0 ± 1,0	1,4
Abundanz (Rev./10 ha)	52,1 ± 13,6	50,4 ± 9,4	69,6 ± 13,3	52,1 ± 8,2	4,2
Evenness E_s	0,85 ± 0,24	0,34 ± 0,02	0,33 ± 0,01	0,35 ± 0,01	6,3

Tab. 6. Veränderungen der Vogelgemeinschaften auf den Kontrollflächen (n = 5).

	1982	1988	1996	1999	χ^2
Artenzahl (AZ)	10,8 ± 3,6	12,2 ± 6,3	17,6 ± 4,7	16,8 ± 4,1	6,8**
Abundanz (Rev./10 ha)	22,8 ± 18,1	26,3 ± 23,2	30,9 ± 16,5	30,6 ± 20,1	6,1**
Evenness E_s	0,70 ± 0,24	0,42 ± 0,07	0,35 ± 0,03	0,36 ± 0,04	10,7**

Tab. 7. Mittlere Bestandsänderungen (Abundanzen) und deren Beträge als Maß für die Stärke der Veränderungen innerhalb der Vogelgemeinschaften auf Entwicklungs- und Kontrollflächen.

Wert	Typ	Mittelwert	Standardabweichung	F-Wert	Signifikanz
Mittelwert	E	-0,00	2,75	4,61	<0,001
	K	0,19	1,28		
Betrag des Mittelwerts	E	1,24	2,45	4,66	<0,001
	K	1,14	1,14		

p = 0,15). Die Kontrollflächen dagegen zeigen zwar durchgehend geringere Abundanzwerte auf, diese nahmen aber signifikant zu (Spearman Rank Test $r_s = 0,13$; n: 840; p < 0,001).

Vergleicht man die mittleren Abundanzänderungen auf Entwicklungsflächen und Kontrollflächen (Abb. 4), so ist der Unterschied insgesamt gerechnet nicht signifikant, da vor allem auf den Entwicklungsflächen einige Arten zu- und andere abnehmen (Welsh-Test: $t = -0,71$; FG = 158; p = 0,47). Die Streuung zwischen den Arten unterscheidet sich jedoch auf beiden Flächentypen hochsignifikant (F-Test, siehe Tab. 7). Vergleicht man nämlich die Beträge der mittleren Abundanzänderungen, so zeigt sich als „Grad der Veränderung“ ein hochsignifikanter Unterschied zwischen Entwicklungs- und Kontrollflächen (Tabelle 7; Welsh-Test: $t = 2,68$; FG = 158; p = 0,008).

Vor allem die 1982 noch dominanten Vogelarten nahmen bis 1999 stark ab. Die ehemals weniger häufigen Arten nahmen demgegenüber zu (Abb. 5). So zeigt sich eine negative Korrelation zwischen der Abundanz 1982 und ihrer Veränderung zu 1999 (Differenz der Abundanzen zwischen 1982 und 1999). Diese ist auf den Entwicklungsflächen ($r_s = -0,54$; n = 122 und p < 0,0001) we-

sentlich ausgeprägter als auf den Kontrollflächen ($r_s = -0,20$; n = 204; p = 0,002).

3.1.3 Entwicklungstrends einzelner Arten

Leitarten

Für keine der Laubwaldleitarten ließ sich eine signifikante Bestandsänderung auf den Probeflächen nachweisen.

Eine signifikante Bestandsänderung zeigten lediglich drei Nadelwaldleitarten, nämlich Haubenmeise (auf den laubholzarmen Kontrollflächen), Tannenmeise und Wintergoldhähnchen (auf den laubholzreicheren Entwicklungsflächen).

Auf den Entwicklungsflächen ist die Haubenmeise die einzige der Leitarten, für die kein Entwicklungstrend auszumachen ist. Die Bestandsänderungen der Heckenbraunelle sind zwar minimal und daher nicht signifikant, trotzdem zeigen sie eine geringfügige positive Tendenz. Bei der Misteldrossel ist eine deutlich abnehmende Bestandsentwicklung zu beobachten, sie wurde nach 1982 nicht mehr nachgewiesen. Für alle Leitarten sind die Mittelwerte, Standardabweichungen und Signifikanzwerte für die Flächentypen getrennt in den Anhangstabellen zu finden.

Auffällig ist vor allem die gravierenden Abnahmen des Wintergoldhähnchens (Extremwerte in Abb. 5). Die kontinuierliche Abnahme in mittlerer Revierzahl, Abundanz und Dominanz tritt auf beiden Flächentypen auf, ist aber nur auf den Entwicklungsflächen signifikant (Abb. 6 und Anhangstabelle 3). Auch die Bestandsänderung der Tannenmeise ist statistisch signifikant. Revierzahl und Abundanz verändern sich jedoch auf den Entwicklungsflächen stark diskontinuierlich (Abb. 7). Auf den Kontrollflächen ist keine Veränderung erkennbar.

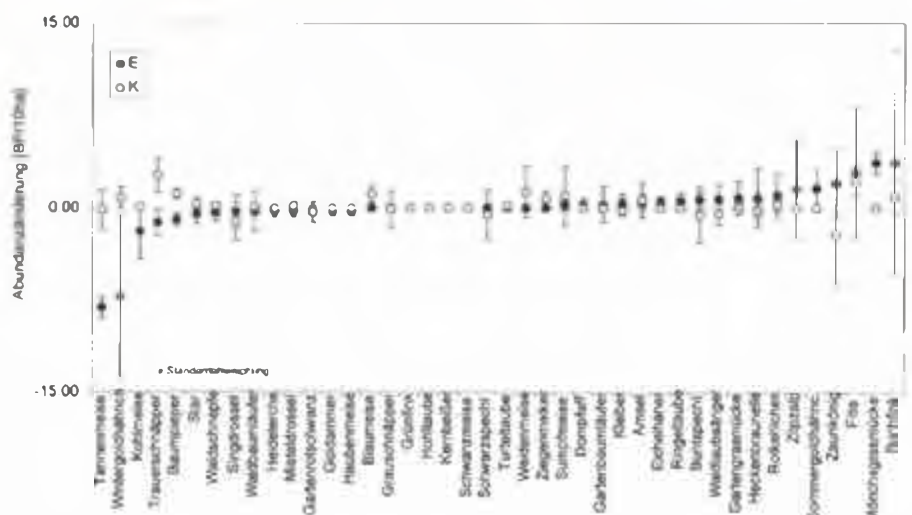


Abb. 4: Abundanzänderung aller Vogelarten zwischen 1982 und 1999 auf Entwicklungs- und Kontrollflächen; geordnet nach dem Grad der Veränderung auf den Entwicklungsflächen von der stärksten mittleren Abnahme (links) zu stärksten Zunahme (rechts).

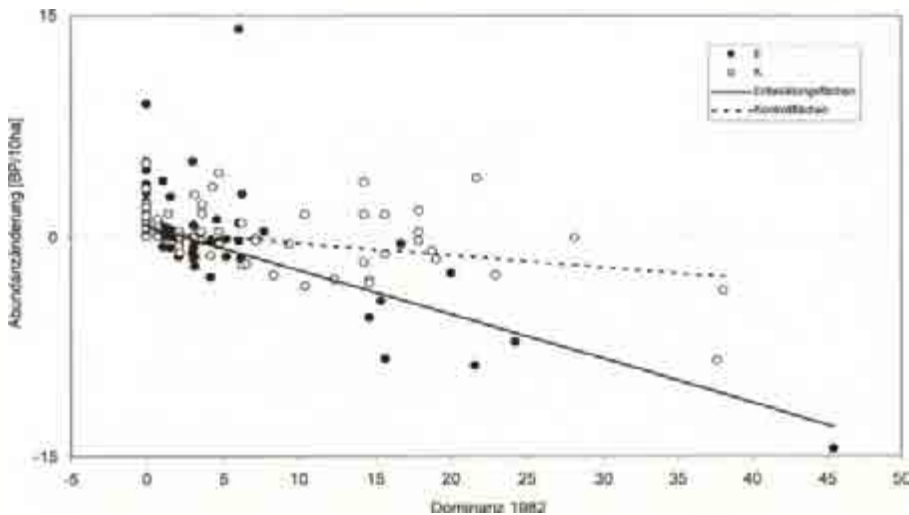


Abb. 5: Änderung der Abundanzen von 1982 bis 1999 im Verhältnis zur Dominanz 1982. E: $n = 126$; $y = 0.71 - 0.30 \cdot X$; $R^2 = 0.41$ ***; K: $n = 210$; $y = 0.38 - 0.083 \cdot X$; $R^2 = 0.15$ **

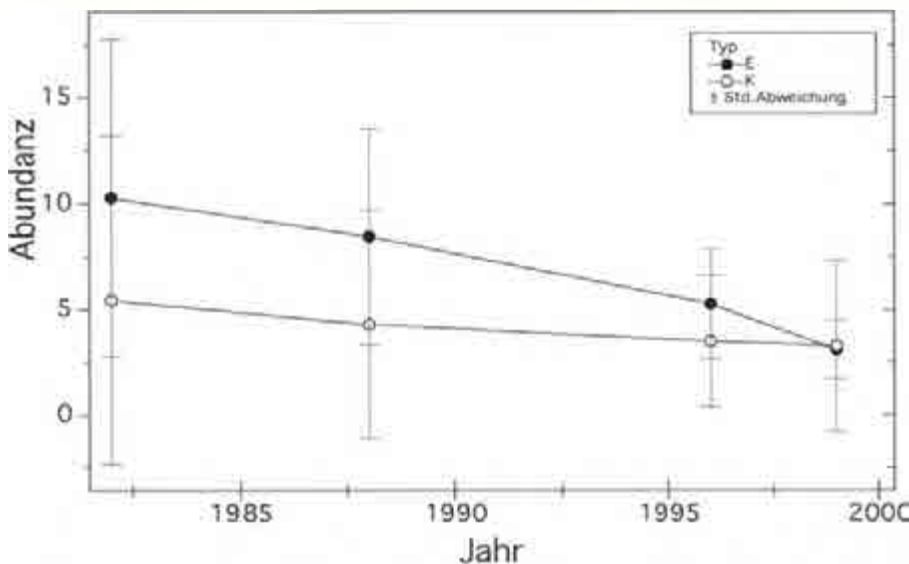
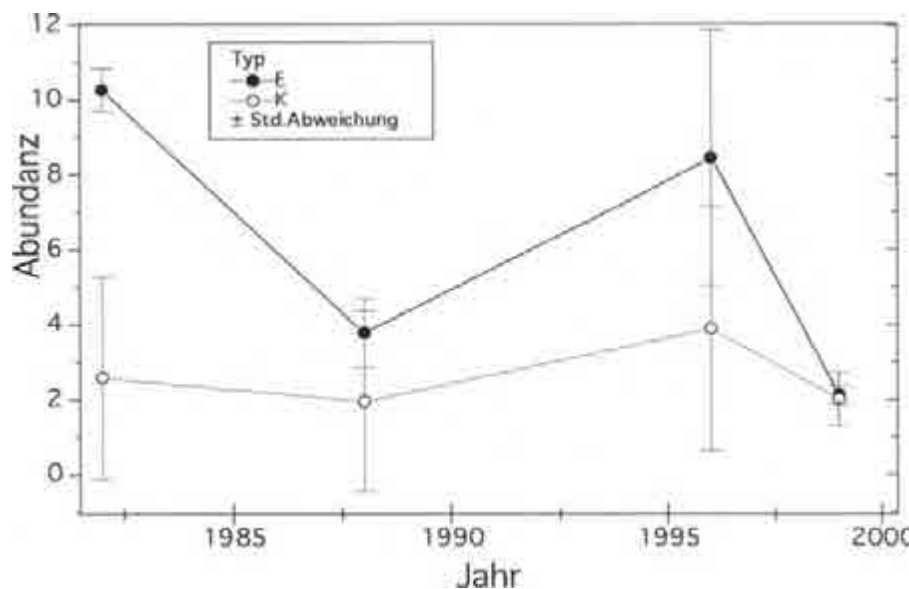


Abb. 6: Entwicklung der Abundanzen von Wintergoldhähnchen auf Entwicklungs- und Kontrollflächen.



„Nicht-Leitarten“

Als Zeiger für das Alter eines Baumbestandes sollte der Buntspecht (*Dendrocopos major*) erwähnt werden. Er hatte 1982 sowohl auf Entwicklungsflächen als auch auf den Kontrollflächen noch sehr geringe Dichten ($E = 0.49$ Rev./10 ha; $K = 0.15$ Rev./10 ha). Der Buntspecht hat auf beiden Flächentypen zugenommen, wobei die Zunahme auf den Kontrollflächen deutlicher war:

Entwicklungsflächen:

mittlere Dichte 1999 1.12 Rev./10 ha;

Zunahme: Spearman Rank Test:

$rs = 0.51$; $n = 12$; $p = 0.042$;

Kontrollflächen:

mittlere Dichte 1999 1.25 Rev./10 ha;

Zunahme: Spearman Rank Test:

$rs = 0.58$; $n = 20$; $p = 0.0036$

Auffällig ist vor allem die Zunahme der ehemals nur dominant bis subrezent auftretenden Arten (Einteilung nach Engelmann 1978). Dies sind der Buchfink (*Fringilla coelebs*) und die gebüschliebenden Arten wie Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) und Fitislaubsänger (*Phylloscopus trochilus*). Der Buchfink nahm auf den Kontrollflächen im Mittel von 3.6 auf 6.2 Reviere/10 ha zu, auf den Entwicklungsflächen von 7.8 auf 11.6 Reviere/10 ha. Die Zunahmen sind wegen der geringen Stichprobengrößen jedoch nicht signifikant.

Beim Zaunkönig ist auf beiden Flächentypen eine Zunahme festzustellen, sie ist jedoch nur auf den Kontrollflächen signifikant (Entwicklungsflächen: $rs = 0.41$; $n = 12$; $p = 0.09$; Kontrollflächen: $rs = 0.61$; $n = 20$; $p = 0.002$). In allen Jahren war die Abundanz auf den Entwicklungsflächen höher als auf den Kontrollflächen (Abb. 8).

Bei der Mönchsgrasmücke verhält es sich bezüglich der Zunahmetrends genau umgekehrt (Abb. 9): Nur auf den Entwicklungsflächen war die Zunahme signifikant (Entwicklungsflächen: $rs = 0.64$; $n = 12$; $p = 0.013$; Kontrollflächen: $rs = 0.35$; $n = 20$; $p = 0.06$). Auch hier sind wie beim Zaunkönig die mittleren Abundanzen in allen Jahren auf den Entwicklungsflächen höher.

Abb. 7: Entwicklung der Abundanzen von Tannenmeisen auf Entwicklungs- und Kontrollflächen.

4 Diskussion

Auf den Waldflächen des Forstamtes Sellhorn wurde die Veränderung der Vogelwelt als Folge waldbaulicher Maßnahmen von 1982 bis 1999 begleitend untersucht.

Es ließen sich zeitliche Veränderungen in der Zusammensetzung der Vogelbestände beobachten, die als ein deutlicher, positiver Wandel seit 1982 in den Vogelgemeinschaften der laubholzärmeren (unter 10 %) Probeflächen in Bezug auf ihre Artenzahl, relative Artenzahl (Artenzahl pro 10 Hektar), Revierversumme (Revierversumme pro 10 Hektar), Diversität und Evenness deutlich wird. Dies entspricht den Erwartungen, die für die Artenvielfalt in Wäldern postuliert werden (Christensen 1988; Gatter 1994; Scherzinger 1996).

Von den insgesamt 10 behandelten Leitarten zeigten neun erkennbare Bestandsänderungen in den letzten 17 Jahren (fünf Laubwald-, vier Nadelwaldleitarten). Auf den Probeflächen mit mehr als 10 % Laubholzanteil zeigten drei Laubwaldleitarten (Kleiber, Sumpfschneise, Waldlaubsänger) eine Bestandszunahme und eine (Trauerschnäpper) eine Abnahme. Drei Nadelwaldleitarten (Misteldrossel, Tannenmeise, Wintergoldhähnchen) gingen auf diesen Flächen in ihrem Bestand zurück, während eine (Heckenbraunelle) geringfügig zunahm und sich eine (Haubenmeise) in ihrem Bestand nicht erkennbar veränderte. Auf den Flächen mit einem Laubholzanteil von unter 10 % nahm eine Laubwaldleitart (Waldlaubsänger) zu und zwei fehlten völlig. Dagegen wiesen zwei Nadelwaldleitarten (Haubenmeise, Misteldrossel) eine Bestandszunahme auf. Eine Nadelwaldleitart (Wintergoldhähnchen) nahm ab und zwei (Heckenbraunelle, Tannenmeise) zeigten keinen gerichteten Bestandstrend.

Der Buntspecht hat auf allen Flächen zugenommen. Dies ist typisch für Waldbestände zunehmenden Alters (Angelstam 1990; Pechacek 1995; Hinsley, Bellamy et al. 1995).

Wenn sich auch eine zunehmende Artenvielfalt weder in Artenzahlen noch in Änderungen von Diversität oder Evenness statistisch nachweisen lässt, deutet sich doch eine stärkere Gleichverteilung der Arten an. Extrem eudominante Arten mit eher stenökem

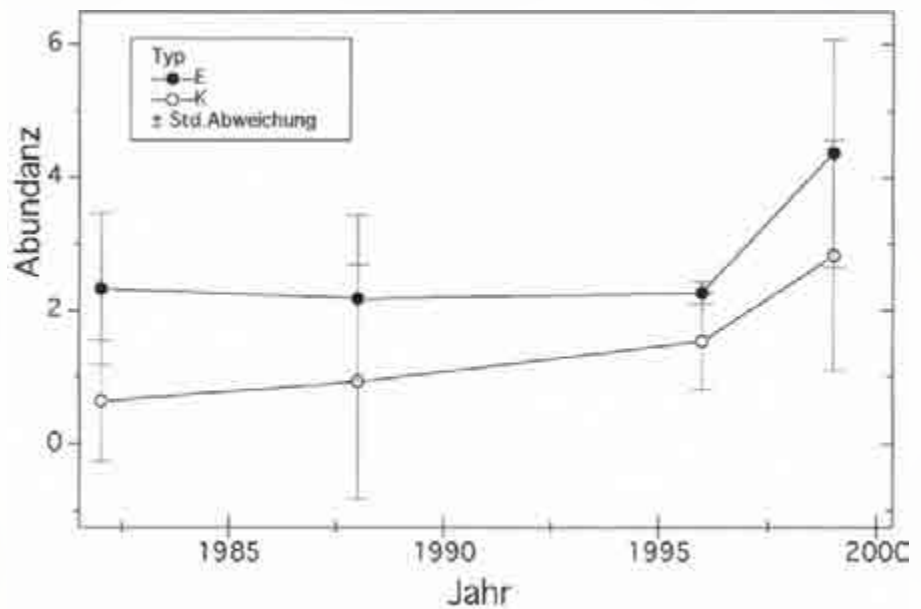


Abb. 8: Entwicklung der Abundanzen der Zaunkönige auf Entwicklungs- und Kontrollflächen.

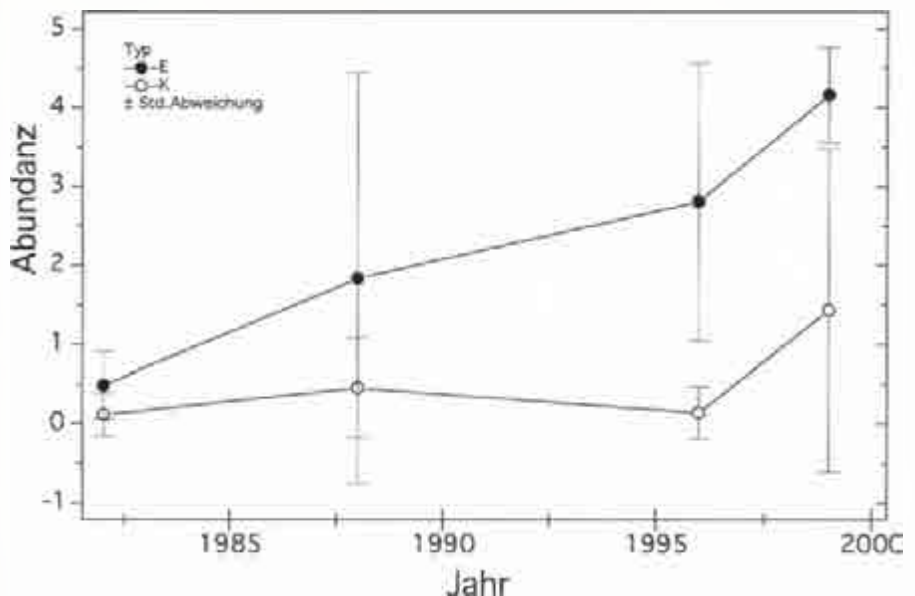


Abb. 9: Entwicklung der Abundanzen von Mönchsgrasmücke auf Entwicklungs- und Kontrollflächen.

Lebensraumsanspruch wie das Wintergoldhähnchen haben abgenommen, während euryöke Arten, die eine hohe Strukturvielfalt brauchen, zugenommen haben.

Nach der Arbeitshypothese müssten Laubwaldleitarten zugenommen und Nadelwaldleitarten abgenommen haben. Diese erwartete Reaktion ließ sich nicht für alle Leitarten pauschal bestätigen. Es konnten aber bis auf eine Ausnahme (Trauerschnäpper) signifikante Zusammenhänge der Arten zu mindestens einem Vegetationselement (Vege-

tationsschichtung oder Laubholzanteil) nachgewiesen werden, die sich mit der Erwartung und den Erfahrungswerten aus der Literatur zu den Arten decken. Für die Probeflächen mit einem Laubholzanteil von über 10 % konnte die erwartete Abnahme von Nadelwaldleitarten in drei Fällen und die Bestandszunahme der Laubwaldleitarten bei ebenfalls drei Arten bestätigt werden.

Es scheint also so, als ob sich die Hypothese bestätigt. Bedenkt man, dass bisher nur wenige Arten statistisch signifikante Bestandsänderungen aufzei-

gen, so kann höchstens von einem Ansatz der Entwicklung in die erwartete Richtung gesprochen werden. Dieser ist trotzdem recht bemerkenswert, wenn er sich zu diesem frühen Stadium des Waldumbaus bereits nachweisen lässt.

Der Waldumbau zu Gunsten höherer Laubholzanteile lässt sich insgesamt somit weniger an der Zunahme von Leitarten der Laubwälder nachweisen als vielmehr in

- der Abnahme stenöker Leitarten der Nadelwälder und
- der Zunahme von euryöken Arten der Mischwälder.

Dies ist in diesem Stadium des Waldes auch nicht anders zu erwarten, da nach wie vor der Nadelwaldcharakter dominiert. Nimmt man zur Bewertung des Waldes als Lebensraum die „Strukturvielfalt“ als positive Entwicklung an (Scherzinger 1996), so kann diese schon nach den jetzt vorliegenden Ergebnissen für die Avifauna als Gewinn eingeschätzt werden. Bezüglich der Bewertung nach Naturnähe, sollte der Zustand dabei vor allem nach der relativen Strukturvielfalt und nicht die optimale Vielfalt bewertet werden (Waldenspuhl 1991).

Im Hinblick auf den bislang zu verzeichnenden Grad des Waldumbaus ergibt sich somit durchaus eine positive Bilanz für die Avifauna, da sich eine ansatzweise Annäherung von Nadelwaldvogelgesellschaften an die von Laubwäldern zu vollziehen beginnt. Ob sich diese Entwicklung im Laufe des fortschreitenden Waldumbauprozesses fortsetzt, wäre in weiteren periodisch aufeinander folgenden Untersuchungen im Staatsforst Sellhorn als Langzeitmonitoring zu beobachten.

Wie weit diese Ergebnisse durch vergleichbares Forstmanagement auf andere Waldgebiete (mit einer anderen potentiell natürlichen Waldgesellschaft) übertragen werden können, müsste getestet werden. Neben den Leitarten sollten auch euryöke Arten beachtet werden, die Änderungen teilweise rascher anzeigen.

Nur wenige Lebensräume werden über derart lange Zeiteinheiten in vergleichbarer Form gemanagt wie die Wälder. Ob es aus Sicht des Naturschutzes sinnvoll ist, das Entstehen von natürlichen, standortgerechten Vegetationsgesellschaften mit Hilfe von Pflegemaßnahmen zu beschleunigen, bleibt

Ansichtssache (Scherzinger 1996). Für die auf diese eher „natürlichen Habitate“ angewiesenen Tier- und Pflanzenarten kann zumindest die Populationsentwicklung gerichtet gefördert werden. Die natürliche Sukzession, wenn sie denn ungestört abläufe, würde wahrscheinlich zur gleichen Klimaxgesellschaft führen, wie sie für die Waldgesellschaften in Sellhorn als Zielvorgabe für das Management definiert wurden. Zwischen einer Planung zum „Urwald“ und einer Ausrichtung nach streng ökonomischen waldbaulichen Kriterien kann, zumindest nach den hier vorliegenden Ergebnissen, in gewissem Rahmen eine abgestufte Avifauna entwickelt werden.

5 Zusammenfassung

Im Staatsforst Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide) werden seit längerer Zeit begleitend zu den forstbaulichen Maßnahmen unterschiedliche Begleituntersuchungen durchgeführt. Die dortigen Koniferenforste sollen teilweise in standortgerechte Laubwaldgesellschaften umgewandelt werden (Köpsell 2001; Ernst & Hanstein 2001, in diesem Heft). Zur Erfolgskontrolle dieser Waldumbaumaßnahmen im Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide) wurde die Wirkung der Erhöhung des Laubholzanteils auf die gesamte Lebensgemeinschaft der Forste am Beispiel der Vogelwelt untersucht (Hallanzy 2000). Das Leitartenmodell für Vogelgemeinschaften verschiedener Habitate von Flade (1994) definiert bestimmte Vogelarten als Leitarten für Nadel- und Laubwald. Diese dienten als Indikatoren für den zunehmenden Laubwaldcharakter der Koniferenforste. Erwartet wurde mit zunehmendem Laubholzanteil eine Bestandszunahme der Laubwaldleitarten und entsprechend eine Abnahme der Nadelwaldleitarten.

Auf Probeflächen, die sich in ihrem Laubholzanteil unterscheiden, wurde 1999 eine Brutvogelrevierkartierung und eine Erfassung der Biotopcharakteristika durchgeführt. Die Bestände der Vogelarten aus dieser Erfassung wurden mit denen aus Kartierungen von 1982, 1988 und 1996 verglichen. Änderungen in den Beständen von Leitarten wurden mit dem Waldstrukturwandel in Beziehung gesetzt, um den Einfluss der Vegetation auf die Artenzusammensetzung

der Vogelgemeinschaften aufzuzeigen.

Von den zehn definierten Leitarten wiesen neun (fünf Laubwald-, vier Nadelwaldleitarten) Bestandsänderungen in den letzten 17 Jahren auf. Auf Probeflächen mit einem Laubholzanteil von über 10 % zeigten drei Laubwaldleitarten erwartungsgemäß eine Bestandszunahme und drei Nadelwaldleitarten eine Abnahme in ihrem Bestand. Im Vergleich dazu nahm auf Probeflächen mit einem Laubholzanteil von unter 10 % nur eine Laubwaldleitart zu, und zwei Arten fehlten völlig. Dagegen wiesen zwei Nadelwaldleitarten eine Bestandszunahme auf, die sich mit dem zunehmenden Alter der Baumbestände in Verbindung bringen lässt. Eine Nadelwaldleitart hatte abgenommen. Ferner war auf diesen Flächen eine generelle Artenzunahme zu beobachten. Diese lässt sich auf eine allgemeine Erhöhung des Laubholzanteils und eine damit verbundene Erhöhung der Strukturvielfalt des Waldes zurückführen.

Diese erwartungsgemäße Reaktion der Avifauna auf den Waldstrukturwandel spricht für ein Anschlagen des beginnenden Waldumbaus auf die gesamte Lebensgemeinschaft. Damit kann eine positive vorläufige Bilanz für den Erfolg des Waldumbaus gezogen werden.

Danksagung

Besonders gedankt sei den Herren des Forstamt Sellhorn Dr. Hanstein, Dr. Köpsell und Steinborn; zum einen für die Möglichkeit, diese Untersuchung überhaupt durchzuführen, des weiteren für die Hilfe bei der Auswahl der Probeflächen. Außerdem Herrn Sturm für die Bereitstellung seiner Daten und vor allem für seine Hilfe bei der Normierung der Flächenbewertung, Herrn Kohls für die Zusammenstellung seiner Kartierungsdaten für das Forstamt Sellhorn und Herrn Jann Wubbenhorst für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

6 Literatur

Angelstam, P., 1990: Factors Determining the Composition and Persistence of Local Woodpecker Assemblages in Taiga Forest in Sweden – a Case for Landscape Ecological Studies. In: Carlson, A. & G. Aulén (Hrsg.): Con-

- servation and management of woodpecker populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 17, 147–166.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill, 1995: Methoden der Feldornithologie – Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag Radebeul, 270 S.
- Christen, W., 1983: Brutvogelbestände in Wäldern unterschiedlicher Baumarten- und Altersklassenzusammensetzung. Der Ornithologische Beobachter 80, 281–291.
- Christen, W., 1997: Veränderung des Brutvogelbestandes einer Jungwaldfläche zwischen 1982 und 1996. Der Ornithologische Beobachter 94, 31–37.
- Christensen, N., 1988: Succession and natural disturbance: paradigms problems and preservation of natural ecosystems. In: Agee & C. Johnson. Ecosystem management for parks and wilderness. Seattle – London, University of Washington Press, 62–86.
- Engelmann, H.-D., 1978: Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18, 378–380.
- Ernst, G. & U. Hanstein, 2001: Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 14 (2), 28–85.
- Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching, 879 S.
- Gatter, W., 1994: Zur Ausbildung von Vogelgemeinschaften in Wäldern unter Einfluß von Habitatstruktur, Nahrung, Konkurrenz und Migration. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 37, 75–88.
- Hallanzy, C., 2000: Umwandlung von Nadelwaldvogelgemeinschaften in solche des Laubwaldes aufgrund des Forstmanagements im Naturschutzgebiet Lüneburger heide. Diplomarbeit. Modul Ökologie & Naturschutz, Universität Hamburg, 54 S. + 53 S. Anhang.
- Hänggi, A., 1989: Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten. Natur und Landschaft 64 (4), 143–146.
- Hanstein, U. & K. Sturm, 1986: Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. 40. Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. M & H Schaper, Hannover.
- Hinsley, S. A., P. E. Bellamy, I. Newton & T. H. Sparks, 1995: Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. Journal of Avian Biology 26 (2), 94–104.
- Köpsell, R., 2001: Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2), 4–8.
- Pechacek, P., 1995: Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden – Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. – Forschungsberichte Nationalpark Berchtesgaden (31), 183 S.
- Sachs, L., 1993: Statistische Methoden, 7. Auflage. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg, 312 S.
- Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald. Ulmer, Stuttgart, 447 S.
- Waldenspuhl, T., 1991: Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des Institutes für Landespflege der Universität Freiburg 17, 261 S.

Anschrift der Verfasser

Carmen Hallanzy
Hauptstraße 10
24975 Hürup

Veit Hennig
Institut für Zoologie
Martin-Luther-King-Platz 3
20146 Hamburg
mail@veit-hennig.de

Anhang

Tab. Anhang 1: Entwicklungstrends der Laubwaldleitarten auf den Entwicklungsflächen (mehr als 10 % Laubholz; n = 3); Mittelwerte der Abundanz (Rev./10 ha) und Standardabweichung.

Artname	1982	1988	1996	1999	χ^2 nach Friedman
Gartenbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	0,5 ± 0,8	0,0 ± 0,0	1,3 ± 1,4	0,7 ± 0,7	3,52
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,4	0,4 ± 0,7	2,00
Sumpfmeise (<i>Parus palustris</i>)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,7	0,2 ± 0,4	2,00
Trauerschnäpper (<i>Ficedula hypoleuca</i>)	1,2 ± 1,1	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	5,40
Waldlaubsänger (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	0,0 ± 0,0	0,5 ± 0,8	0,2 ± 0,4	0,7 ± 1,2	1,40

Tab. Anhang 2: Entwicklungstrends der Laubwaldleitarten auf den Kontrollflächen (weniger als 10% Laubholz; n = 5); Mittelwerte der Abundanz (Rev./10 ha) und Standardabweichung.

Artname	1982	1988	1996	1999	χ^2 nach Friedman
Gartenbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,2	2,00
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,00
Sumpfmeise (<i>Parus palustris</i>)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,00
Trauerschnäpper (<i>Ficedula hypoleuca</i>)	0,5 ± 0,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	6,00
Waldlaubsänger (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,5	0,2 ± 0,3	0,3 ± 0,4	3,00

Fortsetzung Anhang

Tab. Anhang 3: Entwicklungstrends der Nadelwaldleitarten auf den Entwicklungsflächen (mehr als 10% Laubholz, $n = 3$) ; Mittelwerte der Abundanz (Rev./10 ha) und Standardabweichung.

Artname	1982	1988	1996	1999	χ^2 nach Friedman
Haubenmeise (<i>Parus cristatus</i>)	0,7 ± 0,7	0,8 ± 1,3	1,9 ± 1,0	0,5 ± 0,4	5,63
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	1,0 ± 0,8	0,7 ± 0,7	3,2 ± 2,5	1,8 ± 1,6	4,63
Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>)	0,3 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	3,00
Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	10,3 ± 0,9	3,8 ± 0,9	8,5 ± 3,4	2,1 ± 0,2	8,38*
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	10,3 ± 0,0	8,5 ± 5,1	5,3 ± 2,6	3,1 ± 1,4	8,79*

Tab. Anhang 4: Entwicklungstrends der Nadelwaldleitarten auf den Kontrollflächen (mehr als 10% Laubholz, $n = 3$) ; Mittelwerte der Abundanz (Rev./10 ha) und Standardabweichung.

Artname	1982	1988	1996	1999	χ^2 nach Friedman
Haubenmeise (<i>Parus cristatus</i>)	0,1 ± 0,2	0,5 ± 1,3	2,0 ± 0,9	1,2 ± 0,5	13,57**
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	0,7 ± 1,1	0,8 ± 0,7	1,0 ± 1,4	0,7 ± 0,9	0,16
Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>)	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,3	6,00
Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	2,6 ± 2,7	2,0 ± 0,9	3,9 ± 3,3	2,0 ± 0,7	7,34
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	5,4 ± 7,8	4,3 ± 5,1	3,5 ± 3,1	3,3 ± 4,1	2,52

Untersuchungen zum Beitrag des Eichelhäfers zur Eichenverjüngung sowie zu seiner Biologie im Forstamt Sellhorn

von Heike Vullmer, Udo Hanstein und Gottfried Vauk

1 Einleitung

Im Forstamt Sellhorn, das größtenteils aus Kiefernbeständen der ersten oder zweiten Waldgeneration nach Heide besteht, finden sich an vielen Stellen junge Eichen (*Quercus robur* und *Q. petraea*), die offensichtlich auf die Tätigkeit der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) zurückzuführen sind („Hähersaat“). Da die Kiefernwälder im Forstamt langfristig zu Laubmischwäldern entwickelt werden sollen (Otto 1989), ist es auch aus waldbaulicher Sicht interessant, unter welchen Bedingungen der Eichelhäher in Kiefernbeständen für einen nachwachsenden Eichenbestand sorgt (Vullmer & Hanstein 1995). In einer einjährigen Forschungsarbeit 1992/1993 wurde untersucht, an welchen Stellen (sowohl groß- als auch kleinräumig betrachtet) in den Kiefernbeständen Eichenjungwuchs zu finden ist. Darüber hinaus wurden Beobachtungen zur Biologie des Eichelhäfers und zu seinem Aktionsradius durchgeführt, deren Ergebnisse hier ebenfalls kurz vorgestellt werden sollen.

Der Eichelhäher ist ein in Mitteleuropa häufiger Vogel, der Laub-, Misch- und Nadelwälder regional unterschiedlich dicht besiedelt, daneben auch Feldgehölze, Park- und Gartenanlagen (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993; Flade 1994).

Zur Brutzeit leben die Häher paarweise und sind relativ heimlich, den größten Teil des Jahres sind sie jedoch in kleinen, locker zusammenhaltenden und umherziehenden Gruppen vergesellschaftet (Goodwin 1976; Müller 1980; Keve 1985).

In unregelmäßigen Abständen werden invasionsartige Wanderungen größerer Verbände von Hähern im Herbst sowie im Frühjahr beobachtet, in den letzten 15 Jahren anscheinend häufiger als früher (z.B. Berndt & Danker 1960; Gatter 1974, 2000; Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993). Im Spätherbst und Winter, wenn tierische Nahrung (vor allem Rau-

pen und Käfer, daneben viele weitere Wirbellose und kleine Wirbeltiere) kaum noch zur Verfügung steht, ernährt sich der Eichelhäher hauptsächlich von den Früchten der Stiel- und Traubeneichen (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993). In Jahren mit schwacher oder fehlender Eichelmast werden auch Haselnüsse, Bucheckern und Edelkastanien genommen, beim Ausfall dieser Nussfrüchte vor allem Mais. Für die Verbreitung der Eichen spielt der Eichelhäher eine wesentliche Rolle (Müller-Schneider 1949; Richards 1958; Turcek 1966). Die Eichen werden im Herbst gesammelt und einzeln an geeigneten Stellen unter Laubstreu, Moos oder Rasen versteckt. Auf diese „Vorratslager“ greifen die Vögel bis zum nächsten Sommer immer wieder zurück, u.a. auch zur Fütterung der Jungvögel (Bossema 1968, 1979; Chettleburgh 1955; Swanberg 1969; Turcek 1966). Die individuelle „Sammelleistung“ eines Eichelhäfers dürfte bei mindestens 3000, möglicherweise 5000 Eichen jährlich liegen (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993).

Viele dieser Eichen können keimen und aufwachsen, weil der Häher sie nicht benötigt, vielleicht auch die Verstecke vergessen hat, oder weil der Keimling den Verzehr der nahrhaften Keimblätter überlebt. Bossema (1979) nimmt nach Beobachtungen in den Niederlanden an, dass die Häher (nur) etwa 16 bis 20 % der versteckten Eichen nutzen. So können durch die Tätigkeit der Eichelhäher ganze Eichenwälder entstehen (Aichmüller 1987; Steiger 1987; Turcek 1975).

Wie die Häher ihre zahlreichen Verstecke einzelner Eichen wiederfinden, selbst unter einer 40 cm dicken Schneedecke (Swanberg 1969), ist noch weitgehend ungeklärt.

Offenbar orientieren sie sich nicht allein nach Bodenmerkmalen, sondern auch nach oberirdischen Geländemarken (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993).

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten zum überwiegenden Teil in der Revierförsterei Niederhaverbeck (damals 948 ha) im Südwesten des Forstamts Sellhorn. Detaillierte Angaben zu Standortverhältnissen, Bestockung, Waldgeschichte und -behandlung finden sich bei Hanstein & Sturm (1986) sowie bei Köpsell (2001) und Tempel (2001) in diesem Heft.

Das Revier Niederhaverbeck ist ein geschlossenes Waldgebiet. Nicht bewaldete Bereiche (Wildausungsflächen, Schneisen, Wege und Heideflächen) nehmen nur etwa 6 % der Fläche ein. Die meisten Bestände bestehen aus Kiefer, wobei die älteren noch aus den Heidaufforstungen Mitte des 19. Jahrhunderts stammen. Der Großteil wurde jedoch nach dem Zweiten Weltkrieg sowie nach den Orkanen von 1962 und 1972 begründet. Diese heute 30- bis 50-jährigen Kiefernbestände lassen sich zum größten Teil der Dicranum(Gabelzahnmoos)-Kiefern-Forstgesellschaft zuordnen. Auf den frischeren, mäßig nährstoffversorgten Sanden stockt Dornfarn-Nadelforst, auf grundwasserbeeinflussten Böden Pfeifengras-Kiefernwald. Laubbäume stellen mit rund 90 ha nur ein knappes Zehntel der Bestockung, das sich die Eichenarten mit zwei Dritteln und die Birkenarten mit einem Drittel teilen.

Als Eichellieferanten kommen 17 ha Stieleichen (über 80-jährig) und 13 ha Traubeneichen (über 100-jährig) sowie z.T. auch schon die rund 10 ha Roteichen (30–50-jährig) in Frage. Die Traubeneichen konzentrieren sich in wenigen Forstorten, während Stiel- und auch Roteichen vor allem weg begleitend stärker im Revier verteilt sind.

Den Schwerpunkt dieser Untersuchung bildeten die Beobachtungen zum Vorkommen durch Eichelhäher hervorgerufener Eichen-Naturverjüngung (in der Folge „Hähereichen“) in Kiefernbeständen (hauptsächlich 40- bis 50-jährige Kiefernstangenwälder) mit unterschiedlichem Bodenbewuchs. Als Hähereichen wurden alle Eichen der Verjüngungsschicht aufgenommen, die a) nicht aus Pflanzung stammten und b) mindestens 20 Meter von potenziellen Sameneichen entfernt standen, also mit einiger Sicherheit auch nicht auf Aufschlag unter Eichen zurückzuführen waren.

Für diese Jungeichen wurden Alter, Zusammensetzung und Aufbau des umstehenden Bestandes notiert, sowie Wuchstyp, Artenzusammensetzung, Höhe und räumliche Verteilung der Bodenvegetation in einem Radius von einem Meter um die Hähereichen erfasst. Außerdem wurden Geländere relief und Reisig sowie Wuchshöhe und Art aller Gehölze in einem Umkreis von zwei Metern um die Hähereichen aufgenommen. Auf diese Weise wurden insgesamt 2,6 ha Kiefernwald in 13 Probeflächen von 0,04 bis 1 ha auf Eichen abgesucht.

Wegen des z. T. starken Verbisses ist die Wuchshöhe der Eichen nicht mit ihrem Alter gleichzusetzen. Anhand von Jahresringzählungen und anschließendem Vergleich von Stämmchendurchmesser und Gesamthabitus konnte jedoch eine grobe Alterseinschätzung der Hähereichen vorgenommen werden.

Den zweiten Teil der Forschungsarbeit bildeten die Untersuchungen zur Biologie des Eichelhäfers und zu seinem Aktionsradius im Forstamt Sellhorn. Dazu wurden im Untersuchungsgebiet Anfang November 1992 in 1,60 m Höhe 15 Holzkastenfallen aufgestellt. Nach einer „Eingewöhnzeit“ von etwa vier Wochen wurden die Fallen mit Eicheln und Mais beködert und zunächst täglich, ab Mitte Mai 1993 mindestens einmal wöchentlich zwischen 8 und 10 Uhr

fänglich gestellt und jeweils zwei bis fünf Stunden später kontrolliert. Die Fallenstandorte wurden so gewählt, dass sie (für die Häher auffallend) am Übergang vom Bestand zu Freiflächen oder Schneisen und außerdem in gut einsehbarer Entfernung von Hochsitzen lagen, letzteres um eine möglichst unbemerkte Beobachtung zu ermöglichen. Jeweils drei bis vier Fallenstandorte wurden zu einem Fanggebiet zusammengefasst. Um Aussagen über Aktionsradius und Individuendichte der Eichelhäher machen zu können, wurden die gefangenen Vögel mit Farbringen fünf verschiedener Farben entsprechend den fünf Fanggebieten markiert. Jeder Fallenstandort war durch eine bestimmte Markierungsvariante gekennzeichnet (ein bzw. zwei Ringe am linken oder am rechten Lauf). Zusätzlich wurden die Vögel mit Stahlringen der Vogelwarte Helgoland versehen, um sie bei Wiederfangen auch individuell identifizieren zu können.

Die Brutzeit der Eichelhäher beginnt in Mitteleuropa ab Ende März/Anfang April, wobei der Legebeginn meist erst in den Mai fällt, wenn sich das Laubdach schließt. Revierabgrenzung und Nistplatzbezug erfolgen bei Stand- und Strichvögeln schon ab Februar (Glutz v. Blotzheim & Bauer 1993). Da der Heimzug ziehender Populationen in den März fällt (Invasionsgäste erst später;

Gatter 1977), wurde für die Auswertung der Fangdaten als Beginn der „Brutzeit“ die dritte März-Dekade definiert. Ab diesem Zeitpunkt sollte (abgesehen von Invasionsvögeln) kaum noch mit durchziehenden Vögeln zu rechnen und die Revierbildung der ansässigen Häher weitgehend abgeschlossen sein.

Bezüglich methodischer Details der Untersuchungen sei auf den ausführlichen Abschlussbericht von Vullmer (1993) verwiesen.

3 Ergebnisse

3.1 Standorte der Hähereichen

Hähereichen wurden in allen untersuchten Kiefernbeständen gefunden, wenn auch in recht unterschiedlicher Anzahl. Innerhalb der Bestände ergab sich keine homogene Verteilung. Eichen standen einzeln oder in Gruppen zusammen. Der Vergleich der jeweiligen Bestände anhand der Parameter Alter, Bestockungsgrad, Baumartenzusammensetzung, Bodenvegetation und Strauchschicht ergab keine Hinweise darauf, dass ein bestimmter Kiefern-Bestandestyp bevorzugt vom Häher „besät“ wird. Auffällig war allerdings die besonders hohe Dichte von Eichen an Wegen und Bestandesrändern. Auch diesjährige Samlinge standen sehr oft an Wegrändern und Gassen.

Die genaueren Wuchsortbeschreibungen junger Eichen ergaben keine Hinweise darauf, dass die Eichelhäher ihre Eicheln etwa bevorzugt am Grunde von Bäumen oder Büschen verstecken. Oft wurden in der Nähe junger Hähereichen auch keine anderen markanten Strukturen (als mögliche Merkpunkte für die Eichelhäher zum Wiederfinden der Samen) festgestellt.

Die Beschreibung der die Eichen umgebenden Bodenvegetation ergab, dass die meisten Hähereichen sich in niedrigen Pflanzendecken (unter 20 cm) vorwiegend aus Moosen oder steriler Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) einschließlich Stellen mit reiner Nadelstreu befanden (Tab. 1). Die Eichen, die in höherer Vegetation (Heidelbeere, Besenheide) standen, waren im Durchschnitt höher als Eichen in niedrigerer Vegetation. Tabelle 2 zeigt, dass jüngere Eichenpflanzen (< 5 Jahre) zu einem prozentual größeren Anteil in niedrigeren Vegetationstypen standen.

Tab. 1. Einfluss der Wuchshöhe der umgebenden Bodenvegetation auf Anzahl und Wuchshöhe der Hähereichen.

Vegetationshöhe	bis 20 cm	21–40 cm	41–60 cm
Eichenanzahl	1044	425	129
durchschnittliche Höhe der Eichen (cm)	45,5	58,2	69,3

Tab. 2. Verteilung der Hähereichen (in %) in Abhängigkeit vom Alter auf die verschiedenen Vegetationstypen (Summe aller untersuchten Eichen n=1308): Vegetationstypen: Na = Nadelstreu; Ds = Drahtschmiele; Heibe = Heidelbeere; Pfei = Pfeifengras; Behei = Besenheide; Him = Himbeere.

Vegetation		Eichenalter (Jahre)			
Typ	Höhe (cm)	< 5	< 10	< 15	> 15
Moos/Na	2-5	12	6	7	8
Ds	10-20	58	38	36	41
Ds/Heibe	10-30	4	10	7	5
Pfei	20-30	3	3	2	5
Heibe	20-50	22	39	46	38
Behei	20-50	1	2	<1	3
Him	50-70	-	<1	1	-
Anzahl Eichen absolut		433	629	209	37

Für die gefundenen Samlinge gilt das Gleiche. Bei älteren Eichen nahm der Anteil derer, die in Heidelbeerbeständen zu finden waren, zu (Tab. 2).

Von 129 überprüften frisch aufgelaufenen Samlingen waren Anfang bis Mitte Juni bei 32 Pflanzen die zu dieser Zeit noch frischen Keimblätter verschwunden. Außerdem wiesen diese Samlinge am unteren Teil schwache Verletzungen auf.

3.2 Beobachtungen an Eichelhäfern

Bei 414 Fangversuchen wurden 116-mal Eichelhäfer gefangen (92 Erstfänge, 24 Wiederfänge). Über die gesamte Fangsaison (28. 11. 92 bis 29. 06. 93 sowie am 18. 08. 93) wurde eine vergleichbare Fangerefolgsrate von durchschnittlich 28 % erzielt (s. Tab. 4). Für die einzelnen Fallen ergaben sich diesbezüglich keine interpretierbaren Unterschiede. Knapp die Hälfte der Fangversuche verlief ergebnislos. In den restlichen Fällen (26 % der Fangversuche) lösten die Fallen trotz Häferbesuch nicht aus (weil die Häfer den Köder sehr vorsichtig aus der Falle holten oder der Auslösemechanismus blockiert war) oder sie waren ohne Fangerefolg zugeklappt (Wind, Aktivitäten von Eichelhäfern oder Kleinvögeln).

Um die Häfer anzulocken und zu beobachten, wurden die Köder (Eicheln und Mais) auch in der Umgebung der Fallen ausgelegt. Auch hier zeigte sich, dass Eicheln gegenüber Mais deutlich bevorzugt wurden. Sowohl unversehrte als auch bereits angekeimte Eicheln wurden aufgenommen und abtransportiert. Parasitierte, verrottete oder sonstwie beschädigte Früchte wurden jedoch ignoriert, z. T. auch neben der Falle zu Boden geworfen. Ein Verzehr der Eicheln noch an der Falle oder auf der umgebenden Fläche wurde nicht beobachtet.

Bis zum Ende der Fangsaison konnten immer wieder neue Eichelhäfer gefangen werden. Ansichtsbeobachtungen ergaben, dass stets noch eine ganze Reihe unberingter Eichelhäfer an den Fallen zugegen war.

Die Mittelwerte der Körpermaße und des Gewichts der gefangenen Eichelhäfer sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Die Wiederbeobachtung beringter Häfer gelang vor allem beim Ansitz an den Fallenstandorten. Oft ließen die Be-

obachtungsbedingungen ein sicheres Erkennen der Farbringe nicht zu. In 23 Fällen konnte die Kombination der Farbringe jedoch sicher erkannt, die Vögel also dem Beringungsort (Fallen-Nr.) zugeordnet werden. 19 der wiedererkannten Eichelhäfer waren auch am Ort der Wiederbeobachtung beringt worden. Die anderen vier wurden 300 m (einmal) sowie etwa 700 m (drei Fälle) vom Beringungsort entfernt beobachtet. Zwischen den beiden etwa 700 m voneinander entfernt gelegenen Ansitzen wechselten die Vögel also relativ häufig hin und her (Abb. 1).

20 Vögel wurden wiederholt gefangen (drei sogar mehrfach), 15 davon am Beringungsort, die anderen fünf in einer der benachbarten Fallen. Die maximale Entfernung eines Wiederfang-Standor-

tes vom Standort des Erstfanges betrug etwa 950 m. Zwischen Fang und Wiederfang lagen sieben Tage bis 20 Wochen, in 65 % der Fälle jedoch nicht mehr als fünf Wochen. Abb. 1 fasst die räumliche Verteilung von Wiederfängen und Wiederbeobachtungen beringter Eichelhäfer zusammen.

Ab April wurden deutlich weniger Fangversuche unternommen als vorher, weshalb auch die Zahl gefangener Häfer deutlich zurückging (s. Tab. 4). Die zeitliche Verteilung der Fangversuche, Erstfänge und Wiederfänge über die Dekaden des Untersuchungszeitraumes ist in Abbildung 2 dargestellt. Der Anteil der Wiederfänge an den Gesamtfängen war nach Beginn der Brutzeit (s. Kap. 2.) nicht signifikant anders als vorher (Abb. 2, Tab. 5). Das zeitliche Muster der Wie-

Tab. 3. Körpermaße (mm) und Gewichte (g) der gefangenen Eichelhäfer. Mittelwerte mit Standardabweichung (σ_{n-1}).

	n	Mittelwert	Variationsbreite	
			Min.	Max.
Flügel	91	181,3 $\pm$ 4,95	170,0	196,0
Lauf	90	42,2 $\pm$ 1,28	39,3	44,8
Schnabel	91	30,1 $\pm$ 1,34	27,4	34,0
Schwanz	90	143,8 $\pm$ 5,63	130,0	158,0
Gewicht	88	165,1 $\pm$ 9,88	142,0	188,0

Tab. 4. Absolute und relative Gesamtfangergebnisse von Eichelhäfern im Untersuchungszeitraum (28. 11. 92 bis 16. 06. 93) im Revier Niederhaverbeck. Fangerefolgsrate = (Anzahl erfolgreicher Fänge $\times$ 100) / Anzahl Fangversuche; bei der Summe der Fangversuche und der gefangenen Häfer ist ein Wiederfang im August mit enthalten.

Monat	Anzahl Fangversuche	Anzahl gefangener Häfer	Fangerefolgsrate (%)
November	9	3	33,3
Dezember	84	28	33,3
Januar	85	21	24,7
Februar	76	21	27,6
März	81	21	25,9
April	35	12	34,3
Mai	28	6	21,4
Juni	15	3	20,0
Summe	414	116	27,8

Tab. 5. Fänge und Wiederfänge (WF) von Eichelhäfern vor und während der Brutzeit (BZ); Beginn der Brutzeit hier definiert als 22. März (Beginn der dritten März-Dekade).

	vor der BZ		während der BZ		Summe
	n	%	n	%	
beringt	70	100,0	20	100,0	90
WF vor der BZ	12	17,1	–	–	12
WF während der BZ	5	7,1	3	15,0	8
nicht wieder gefangen	53	75,7	17	85,0	70

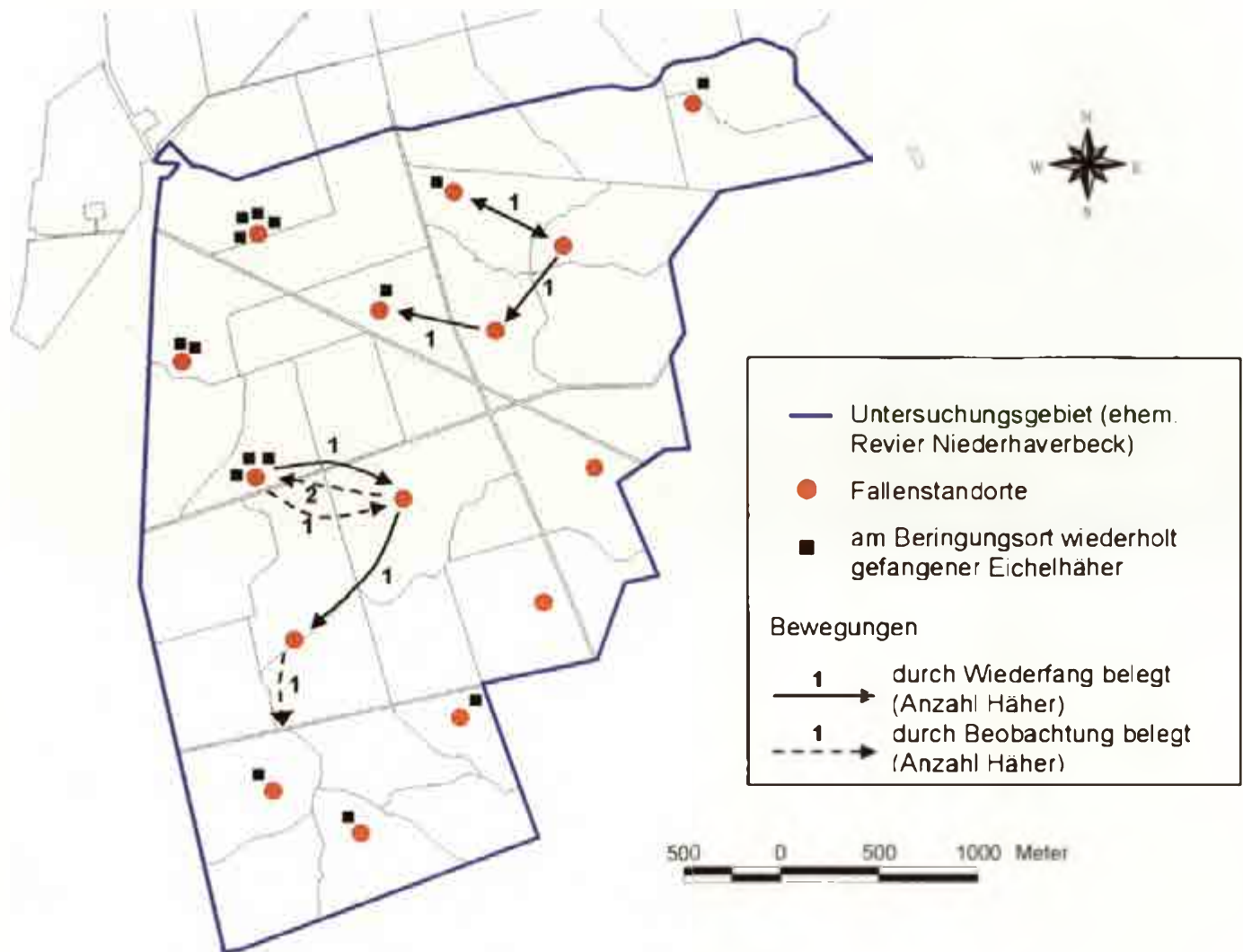


Abb. 1: Wiederfänge und Beobachtungen beringter Eichelhäher im Revier Niederhaverbeck.

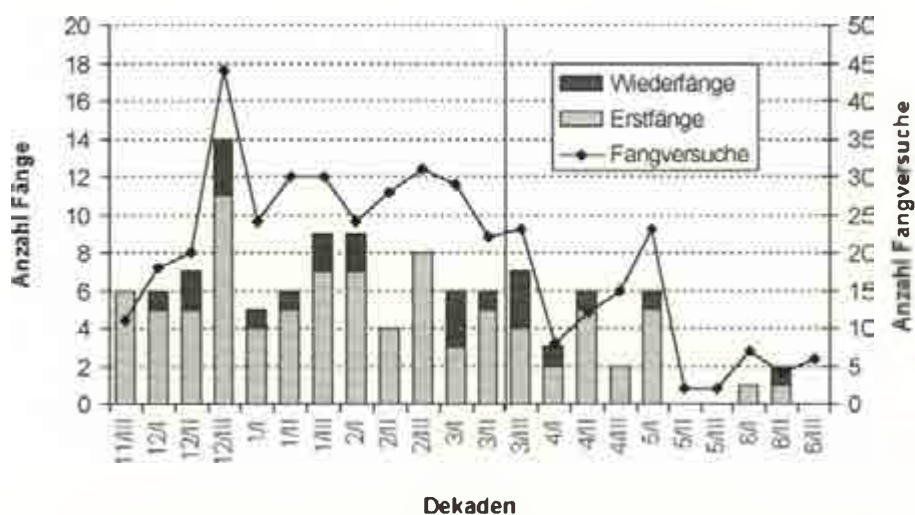


Abb. 2: Zeitliche Verteilung der Fangversuche (rechte y-Achse) sowie der Erst- und Wiederfänge von Eichelhähern (linke y-Achse) über die Dekaden des Untersuchungszeitraumes. 11/III = dritte November-Dekade usw.; senkrechte Linie: Beginn der Brutzeit (3. März-Dekade).

derfänge deutet darauf hin, dass die meisten Häher über längere Zeit im Gebiet verweilen (Abb. 3).

Wanderbewegungen, die auf Zug oder Invasionen hindeuteten, wurden nicht beobachtet.

4 Diskussion

4.1 Standorte der Hähereichen

Wenngleich eine Bevorzugung bestimmter Bestandstypen nicht erkennbar war, fiel doch auf, dass Hähereichen oft besonders häufig an Wegen und Bestandesrändern zu finden waren. Wahrscheinlich ist dies vor allem auf das Verhalten der Häher bei der Anlage ihrer Eichelverstecke zurückzuführen (vgl. Bossema 1968, 1979; Goodwin 1976). Beispielsweise haben die Vögel an solchen exponierten Stellen eine bessere Übersicht und können daher nahende Feinde eher bemerken. Außerdem dürfte die räumliche Orientierung zum Verstecken und Wiederfinden der Eicheln erleichtert sein.

Denkbar wäre andererseits auch ein positiver Effekt des höheren Lichteinfalls auf das Heranwachsen der Eichen. Allerdings dürfte sich dies erst bei etwas älteren Pflanzen auswirken, da Eichensammlinge wegen ihrer starkereichen Keimblätter während der ersten ein bis zwei Jahre recht unabhängig von der Nährstoffversorgung sind (Jarvis 1963). Ein am Wegrand möglicherweise geringerer Wildverbiss kann im vorliegenden Fall ausgeschlossen werden.

Aus den Ergebnissen der Analyse der Wuchsorte von Hähereichen lässt sich die Hypothese ableiten, dass die Häher Eicheln bevorzugt an Stellen mit niedriger Vegetation verstecken, was auch durch Untersuchungen von Kollmann & Schill (1996) bestätigt wird, in denen die Vögel gemähte gegenüber ungemähten Wiesen zum Verstecken bevorzugten. Die aufkommenden Eichen müssen in den jungen Kiefernbeständen eine Zeit lang stagnierend im Verbiss aushalten, bis wandernde oder sich ausbreitende Zwergstraucher erscheinen. In deren Schutz können die Eichen dann etwas an Höhe gewinnen (50–60 cm), auch wenn die Spitzen immer wieder zurückgebissen werden.

Im Laufe der Zeit sammeln sich so auf einer größeren Fläche (bevorzugt in Randbereichen) eine Vielzahl von Ei-

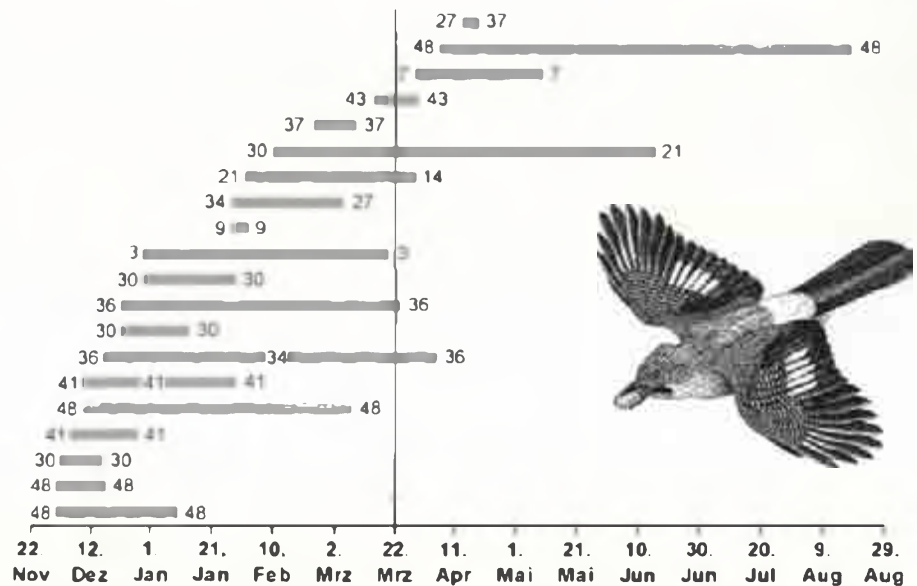


Abb. 3: Zeitlicher Abstand zwischen Fang und Wiederfang markierter Eichelhäher. Die Zahlen entsprechen den Fallnummern (die Nummerierung der Fallen ist nicht durchgehend, sondern richtet sich nach den gebräuchlichen Nummern der zugehörigen Ansitze); senkrechte Linie: Beginn der Brutzeit (3. März-Dekade). Zeichnung Eichelhäher aus Müller (1980).

chen verschiedenen Alters an. Bei zurückgehendem Verbissdruck können diese dann „plötzlich“ gemeinsam in die Höhe wachsen (s. auch Vullmer & Hanstein 1995).

Eine in der Literatur mehrfach beschriebene auffällige Nahe markanter Strukturen zu jungen und insbesondere diesjährigen Hähereichen (Bossema 1979; Coombs 1978; Goodwin 1976) ließ sich nicht nachweisen. Die Sämlinge standen zumeist innerhalb optisch einheitlicher Flächen. Es muss jedoch angemerkt werden, dass im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht die gesamte Breite möglicher Verstecke erfasst wurde, da die Vögel nicht beim Verstecken beobachtet wurden.

Das Abweichen unserer Ergebnisse von den Literaturangaben ließe sich damit erklären, dass die aufgefundenen Eichen bereits der Selektion durch eine Reihe biotischer (z. B. Kleinsäuger, Wild und der Eichelhäher selbst) und abiotischer Faktoren (Frost, Trockenheit) ausgesetzt waren. Eine Zusatzuntersuchung zeigte, dass in „Eichelhähermanier“ vom Menschen im Boden versteckte Eicheln meist schon nach nur zwei Tagen nahezu vollständig verschwunden, offenbar hauptsächlich von Waldmäusen (*Apodemus sylvaticus*) gefressen (oder abtransportiert) worden waren.

Das Fehlen der Keimblätter und die

Verletzungen am Spross bei zahlreichen Eichensämlingen waren mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Tätigkeit der Eichelhäher zurückzuführen. Sie fliegen, wie schon bei Bossema (1968, 1979) und bei Turcek (1966) beschrieben, die jungen Eichen an, um die noch frischen Keimblätter abzuknipsen (offenbar insbesondere zur Aufzucht der Jungen). Da die Verletzungen nicht sehr stark waren und oftmals bereits eine kräftige Pflanzenwurzel ausgebildet war, ist das Überleben der betreffenden Keimlinge recht wahrscheinlich. Ob sie sich jedoch in der Folge genauso wie „unbearbeitete“ Eichensämlinge entwickeln, bliebe zu untersuchen.

4.2 Verhalten und Aktionsradius der Eichelhäher

Die Beobachtungen und die Wiederfänge beringter Eichelhäher lassen darauf schließen, dass die Vögel im Untersuchungszeitraum recht ortstreu waren und einen begrenzten Aktionsradius besaßen (nachgewiesen wurden Bewegungen über maximal einen Kilometer). Dies entspricht weitgehend Angaben aus der Literatur (Keve 1985; Grahn 1990). Die Größe der Aktionsradien ist natürlich von den lokalen Gegebenheiten abhängig. Während z. B. in der Untersuchung von Patterson et al. (1991) Futter- und Schlafplätze z. T. weit

voneinander entfernt waren, standen die Eichen sowohl im Untersuchungsgebiet von *Grahn* (1990) als auch im Revier Niederhaverbeck überall eingestreut. Futter- und Schlafplätze können also dicht beieinander gelegen haben.

Das zeitliche Muster der Erstfänge und Wiederfänge ist nicht eindeutig interpretierbar. Eichelhäher sind Teilzieher mit komplexem, einerseits von der klimatischen Situation des Brutortes, andererseits vom Fruktifikationszyklus von Eichen (und Rotbuche) und von den demographischen Bedingungen bestimmtem Wanderverhalten (*Glutz v. Blotzheim & Bauer* 1993). Der in der Regel unauffällige Heimzug ziehender Populationen fällt in den März, jener der Invasionsgäste in den April und Mai (bis Juni), so dass viele dieser Vögel noch ziehen, wenn die im Brutgebiet gebliebenen bereits brüten oder Junge aufziehen (*Gatter* 1977). Waren im Winter und frühen Frühjahr zahlreiche Überwinterer und Durchzügler im Untersuchungsgebiet zu Gast gewesen, so hätte (bei gleichbleibender Fangintensität) mit dem Beginn der Brutzeit die Zahl der Fänge insgesamt zurückgehen, der Anteil der Wiederfänge jedoch ansteigen müssen. Ein deutlicher Unterschied in der Wiederfangrate zwischen Winterhalbjahr und Brutzeit wurde jedoch nicht beobachtet. Dass die Erstfänge im April und Mai gegenüber den Vormonaten zurückgingen, dürfte im wesentlichen auf die geringere Zahl der Fangversuche zurückzuführen sein. Man kann daher wohl davon ausgehen, dass es im Untersuchungszeitraum keine deutlichen Wanderbewegungen der Häher im Gebiet gegeben hat. Dafür spricht auch, dass einige der im Winter beringten Vögel auch im April und später noch im Gebiet nachgewiesen wurden.

Eichelhäher sind gesellige Vögel, die nur zur Brutzeit in Paaren zusammenleben. Den übrigen Teil des Jahres verbringen sie in meist kleinen, lockeren Verbänden (*Goodwin* 1976; *Keve* 1985; *Müller* 1980).

Die Ansitzbeobachtungen (und auch die Auswertungen langjähriger Ansitzprotokolle; s. *Vullmer* 1993) bestätigen dieses Verhalten. In der eigentlichen Brutperiode (ab Mai) wurden vor allem einzelne Vögel beobachtet. Während dieser Zeit nahm auch die Rufaktivität deutlich ab.

5 Zusammenfassung

In einer einjährigen Studie zur Naturverjüngung der Eiche durch den Eichelhäher im Forstamt Sellhorn (NSG Lüneburger Heide) wurden die Wuchsorte frisch aufgelaufener und alterer Hähereichen – v.a. in 40–50-jährigen Kiefern-Beständen – anhand verschiedener Parameter charakterisiert. Parallel dazu wurden Aspekte der Biologie des Eichelhäfers, vor allem in Hinblick auf den Aktionsradius der Häher, mittels Fang, Beringung und Ansitzbeobachtung untersucht.

Der Standort junger Hähereichen ist nicht allein durch die Versteckgewohnheiten der Eichelhäher bedingt, sondern wird von vielfältigen endogenen, biotischen und abiotischen Faktoren beeinflusst. Erst das Zusammenspiel dieser Faktoren entscheidet über Wiederauffinden durch den Häher oder Keimung und Aufwachsen der Eichen.

Nach den vorliegenden Ergebnissen lässt sich über das Auftreten von Häherseen keine sichere Voraussage treffen, d.h. ein „Einsatz“ des Eichelhäfers zur gezielten Bepflanzung ausgesuchter Bestände erscheint nicht möglich. Strukturell und standörtlich vergleichbare Bestände zeigten z. T. völlig unterschiedliche Verjüngungsverhältnisse. Flächen mit einer hohen und dichten Krautschicht sind jedoch für eine Bepflanzung durch den Häher offenbar wenig geeignet.

In der naturgemäßen Waldwirtschaft stellt die Häherseen einen wichtigen Weg der behutsamen Entwicklung von Kiefernreinbeständen zu Mischbeständen dar. Für den Erfolg einer solchen Strategie ist es wichtig, den Wildbestand kurz zu halten, damit die Eichen eine Chance bekommen, aufzuwachsen.

Im Zeitraum von Dezember 1992 bis Juni 1993 wurden 90 Eichelhäher beringt, 20 Individuen wurden wiederholt gefangen (bis zu dreimal). Zusätzlich wurden in 23 Fällen beringte Eichelhäher beobachtet. Aufgrund der Ergebnisse können die Eichelhäher im Untersuchungsgebiet als recht ortstreu eingestuft werden, die maximale Distanz zwischen dem Ort der Beringung und dem Wiederfang bzw. der Wiederbeobachtung betrug knapp einen Kilometer. Größere Wanderbewegungen wurden nicht beobachtet.

Dank

Herrn Jann Wubbenhorst gilt unser herzlicher Dank für die kritische Durchsicht und Überarbeitung des Manuskriptes sowie das neue Setzen von Tabellen und Abbildungen.

6 Literatur

- Aichmüller, R.*, 1987: Eichelhäher – Eichelsäer. Vom Vogel, der die Wälder pflanzt. – *Vogelschutz* 2, 8–10.
- Berndt, R. & P. Danker*, 1960: Analyse der Wanderungen von *Garrulus glandarius* in Europa von 1947 bis 1957. – *Proceedings of the 12th International Ornithological Congress*, Helsinki.
- 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 ecological study of a symbiosis. – *Dissertation, Rijksuniversiteit te Groningen*.
- Chettleburgh, M. R.*, 1955: Further notes on the recovery of acorns by Jays. – *British Birds* 48, 183–184.
- Coombs, F.*, 1978: The Crows: A Study of Corvids of Europe. – *Batsford, London*.
- Flade, M.*, 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – *IHW-Verlag, Eching*.
- Gatter, W.*, 1974: Analyse einer Invasion des Eichelhäfers (*Garrulus glandarius*) 1972/73 am Randecker Maar (Schwabische Alb). – *Die Vogelwarte* 27, 278–289.
- Gatter, W.*, 1977: Verspateter Heimzug als ein Regulationsmechanismus bei dichteabhängigen Invasionen, nach Befunden an Eichelhäher und Tannenmeise. – *Verh. Orn. Ges. Bayern* 23, 61–69.
- Gatter, W.*, 2000: Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. AULA, Wiesbaden.
- Glutz v. Blotzheim, U. & K. M. Bauer*, 1993: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/III, Passeriformes (4. Teil). – *AULA, Wiesbaden*.
- 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.
- Hanstein, U. & K. Sturm, 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *Aus dem Walde* 40, 1–197.
- Jarvis, P. G., 1963: The effects of acorn size and provenance on the growth of seedlings of sessile oak. – *Quart. J. Forestry* 57, 11–19.
- Keve, A., 1985: Der Eichelhäher. – *Neue Brehm-Bücherei* 410, 3. Aufl. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt: 128 S.
- Köpsell, R., 2001: Das Niedersächsische Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2), 4–8.
- Kollmann, J. & H.-P. Schill, 1996: Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. – *Vegetatio* 125, 193–205.
- Müller, F., 1980: Der Eichelhäher. In: Müller, F. (Hrsg.): *Wildbiologische Informationen für den Jäger*, Band III. – F. Enke Verlag, Stuttgart.
- Müller-Schneider, P., 1949: Unsere Vögel als Samenverbreiter. – *Ornithologischer Beobachter* 4, 120–123.
- Otto, H. J., 1989: Langfristige ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. Band 1. – *Aus dem Walde* 42.
- Richards, T. J., 1958: Concealment and recovery of food by birds, with some relevant observations on squirrels. – *British Birds* 51, 257–264.
- Steiger, H.-H., 1987: Die Eichelhäfersaat als Bestandteil naturgemäßer Waldbewirtschaftung am Beispiel des Forstamtes Osterholz-Scharmbeck. – Diplomarbeit Fachhochschule Hildesheim/Holzminde, Fachbereich FoWi Göttingen.
- Swanberg, P. O., 1969: Jays recovering buried food from under the snow. – *British Birds* 62, 239–240.
- Tempel, H., 2001: Die Waldentwicklung im Bereich des Forstamtes Sellhorn von Mitte des 18. Jahrhunderts bis 1972. NNA-Berichte 14 (2), 9–22.
- Turcek, F. J., 1966: Über das Wiederauffinden von im Boden versteckten Samen durch Tannen- und Eichelhäher. – *Waldhygiene* 6, 215–217.
- Vullmer, H., 1993: Untersuchungen zur Biologie des Eichelhäfers und seines Beitrages zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. Abschlussbericht, Forstamt Sellhorn, unveröffentlicht.
- Vullmer, H. & U. Hanstein, 1995: Der Beitrag des Eichelhäfers zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. – *Forst und Holz* 50, 20, 643–646.

Anschriften der Verfasser

Heike Vullmer
Am Allerufer 24
27283 Verden

Dr. Udo Hanstein
Kastanienweg 16
29640 Schneverdingen

Prof. Dr. Gottfried Vauk
Triftstraße 2
29640 Schneverdingen

Waldsukzession im Naturwaldreservat Meninger Holz: Vegetationsstruktur und Entwicklungstendenzen im Weißmoos-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*)

von Britta Albrecht

1 Einleitung

Der Naturwald Meninger Holz wurde 1986 aus der Nutzung genommen und seiner Eigendynamik überlassen. Die erstmalige Erfassung der Vegetation des Gebietes erfolgte 1989 (Kohls 1994). Im Untersuchungsgebiet sind Kiefern- und Eichen-Birkenwälder auf größtenteils nährstoffarmen Sandstandorten ausgebildet. Die weitere Entwicklung von Wäldern derartiger Standorte wird unterschiedlich eingeschätzt (Jahn 1986; Leuschner et al. 1993; Heinken 1995; Otto 1995).

Zum Programm der Naturwaldforschung zählt neben weiteren ökologischen Untersuchungen die vegetationskundliche Inventarisierung des Gebietes, die an einem Netz von Dauerflächen (Probekreise und Rasterflächen) durchgeführt wird, um lang- und kurzfristige Veränderungen nach Beendigung der forstlichen Nutzung erfassen zu können (Albrecht 1990). Waldbodenpflanzen eignen sich aufgrund der großen Artenzahl, ihrer spezifischen Standortansprüche und ihrer einfachen Erfassung im Gelände besonders gut für die Zustandsbeschreibung von Naturwäldern und die Dokumentation ihrer räumlichen- und zeitlichen Veränderung (Schmidt 1995). Sie werden vornehmlich in Form von Florenlisten und Vegetationsaufnahmen erfaßt.

Zur Erforschung der natürlichen Vegetationsdynamik werden häufig mehr oder weniger benachbarte Pflanzengemeinschaften und Bodenzustände in eine Reihe gebracht, um indirekt auf ihre Sukzession zu schließen. Eindeutige Auskunft über den tatsächlichen Verlauf der Vegetationsdynamik vermag jedoch allein die Untersuchung von Dauerflächen zu geben (Schmidt 1998). Die grundlagenorientierte Sukzessionsforschung mittels Dauerflächen dient der Dokumentation der lang- und kurzfristigen Vegetationsdynamik (Schmidt 1999).

2 Untersuchungsgebiet und Methode

2.1 Lage und Topographie

Der Naturwald Meninger Holz befindet sich im Bereich einer relativ großen geschlossenen Waldfläche, die innerhalb des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide liegt. Es gehört zur Revierforsterei Heimbuch, die dem Forstamt Sellhorn unterstellt ist. Das Meninger Holz ist ca. 50 km südlich der Innenstadt Hamburgs, zwischen den Orten Wintermoor im Westen und Undeloh im Osten gelegen; es befindet sich ca. 300 m nördlich des Fahrweges zwischen Ehrhorn und Undeloh.

2.2 Das Orientierungssystem in den Naturwäldern

Forschung in Naturwaldreservaten besteht aus der Untersuchung verschiedener Kompartimente des Waldökosystems mittels regelmäßiger Inventuren mit derselben Methodik auf denselben Flächen über lange Zeit hinweg (Griese 1991).

Um diese flächenbezogene Forschungsarbeit zu ermöglichen, wurde ein dauerhaftes Orientierungssystem geschaffen. Das Meninger Holz wurde 1988 von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt im 100 × 100 m Raster verpflockt (Schmidt et al. 1991). Die Pflöcke dienen zur Orientierung, als Eckpunkte für die floristische Kartierung und als Mittelpunkte für die vegetationskundlichen Aufnahmen.

2.3 Probekreise

Die Aufnahmeverfahren für niedersächsische Naturwälder wurden in Anlehnung an die Aufnahmeverfahren in Naturwaldreservaten Bayerns (Albrecht 1988, 1990) auf der Basis systematisch verteilter Probekreise entwickelt (Griese

1991). Bei den Untersuchungen wurde mit Probekreisen, deren Radius 11,28 m beträgt und somit eine Aufnahmefläche von 400 m² umfaßt, gearbeitet.

2.4 Vegetationsaufnahmen

Im Zeitraum von Juni bis September 1998 wurden in jedem Probekreis Vegetationsaufnahmen angefertigt. Die Vegetation der Probekreise wurde nach Dierschke (1994) getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht aufgenommen. Die Baumschicht wurde bei im Gelände ersichtlicher Schichtung in erste und zweite Baumschicht unterteilt. Der Strauchschicht wurden Phanerophyta (hier: Bäume und Sträucher) bis zu einer Höhe von 7 m zugerechnet. Sie begann direkt im Anschluss an die Krautschicht.

2.5 Auswertungseinheiten für die Vegetationsaufnahmen

Das Naturwaldreservat Meninger Holz weist sowohl mehrere Standortseinheiten als auch verschiedenen zusammengesetzte und strukturierte Bestände auf (Griese 1991). Daher war es zur Auswertung der Daten notwendig, Einheiten zu bilden, die hinsichtlich der Bestände relativ homogen sind. Als Grundlage für die Auswertungseinheiten, die in dieser Arbeit verwandt wurde, diente die pflanzensoziologische Auswertung von Kohls (1994).

Die hier besprochene Auswertungseinheit *Leucobryo-Pinetum* (Weißmoos-Kiefernwald) umfaßt 31 Aufnahmen. Sie wurde getrennt in den Untereinheiten *fichtenarmes* und *fichtenreiches* *Leucobryo-Pinetum* ausgewertet, da diese unterschiedlich ausgeprägte Tendenzen zeigten.

3 Ergebnisse

Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden 1998 vegetationskundliche Aufnahmen in 66 Dauerflächen des Meninger Holzes angefertigt. Diese wurden mit den 1989 bei der Erstkartierung erstellten vegetationskundlichen Aufnahmen hinsichtlich der Struktur, der Artenzusammensetzung sowie der Zeigerwerte N, L und R verglichen. Die unterschiedlichen Veränderungen der Vegetation des *Leucobryo-Pinetum* sollen hier vorgestellt werden.

3.1 Bestandesstruktur

Die horizontale Struktur des *Leucobryo-Pinetum* wurde für die Aufnahmen des Jahres 1989 und des Jahres 1998 jeweils mittels der Schichthöhen und der Gesamtdeckungsgrade der Schichten charakterisiert.

3.1.1 Höhen verschiedener Bestandes-schichten

Das **fichtenarme *Leucobryo-Pinetum*** wies eine signifikante Zunahme der Höhen der 2. Baumschicht und der Strauchschicht auf (Abb. 1). Die 2. Baumschicht war 1989 nur in sieben der elf Aufnahmen ausgebildet. Dabei betrug der Mittelwert dieser Schicht 5,7 m. Die maximale Höhe erreichte 12 m, die minimale Höhe lag bei 6 m. Der durchschnittliche Anstieg der Höhe der 2. Baumschicht um 4,5 m ist zum einen auf das Wachstum der bereits 1989 an dieser Schicht beteiligten Arten (Sandbirke *Betula pendula*, Waldkiefer *Pinus sylvestris*) zurückzuführen, zum anderen auf das Aufrücken dieser Arten wie auch der Fichte aus der Strauchschicht in die 2. Baumschicht. Im Jahre 1998 war in neun Aufnahmen die 2. Baumschicht mit Höhen zwischen 9 m und 18 m ausgebildet. Die Höhe der Strauchschicht, 1998 in zehn Aufnahmen ausgebildet, nahm um durchschnittlich 1,5 m zu. In einer Probefläche hatte sie sich erst nach 1989 etabliert. Betrug die Höhenspanne der Strauchschicht im Jahr 1989 noch 2 m bis 5 m, so waren es 1998 4 m bis 7 m und damit zum Teil die maximale Höhe, bis zu der die Phanerophyta der Strauchschicht zugeordnet wurden.

Wie das fichtenarme wies auch das **fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum*** einen signifikanten Höhenzuwachs für die 2. Baumschicht und die Strauchschicht auf (Abb. 2). Die mittlere Höhe dieser Schicht war im Jahr 1998 mit 15,3 m um 3,3 m höher als im Jahr 1989. Diese signifikante Zunahme der Höhe der 2. Baumschicht ist zum Teil in der stärker differenzierten Aufteilung der Baumschichten im Jahr 1998 begründet. Bei fünf Aufnahmen, die 1989 keine 2. Baumschicht aufwiesen, war es 1998 notwendig, eine 2. Baumschicht abzugrenzen. Diese konnte sich mit Höhen zwischen 8 m und 23 m nur zum Teil, nämlich in höchstens vier Fällen, nach 1989 ausgebildet haben. Die Strauchschicht war

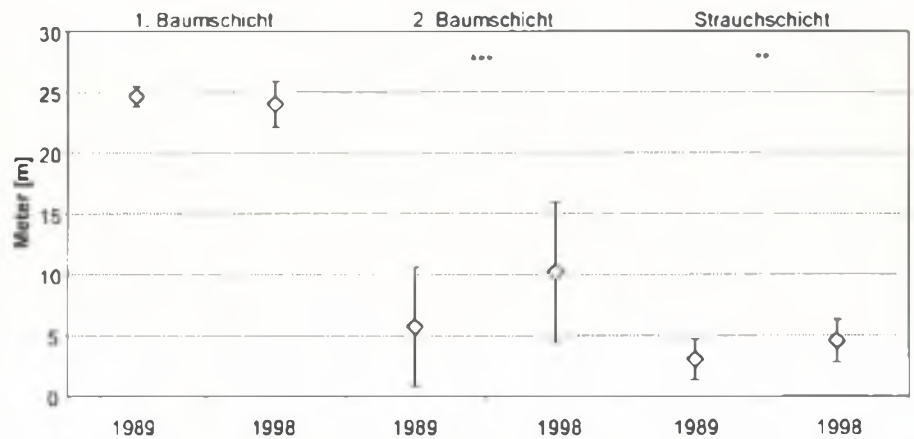


Abb. 1: Vergleich der Schichthöhen des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung; $n = 11$ (t-Test: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

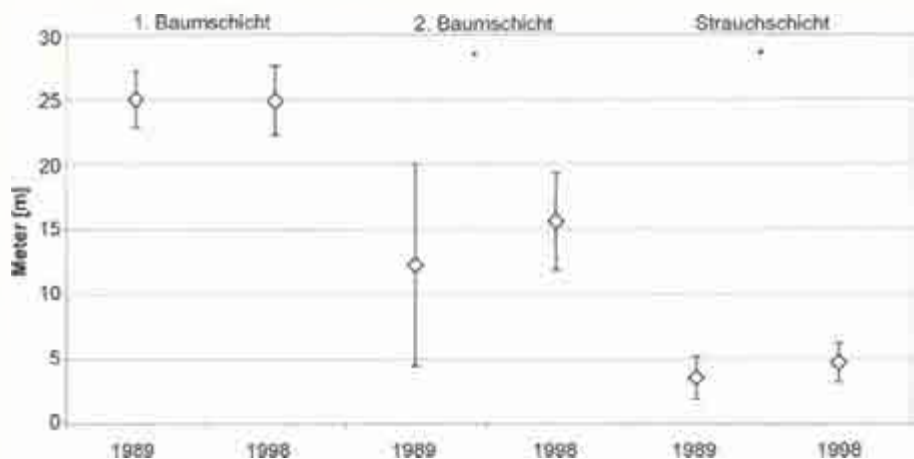


Abb. 2: Vergleich der Schichthöhen des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung; $n = 20$ (t-Test: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

1998 in 19 Aufnahmen zwischen 1,1 m und 7,0 m hoch. 1989 war sie nur in 18 Aufnahmen innerhalb der Spanne von 2,0 m bis 7,0 m erfasst worden. Der Höhenzuwachs der Strauchschicht lag im Mittel bei 1,2 m.

3.1.2 Deckung der Schichten

Im Bereich des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* waren die Deckungsgrade der 1. Baumschicht zu den verschiedenen Aufnahmezeitpunkten mit Werten um 30 % relativ gering (Abb. 3). Im Gegensatz zur 2. Baumschicht und zur Strauchschicht, bei denen es zu einer geringen Zunahme der Deckung kam, ließ sich bei der 1. Baumschicht eine leichte Abnahme feststellen. Die Zunahme der Deckungsgrade der 2. Baumschicht von 6 % auf 7 % und der Strauchschicht von

3 % auf 5 % war jedoch nicht statistisch signifikant. Für die Krautschicht nahm die Deckung von 1989 bis 1998 um fast 10 % ab. Die Moosschicht wies mit 11 % ebenfalls eine geringere Deckung auf. Die Gesamtdeckung blieb jedoch fast unverändert.

Das **fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum*** wies wesentlich stärkere Veränderungen der Deckungsgrade der einzelnen Schichten auf (Abb. 4). Der Rückgang der Deckung von 46 % auf 34 % in der 1. Baumschicht ist als hoch signifikant einzustufen. Dagegen hatte die 2. Baumschicht ebenso wie die Strauchschicht an Deckung hinzugewonnen. Dabei war die Erhöhung der Deckung der Strauchschicht von 3 % auf 5 % vor allem auf die Zunahme der Fichte zurückzuführen. Der Deckungsgrad der Krautschicht ging von 56 % auf 34 % zu-

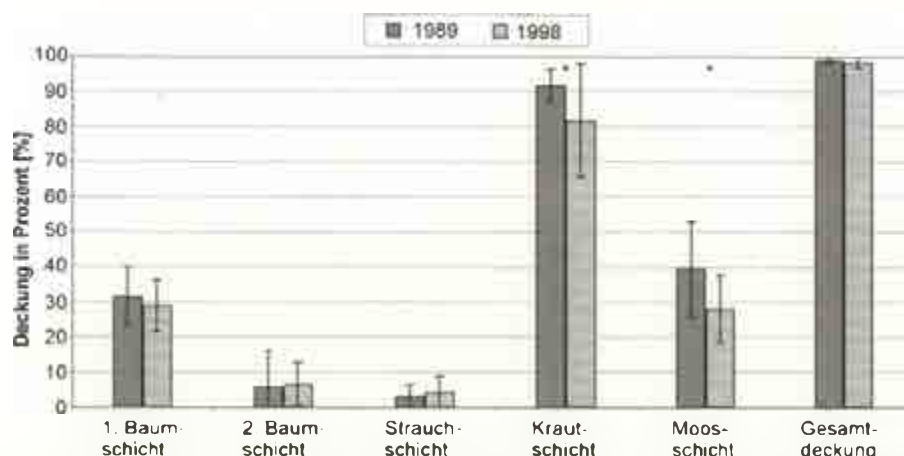


Abb. 3: Vergleich der Deckungsgrade der einzelnen Schichten des fichtennearm *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung; $n = 11$ (t-Test: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

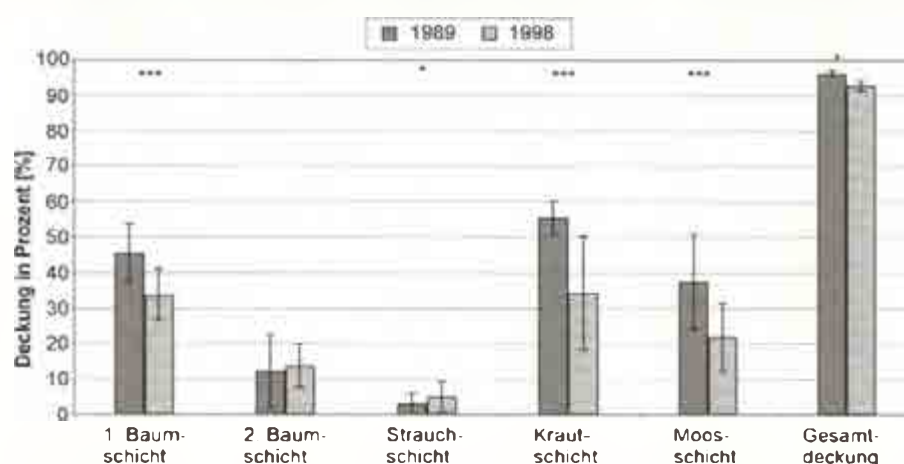


Abb. 4: Vergleich der Deckungsgrade der einzelnen Schichten des fichtenreich *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung; $n = 20$ (t-Test: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

rück; eine ebenso starke Abnahme der Deckung von 37 % auf 22 % war für die Moos-schicht zu beobachten. Dabei war auch die Gesamtdeckung signifikant niedriger als 1989.

3.2 Artenzusammensetzung

Die Änderungen der Artenzusammensetzung wurden anhand der mittleren Artenzahl aller Schichten aufgezeigt. Signifikante Änderungen der Deckungsgrade und der Stetigkeiten einzelner Arten werden im folgendem Abschnitt behandelt.

3.2.1 Mittlere Artenzahl

Im fichtennearm *Leucobryo-Pinetum* war eine starke Zunahme der Moose festzustellen (Tab. 1). Alle Arten der

Moos-schicht, mit Ausnahme von *Pohlia nutans*, wurden 1998 in einer größeren Anzahl von Aufnahmen vorgefunden als 1989.

Des Weiteren wurden die Arten *Brachythecium rutabulum*, *Scleropodium purum*, *Dicranum scoparium*, *Polytrichum piliferum*, *Dicranella heteromalla*, *Lophocolea bidentata*, *Campylopus introflexus*, *Eurhynchium praelongum*, *Aulacomnium palustre*, *Ceratodon purpureus* und *Atrichum undulatum* erstmals 1998 angetroffen. Auch die mittlere Artenzahl der Farne stieg durch die erstmalige Aufnahme von Breitblättrigem Dornfarn *Dryopteris dilatata* und Gemeinem Tüpfelfarn *Polypodium vulgare* geringfügig an. Hingegen blieb die mittlere Artenzahl der Blütenpflanzen unverändert, obwohl Roteiche *Quercus rubra*, Land-Reitgras *Calamagrostis epigejos*, Wolliges Honiggras *Holcus lanatus* und Sand-Segge *Carex arenaria* erstmals 1998 in den betreffenden Aufnahmen vorgefunden wurden, da andererseits einige Arten, z.B. die Sandbirke, 1998 in einer geringeren Anzahl von Probekreisen kartiert wurden.

Das fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum* wies ebenfalls eine Zunahme der mittleren Artenzahl der Moose auf (Tab. 2). Die mittlere Artenzahl der Moos-schicht stieg von 4,0 auf 10,6 an, wofür vor allem die nur 1998 vorgefundenen Arten *Dicranum scoparium* in 20, *Dicranella heteromalla* in 15, *Lophocolea bidentata* in 12, *Aulacomnium palustre* in fünf, *Atrichum undulatum* in vier

Tab. 1. Vergleich der mittleren Artenzahl des fichtennearm *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; $n = 11$ (t-Test: n. s.: nicht signifikant, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

	1989		1998		p
	Mittelwert	Standardabw.	Mittelwert	Standardabw.	
Bryophyta	1,8	1,2	9,7	2,8	***
Pteridophyta	0,9	0,3	1,1	0,7	n. s.
Phanerogamen	11,5	2,0	11,5	1,6	n. s.
Gesamtartenzahl	14,2	1,9	21,3	2,7	***

Tab. 2. Vergleich der mittleren Artenzahl des fichtenreich *Leucobryo-Pinetum* in den Jahren 1989 und 1998; $n = 20$ (t-Test: n. s.: nicht signifikant, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$).

	1989		1998		p
	Mittelwert	Standardabw.	Mittelwert	Standardabw.	
Bryophyta	4,0	2,0	10,6	2,7	***
Pteridophyta	0,6	0,6	0,8	0,5	n. s.
Phanerogamen	8,5	1,5	9,0	2,8	n. s.
Gesamtartenzahl	13,1	2,5	21,5	4,7	***

Aufnahmen sowie *Brachythecium rutabulum* und *Eurhynchium praelongum* in einer Aufnahme verantwortlich waren. Aber auch die Arten, die bereits 1989 vorgefunden wurden, waren bis auf *Lophocolea heterophylla* alle in einer größeren Anzahl von Aufnahmen vorhanden. Die Abnahme von *Lophocolea heterophylla* ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass 1998 auch *Lophocolea bidentata* aufgenommen wurde, was den Schluss nahe legt, dass diese beiden Arten 1989 nicht getrennt erfasst wurden.

Die mittlere Artenzahl der Blütenpflanzen stieg von 8,5 auf 9,0 an. Einige dieser Arten waren 1998 in einer höheren Anzahl von Aufnahmen vertreten: Traubeneiche *Quercus robur* und Harz-Labkraut *Galium hircynicum* in sieben, Himbeere *Rubus idaeus* in sechs, Rotbuche *Fagus sylvatica* in vier, Eberesche *Sorbus aucuparia* und Europäischer Siebenstern *Trientalis europaea* in drei sowie weitere acht Arten in ein oder zwei Aufnahmen. Späte Traubenkirsche *Prunus serotina*, Dreinervige Nabelmiere *Moehringia trinervia* und Roteiche *Quercus rubra* wurden erstmals 1998 kartiert. Nur Sandbirke und Faulbaum *Frangula alnus* wurden in vier bzw. zwei Aufnahmen weniger aufgefunden.

3.2.2 Veränderung der Deckung der einzelnen Arten

Signifikante Änderungen der Deckungsgrade traten im Bereich des fichtenar-

men *Leucobryo-Pinetum* nur in der Krautschicht auf (Tab. 3). Zu einer Abnahme der Deckung bei gleichzeitigem Ausfall auf einer oder mehreren Aufnahmeflächen kam es bei Siebenstern, Dornfarn *Dryopteris carthusiana* und Himbeere.

Zu einem Rückgang der Deckungsgrade auf der gleichen Anzahl von Probekreisen kam es bei Eberesche und Traubeneiche. Das Harz-Labkraut war zwar in einem Probekreis neu hinzuge treten, hatte insgesamt aber eine geringere Deckung als 1989.

Die einzige Art, die sich generell weiter ausbreitete, war die Heidelbeere *Vaccinium myrtillus*. Sie wies 1998 mit durchschnittlich 47 % Deckung eine um etwa 11 % höhere Deckung auf als noch 1989. Für einige Moose wurden 1998 signifikant höhere Deckungsgrade festgestellt, wobei die Zunahme der Deckung von *Pleurozium schreberi* von 23 % auf 46 % die größte Änderung darstellt. Ansonsten war eine signifikante Zunahme der Deckung nur für jene Arten zu ermitteln, die 1989 nicht aufgefunden worden waren. Hierunter fiel besonders *Hypnum cupressiforme* auf, das 1998 in allen Aufnahmeflächen mittlere Deckungsgrade von 22 % aufwies.

Im Bereich des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* kam es bei der 1. Baumschicht, der Strauchschicht und der Krautschicht zu signifikanten Veränderungen der Deckung einiger Arten (Tab. 4). In der 1. Baumschicht ging die

Deckung der Waldkiefer, die 1989 noch 27 % betrug, um 7 %, in der Strauchschicht hingegen von 0,19 % auf 0,01 % zurück. In dieser Schicht hatte dafür die Deckung der Fichte *Picea abies* um 2 % auf fast 5 % zugenommen.

Unter den Blütenpflanzen der Krautschicht hatte nur die Himbeere signifikant zugenommen, da diese Art erstmals 1998 in den aufgenommenen Flächen des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* vorgefunden worden war.

Für Siebenstern, Harz-Labkraut, Drahtschmiele *Avenella flexuosa*, Heidelbeere, Schwarze Krähenbeere *Empetrum nigrum*, Fichte, Stiel- und Traubeneiche war eine Abnahme der Deckungsgrade festzustellen, wobei die Deckung der Drahtschmiele von 16 % auf 13 % zurückging.

Die Abnahme der Deckung der Heidelbeere von 31 % auf 20 % ist besonders interessant, da diese Art im fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* eine Zunahme der Deckung aufwies. Unter den Moosen kam es außer bei *Hypnum cupressiforme* (um 10 %) nur bei den Moosen, die erstmals 1998 erfasst wurden (*Pohlia nutans*, *Dicranella heterophylla*, *Lophocolea bidentata* und *Dicranum scoparium*), zu einer signifikanten Zunahme der Deckungsgrade. Eine Abnahme der Deckung war dafür bei den Arten *Dicranum polysetum*, *Polytrichum formosum*, *Sphagnum fimbriatum* und *Lophocolea bidentata* festzustellen.

Tab. 3: Arten des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum*, deren Deckungsgrade einzelner Schichten signifikante Änderung aufwiesen; n = 11 (t-Test: *: p < 0,05, **: p < 0,01, ***: p < 0,001); Zunahme +, Abnahme -, unverändert =.

		Mittlere Deckung in Prozent [%]		Änderung	Absolute Stetigkeit		Änderung	p
		1989	1998		1989	1998		
Krautschicht:	<i>Galium hircynicum</i>	4,6	1,7	-	9	10	+	**
	<i>Trientalis europaea</i>							
Farne:	<i>Dryopteris carthusiana</i>	0,9	0,2	-	10	9	-	*
Straucharten:	<i>Rubus idaeus</i>	1,8	0,2	-	7	5	-	*
Zwergsträucher:	<i>Vaccinium myrtillus</i>	36,4	47,0	+	11	11	=	*
Baumarten:	<i>Sorbus aucuparia</i>	1,8	0,2	-	10	10	=	**
	<i>Quercus petraea</i>	1,3	0,1	-	10	10	=	**
Moosschicht:	<i>Pleurozium schreberi</i>	22,9	46,4	+	8	11	+	**
	<i>Hypnum cupressiforme</i>	0,0	21,6	+	0	11	+	***
	<i>Dicranum scoparium</i>	0,0	1,3	+	0	11	+	**
	<i>Dicranella heteromalla</i>	0,0	0,2	+	0	6	+	*

Tab. 4: Arten des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum*, deren Deckungsgrade einzelner Schichten signifikante Änderung aufwiesen; $n = 20$ (t-Test: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$); Zunahme +, Abnahme –, unverändert =.

		Mittlere Deckung in Prozent [%]		Änderung	Absolute Stetigkeit		Änderung	p
		1989	1998		1989	1998		
1. Baumschicht:	<i>Pinus sylvestris</i>	26,9	19,9	–	20	20	=	***
Strauchschicht:	<i>Picea abies</i>	2,8	4,6	+	18	18	=	*
	<i>Pinus sylvestris</i>	0,2	0,01	–		5	–	
Krautschicht:	<i>Galium hircynicum</i>	2,0	0,7	–	8	15	+	*
	<i>Trientalis europaea</i>	0,9	0,2	–	5	8	+	*
Gräser:	<i>Avenella flexuosa</i>	16,4	12,9	–	20	20	=	*
Zwergsträucher:	<i>Vaccinium myrtillus</i>	31,1	19,6	–	20	20	=	***
	<i>Empetrum nigrum</i>	1,3	0,03	–	6	6	=	*
Straucharten:	<i>Rubus idaeus</i>	0,00	0,03	+	1	7	+	*
Baumarten:	<i>Quercus petrae</i>	0,9	0,1	–	18	20	+	**
	<i>Picea abies</i>	1,1	0,3	–	18	20	+	*
	<i>Quercus robur</i>	0,00	0,04	+	1	8	+	**
Moosschicht:	<i>Hyphnum cupressiforme</i>	1,5	11,1	+	4	20	+	***
	<i>Dicranum scoparium</i>	0,0	1,3	+	0	20	+	*
	<i>Polytrichum formosum</i>	3,7	0,9	–	12	19	+	**
	<i>Dicranum polysetum</i>	4,2	1,2	–	12	15	+	**
	<i>Dicranella heteromalla</i>	0,0	0,1	+	0	15	+	***
	<i>Pohlia nulans</i>	0,0	0,1	+	0	9	+	**
	<i>Sphagnum fimbriatum</i>	1,5	0,3	–	5	7	+	*
	<i>Lophocolea heterophylla</i>	4,1	0,5	–	11	6	–	**
	<i>Lophocolea bidentata</i>	0,0	2,9	+	0	6	+	*

4 Diskussion

4.1 Entwicklungstendenzen des *Leucobryo-Pinetum*

Im fichtenarmen ebenso wie im fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* kam es zu einer Stagnation des Höhenwachstums der 1. Baumschicht. Vermutlich wird die Fichte in der letztgenannten Gesellschaft in naher Zukunft die Kiefer überwachsen. Die Abnahme der Deckungsgrade der 1. Baumschicht könnte auf Schnee- bzw. Eisbruch und/oder Windwurf zurückzuführen sein, da insbesondere in den fichtenarmen Beständen sowohl viele Kiefernkronteile als auch viel liegendes Kiefernontholz vorzufinden war. Im Bereich des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* waren relativ häufig Kiefern abgestorben und als stehendes Totholz auf der Fläche verblieben. Hier wird die konkurrenzstarke Fichte direkt an der Verdrängung der Kiefern beteiligt gewesen sein.

In beiden Auswertungseinheiten war die Fichte in der 2. Baumschicht die do-

minierende Baumart, die hauptsächlich für die Höhenzunahme dieser Schicht verantwortlich war. Die festgestellte geringfügige Zunahme der Deckungsgrade der Fichte im fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* könnte auch an einer unterschiedlichen Schichtzuordnung der BearbeiterInnen gelegen haben. Die gegenläufigen Tendenzen der Fichte in der 1. und 2. Baumschicht heben sich in der Summe auf. Die Fichte hat einen konstanten Anteil an beiden Schichten. Im fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* waren vereinzelt Birken und Kiefern, in einem Fall auch Buchen, in die 2. Baumschicht vorgedrungen.

Die Strauchschicht beider Einheiten gewann hauptsächlich durch die Fichte sowohl an Höhe als auch an Deckungsgrad hinzu. Im fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* ging die Stetigkeit der Kiefer zurück, während der Deckungsgrad der Fichte zunahm, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich diese Auswertungseinheit in absehbarer Zeit zu fichtendominierten Beständen entwickeln wird. Zwei Probekreise

des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* liegen zum größten Teil innerhalb eines Wildgatters. Auf der gegatteten Fläche im Bereich mäßig trockener, schwach nährstoffversorgter Flugsande haben Sandbirke, Eberesche und Rotbuche an Deckung zugenommen. Auf der zweiten Probefläche auf schwacher wechselfeuchten, mäßig bis ziemlich gut versorgten verlehmtten Sandstandorten wiesen Fichte, Rotbuche, Stiel- und Traubeneiche eine Zunahme der Deckungsgrade auf. Dies deutet einerseits auf eine die Sukzession verlangsamende Wirkung des Wildes hin. Andererseits zeigt sich, dass die Fichte auch ohne den Einfluss des Wildes eine große Rolle in der weiteren Entwicklung spielen würde.

Der Rückgang der Deckungsgrade der Krautschicht hängt ebenfalls eng mit der Ausbreitung der Fichte zusammen, die den Boden so stark beschattet, dass die Arten der Krautschicht nicht unter ihr aufwachsen können. Eine Ausnahme bildet hier das Wald-Greiskraut *Senecio sylvaticus* im fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum*. Diese Art war un-

ter den Fichten anzutreffen, möglicherweise aufgrund der geringen Konkurrenz durch andere Arten. Während die Heidelbeere sich im fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* ausgebreitet hat, ist sie im fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* zurückgegangen. Letzteres konnte an der stärkeren Beschattung durch die Strauchschicht liegen. Auch Stickstoffdeposition führt nach Rosen et al. (1992) zur Abnahme von *Vaccinium myrtillus*.

In der Krautschicht des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* ist ein Rückgang der Deckungsgrade von Eberesche und Traubeneiche bei gleichbleibender Stetigkeit festzustellen. Diese Arten nahmen jedoch gleichzeitig in der Strauchschicht zu. Dies könnte eine Entwicklung in Richtung *Avenella-Pinus*-Gesellschaft andeuten. Die Abnahme der Deckungsgrade und zum größten Teil auch der Stetigkeiten von Siebenstern, Harz-Labkraut, Dornfarn und Himbeere sprechen jedoch gegen eine solche Entwicklung.

In der Krautschicht des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* war eine Zunahme des Deckungsgrades und der Stetigkeit der Stieleiche festzustellen. Jedoch hatte diese Art lediglich in einem Probekreis im Schutz einiger Fichten die Strauchschicht erreicht. Auch Traubeneiche und Fichte wiesen eine höhere Stetigkeit auf, jedoch mit geringeren Deckungsgraden. Beide Arten waren jedoch in die Strauchschicht vorgeedrungen.

Die Himbeere wurde ebenfalls häufiger aufgefunden, zumeist als Keimling. Die Drahtschmiele ging bezüglich ihrer Deckungsgrade, nicht aber ihrer Stetigkeit zurück. Der Anstieg der Stetigkeit von Himbeere und Drahtschmiele wurde in einigen experimentellen Untersuchungen in einen Zusammenhang mit den Erhöhungen der Stickstoffeinträge in Kiefern- und Nadelwäldern gebracht (Dirkse et al. 1991; Dirkse & Martakis 1992, 1993). Die Krähenbeere ging als Relikt der Heidezeit deutlich zurück, während Harz-Labkraut und Europäischer Siebenstern zwar mit geringeren Deckungsgraden, aber höherer Stetigkeit auftraten.

Die Walddynamik der Gegenwart wird durch die historische Nutzung beeinflusst. Sowohl die Standortfaktoren als auch die Artenzusammensetzung der Wälder wurden tiefgreifend verändert. Besonders große Auswirkungen

hatte die Aufforstung mit Fichten. Sie führte zur Verschiebung des Konkurrenzgleichgewichtes. Das spontane Auftreten der Fichte ist vor allem die Folge der gepflanzten samenspendenden Fichtenforste (Leuschner 1994).

Die Entwicklung vom fichtenarmen zum fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* wird vermutlich zusätzlich durch das Schalenwild gefördert. Auch Leuschner (1994) beschreibt, dass Pionierwaldbestände aufgrund des hohen Wilddrucks in dieser Phase stehenbleiben, da das Schalenwild den Aufwuchs von Laubwaldarten späterer Sukzessionsstadien (z. B. Eichen und Buchen) unterdrückt. In den untersuchten Beständen scheint das Wild die Laubwaldarten in ihrem Höhenwachstum zu hindern, so dass diese im Vergleich zur Fichte selten in die Strauchschicht und noch seltener in die Baumschicht eindringen können. Die Zunahme der Fichte ist eine Folge der forstlichen Nutzung: Sie wird durch das große Samenpotential aus den umliegenden aufgeforsteten Fichtenbeständen gefördert.

4.2 Sukzession der Waldgesellschaften des Meninger Holzes

Alle Waldgesellschaften des Meninger Holzes stocken auf Standorten, die in der Phase der mittelalterlich-neuzeitlichen Waldverwüstung für unterschiedlich lange Zeiträume weitgehend waldfrei waren (Hanstein 1991). Die Wiederbewaldung erfolgte über mehrere Sukzessionsschritte, die in Abhängigkeit vom Standort unterschiedlich verliefen. Bei der Wiederbesiedlung devastierter Flächen erreichten vermutlich zunächst die Moos- und vor allem die Krautschicht hohe Deckungsgrade, sofern sie nicht schon vorher, etwa auf Heideflächen, relativ geschlossen waren. Die langlebigeren Phanerophyta erreichten erst im Zuge der Verbuschung nennenswerte Deckungsgrade. Kiefern und die vergleichsweise kurzlebige Birke stellten die Pionierbaumarten auf Heide- oder sonstigen waldfreien Flächen dar (Griese 1986). Die Kiefern der 1. Baumgeneration, die noch in den meisten Teilen des Meninger Holzes vorhanden sind, sind nur zum Teil aus Anflug hervorgegangen; zum größten Teil wurden sie gepflanzt (Hanstein 1991, vgl. Niedersächsische

Forstplanung 1998). Erst zu einem späteren Zeitpunkt dürften neben einer Strauchschicht, die sich allmählich zur 1. Baumschicht entwickelt, auch weitere Phanerophyten-Schichten unterscheidbar gewesen sein.

Vermutlich kommen diejenigen Waldgesellschaften des Untersuchungsgebietes, die hohe Deckungsgrade von Kraut- und Mooschicht, einen hohen Kiefernanteil in der obersten Schicht und eine schwache Ausprägung der dazwischen liegenden Schichten aufweisen, den ursprünglichen Pionierwäldern am nächsten. Diese Charakteristika treffen auf das fichtenarme *Leucobryo-Pinetum* und die *Avenella-Pinus*-Gesellschaft zu. Heinke (1995) fasst das *Leucobryo-Pinetum* als ein mögliches Folgestadium von je nach Standortbedingungen unterschiedlichen Pionierwaldgesellschaften auf. Die Pionierwaldgesellschaft von Standorten mit vollständiger Vernichtung des Humusprofils ist die *Corynephorus-Pinus*-Gesellschaft, während auf Standorten ohne vollständige Vernichtung des Humusprofils das *Cladonia-Pinetum* das vorangegangene Sukzessionsstadium ist.

Das fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum* ist aufgrund seiner floristischen Ähnlichkeit ein mögliches Folgestadium des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum*. Auch die strukturellen Unterschiede lassen sich auf Sukzession zurückführen: Die 1. und 2. Baumschicht, in geringem Umfang auch die Strauchschicht, haben hier auf Kosten der Moos- und vor allem der Krautschicht ihre Deckungsgrade vergrößert. Neben der Struktur sprechen auch die Durchschnittshöhen der 1. und 2. Baumschicht, die deutlich über denen des fichtenarmen *Leucobryum-Pinetum* liegen, für ein höheres Bestandesalter oder eine schnellere Entwicklung. Zudem deutet sich für viele Bestände des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* mit dem Aufkommen der Fichte eine ähnliche Entwicklung an. Der starke Rückgang der Krautschicht-Deckungsgrade im Vergleich zwischen fichtenarmem und fichtenreichem *Leucobryo-Pinetum* ist durch den geringeren Lichtgenuss, aber auch durch die schwer zersetzbare Fichtenstreu bedingt; die am stärksten beschatteten Bereiche mit hohen Anteilen der Fichte werden nur von einigen Moosen lückig besiedelt.

Wie im fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* ist auch in der *Avenella-Pinus*-Gesellschaft, die nur kleinflächig auf Dünenstandorten vorkommt, die 1. Baumschicht fast ausschließlich aus Kiefern der 1. Baumgeneration aufgebaut. Der Deckungsgrad ihrer 1. Baumschicht ist jedoch geringer als der des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum*. Der höhere Deckungsgrad der 1. Baumschicht des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* ist auf das Eindringen der Fichte zurückzuführen. Allerdings zeichnen sich die Bestände des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* und der *Avenella-Pinus*-Gesellschaft im Westen des Meninger Holzes durch große Abstände zwischen den Kiefern der 1. Baumschicht aus. Dies muss das Ergebnis forstlicher Eingriffe sein. Der Deckungsgrad der 1. Baumschicht des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* läge auch ohne forstliche Eingriffe möglicherweise über dem der *Avenella-Pinus*-Gesellschaft. Die von Heinken (1995) untersuchten Altbestände lassen keine diesbezüglichen Unterschiede zwischen *Avenella-Pinus*-Gesellschaft und *Leucobryo-Pinetum* erkennen.

Die Höhen der 1. Baumschicht der *Avenella-Pinus*-Gesellschaft und des fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* erreichen jeweils etwa dieselben Werte, die über denen des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* liegen. Das Alter der Kiefern der Abteilung 87 a₃, in der die meisten Aufnahmeflächen des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* und der *Avenella-Pinus*-Gesellschaft liegen, wird im Bestandeslagerbuch mit 88 Jahren angegeben. Für die Bereiche, in denen das fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum* auftritt, beträgt das Alter der Kiefern zwischen 110 und 145 Jahre (Niedersächsische Forstplanung 1998). Die *Avenella-Pinus*-Gesellschaft und das fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum* haben jedoch wahrscheinlich das gleiche durchschnittliche Bestandesalter.

Der Zusammenhang zwischen fichtenarmem und fichtenreichem *Leucobryo-Pinetum* ist deutlich. Die *Avenella-Pinus*-Gesellschaft kann nur eine Alternative zum fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* darstellen, da sie eine dem fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* vergleichbare Struktur besitzt. Sie kann nur unmittelbar aus einem kieferndominierten Wald entstehen. Dieser muss zumindest eine der fichtenarmen *Leuco-*

bryo-Pinetum ähnliche Struktur besitzen. Ob der Sukzessionsweg im Untersuchungsgebiet tatsächlich vom *Leucobryo-Pinetum* zur *Avenella-Pinus*-Gesellschaft verläuft, wie von Heinken (1995) als typisch beschrieben, scheint fraglich.

Unklar ist, wie sich das fichtenreiche *Leucobryo-Pinetum* weiterentwickeln wird. Aufgrund des hohen Alters der Kiefern der 1. Baumschicht darf man davon ausgehen, dass die 1. Baumschicht in absehbarer Zeit fast ausschließlich aus Fichten bestehen wird. Langfristig, nach der Verdrängung der Kiefern und kleinflächigen Zusammenbrüchen der Fichten, erscheint bei geringerem Wildbestand eine direkte Entwicklung zum *Luzulo-Fagetum* denkbar.

Der Hauptteil des Meninger Holzes, von Kleinstdünen im Westteil abgesehen, wird von Standorten eingenommen, die in der Zeit der Heidewirtschaft zwar verarmten, deren Humusprofil dabei jedoch nicht vollständig verloren ging. Dies gilt auch für die flugsandüberlagerten Flächen. Die Flugsande erreichen vor allem im Westen des Meninger Holzes große Mächtigkeiten, sind aber im Kern spätglazialen Ursprunges und dürften daher, auch wenn sie in der Endphase der Heidewirtschaft weitgehend vegetationsfrei gewesen sein sollten, ihr Humusprofil nicht völlig verloren haben (Hanstein & Sturm 1986; Hanstein 1991). Lediglich die Kleinstdünen über diesen Flugsanden im Westteil des Meninger Holzes sind in dieser Zeit völlig neu entstanden. Sie sind dem Standortstyp Dünen zugeordnet; auf ihnen stockt gegenwärtig die *Avenella-Pinus*-Gesellschaft.

Unter den Bedingungen der grundwasserfernen Sandstandorte wachsen gegenwärtig Wälder vom Typ des *Leucobryo-Pinetum* und des *Betulo-Quercetum* sowie diverse naturferne Stangenhölzer.

Die Pioniergesellschaften dieser Standorte sind im Meninger Holz gegenwärtig nicht ausgeprägt. Der kleinräumige Reichtum an bodenwachsenden Flechten der Gattung *Cladonia* im Bereich des *Leucobryo-Pinetum* deutet allerdings unter diesen Bodenbedingungen auf ein *Cladonion-Pinetum* als Vorgangerstadium des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* hin (Heinken 1995). Das *Cladonion-Pinetum* könnte sich seinerseits durch Kiefern- und Birkenan-

flug (oder Kiefernanzpflanzung) aus einem *Genisto-Callunetum cladonietosum* entwickelt haben. Auch heute noch kommen – möglicherweise als Relikte des *Genisto-Callunetum cladonietosum* – Besenheide *Calluna vulgaris* und Krähenbeere sowie gelegentlich Haar-Ginster *Genista pilosa* (letzteres in der Regel außerhalb der Aufnahmeflächen an Wegrändern) im *Leucobryo-Pinetum* dieser Standorte vor.

Das fichtenarme *Leucobryo-Pinetum* könnte sich im Untersuchungsgebiet auf zwei verschiedene Weisen weiterentwickeln. Im Zuge der Bestandesalterung kann es zu einer Akkumulation von modrigerem Auflagehumus kommen: Diese bewirkt eine bessere Nährstoff- und Wasserversorgung als durch das Ausgangsmaterial (Leuschner 1996). Harz-Labkraut, Europäischer Siebenstern und Dornfarn wandern ein; schließlich folgen die anderen Trennarten der *Dryopteris*-Variante. Parallel dazu, und wohl ohne kausale Zusammenhänge mit der Humusform, kann sich das fichtenarme zum fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* entwickeln. Der Fichtenreichtum – nicht nur des *Leucobryo-Pinetum* – ist eine Besonderheit des Untersuchungsgebietes. Möglicherweise werden sich sämtliche aktuellen Bestände des fichtenarmen *Leucobryo-Pinetum* unter diesen Standortbedingungen zum fichtenreichen *Leucobryo-Pinetum* entwickeln, denn nur in zwei Aufnahmen im äußersten Westen des Meninger Holzes (c4, Hc5) fehlt die Fichte völlig. Vielfach dringt sie bereits bis in die 2. Baumschicht vor. Diese Entwicklung zu fichtenreichen Beständen würde die Sukzession des *Leucobryo-Pinetum* über die *Avenella-Pinus*-Gesellschaft zum *Betulo-Quercetum*, wie sie Heinken (1995) für wahrscheinlich hält, ausschließen. Im Laufe der Sukzession würde das *Leucobryo-Pinetum* in einen fichten-dominierten Wald (*Avenella-Picea*-Gesellschaft) übergehen, in dessen Bestandeslücken die Rotbuche bis in die Baumschicht vordringen könnte. Da die Eiche in solchen Beständen aufgrund der Lichtverhältnisse nicht konkurrenzfähig ist, scheint eine Entwicklung zum *Betulo-Quercetum* ausgeschlossen. Die Sukzession verläuft vermutlich über ein fichtendominiertes Stadium direkt zum *Luzulo-Fagetum*, das zumindest anfangs einen hohen Fichtenanteil aufweisen wurde (Abb. 5).

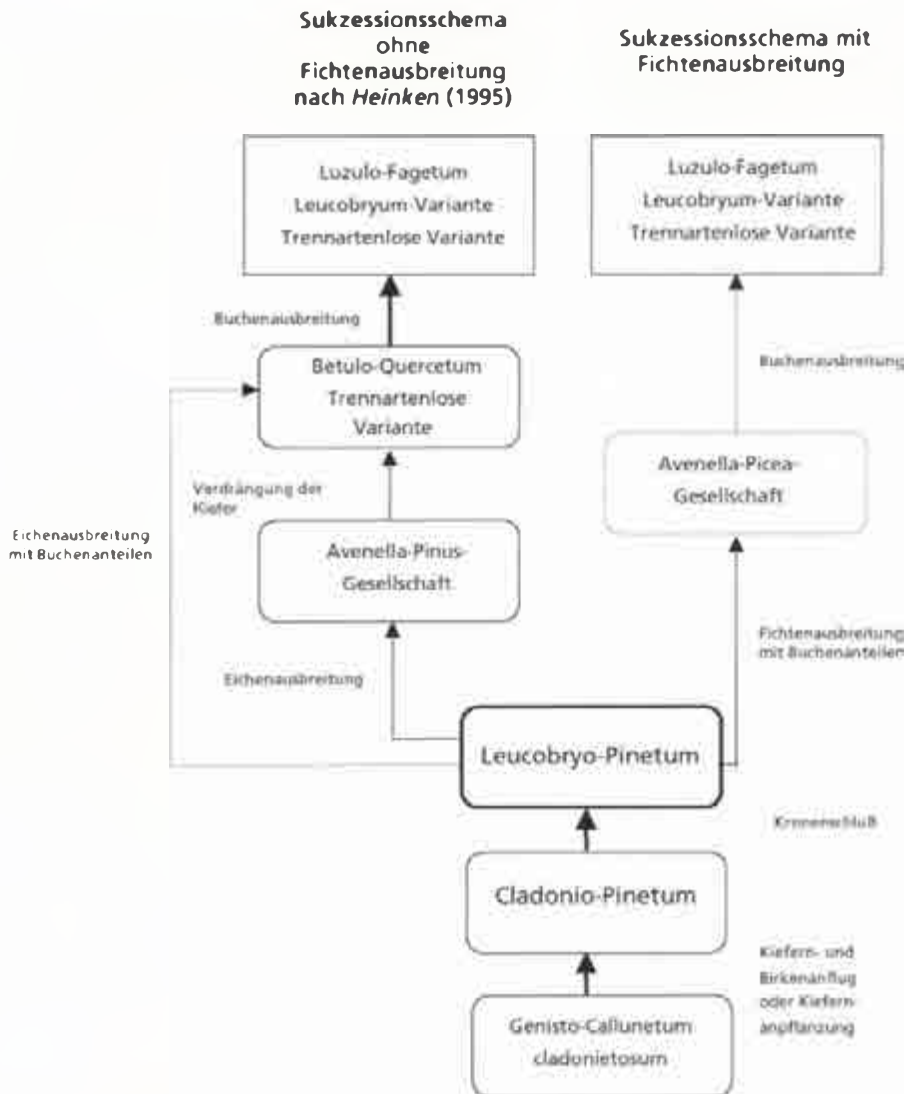


Abb. 5: Sukzessionsschema auf silikatarmen Sandböden, deren Humusprofil nicht vollständig vernichtet wurde, bei geringer oder starker Fichtenausbreitung. Stark verändert nach Heinken (1995) S. 239.

-> hypothetische Sukzessionsvorgänge
- in der Vergangenheit abgelaufene oder zur Zeit stattfindende Sukzessionsvorgänge
- derzeit vom Leucobryo-Pinetum ausgehende Sukzessionsvorgänge
- hypothetisches Sukzessionsstadium
- derzeitiges Sukzessionsstadium
- Terminalstadium

5 Zusammenfassung

Im Rahmen der besprochenen Untersuchung wurden in der Vegetationsperiode 1998 vegetationskundliche Aufnahmen der Dauerflächen im Naturwaldreservat Meninger Holz sowie eine floristische Kartierung des gesamten Naturwaldes angefertigt. Die vegetationskundlichen Aufnahmen dienen dem Vergleich mit bereits 1989 im Rahmen einer Diplomarbeit erstellten

vegetationskundlichen Untersuchungen (Kohls 1994). Mittels der Daten von neun Jahre auseinanderliegenden Zeitpunkten sollte die Vegetationsdynamik erfasst werden. Diese erste Dokumentation gerichteter und ungerichteter Prozesse (Sukzession, Fluktuation) anhand der aufgenommenen floristischen und strukturellen Parameter ist eine Grundlage für weitere Untersuchungen in den folgenden Jahrzehnten.

Im Leucobryo-Pinetum deutet sich

eine Entwicklung zu fichtendominierten Beständen an. Da die Laubbaumarten durch Wildverbiss in ihrem Höhenwachstum begrenzt werden, ist die Fichte in der Lage, diese zu überwachsen. Das spontane Auftreten der Fichte ist eine Folge der Fichtenforste, aus denen das große Samenpotential dieser Art stammt. Die weitere Sukzession wird vermutlich über fichtendominierte Bestände direkt zum Luzulo-Fagetum führen, da ausschließlich schattolerante Buchen in solchen Beständen konkurrenzfähig sind. Damit ist die Sukzession über das Betulo-Quercetum, das nach Heinken (1995) immer zwischengeschaltet ist, unwahrscheinlich. Auch die Sukzession der Avenella-Pinus-Gesellschaft und des Kiefernstangenholzes wird durch den Fichtenreichtum des Gebietes beeinflusst.

Durch den Vergleich der floristischen Kartierungen konnten einige Tendenzen aufgezeigt werden. Arten, die als Relikte der Heidewirtschaft gelten, kamen seltener vor, während Stickstoffzeigerarten häufiger auftraten. Diese Entwicklung stimmt mit dem Anstieg der mittleren Zeigerwerte, die für die Krautschicht errechnet wurden, überein und deutet den Einfluss von anthropogenen Stickstoffeinträgen auf die Vegetationsdynamik an (s. Meessenburg et al. 2001, in diesem Heft).

Die Anzahl der gefährdeten Gefäßpflanzen blieb unverändert: zwar fiel der Englische Ginster *Genista anglica*, ein Relikt aus der Heidezeit, aus, aber stattdessen wurde der Tannenbarlapp *Huperzia selago* – die ab 1983 in der Lüneburger Heide als verschollen galt – aufgefunden (s. Hanstein 2001, in diesem Heft).

Der Anstieg der Moos-Artenzahl beruht auf dem Auftreten von Arten, die vor allem in älteren Laubwald- und in Nadelwaldbeständen vorkommen. Diese sowie Arten, die epiphytisch an Totholz wachsen, scheinen von der Einstellung der Nutzung zu profitieren. Dies weist auf die Bedeutung ungenutzter Bestände auch für den Artenschutz hin.

6 Literatur

Albrecht, B. (2000): Vegetationskundliche Untersuchungen im Naturwaldreservat Meninger Holz unter besonderer Berücksichtigung der Ve-

- getationsentwicklung – Unveröff. Dipl.-arb., 99 S., Hamburg.
- Albrecht, L. (1988): Ziele und Methoden forstlicher Forschung in Naturwaldreservaten. – Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen, 139 (5), 373–387, Zürich.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. – Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 1, 219 S., München.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. – 683 S., Stuttgart.
- Dirkse, G. M., Martakis, G. F. P. (1992): Effects of Fertilizer on Bryophytes in Swedish Experiments on Forest Fertilization. – Biol. Conserv. 59, 155–161.
- Dirkse, G. M., Martakis, G. F. P. (1993): Recent Changes in Forest Vegetation in North-West and Central Europe and Some Likely Causes. – In Broekmeyer, M. E. A., Vor, W., Koop H. (Eds.): European Forest Reserves, 233–247.
- Dirkse, G. M., Dobben van, H. F., Tamm, C. O. (1991): Effects of Fertilization on Herb and Moss Layers of a Scots Pine Stand in Lisselbo (Sweden), an Multivariate Analysis. – Report 7, Research Institut for Nature Management, 155–161, Leersum.
- Griese, F. (1986): Die Kiefer – ein prägendes Element in der Landschaftsgeschichte des niedersächsischen Flachlandes. – Neues Archiv für Niedersachsen 35 (3), 260–282, Braunschweig.
- Griese, F. (1991): Zu den Bestandesinventuren der Naturwälder „Meninger Holz“ und „Staufenberg“ im Jahre 1988. – NNA Berichte 4 (2), 173–179, Schneverdingen.
- Hanstein, U. (1991): Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Meninger Holz“. – NNA Berichte 4 (2), 119–123, Schneverdingen.
- Hanstein, U. (2001): Beobachtungen an Bärlappvorkommen im Forstamt Sellhorn, Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. NNA-Berichte 14 (2): 97–105.
- Hanstein, U., Sturm, K. (1986): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Aus dem Walde 40, 204 S., Hannover.
- Heinken, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. – Dissertationes Botanicae 239, 278 S., Berlin, Stuttgart.
- Kohls, K. (1994): Geobotanische Untersuchungen in Wäldern des Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide). – Unveröff. Dipl.-arb., 96 S., Göttingen.
- Jahn, G. (1986): Die natürliche Vegetation. – In: Hanstein, U., Sturm, K.: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Aus dem Walde 40, 18–31, Hannover.
- Leuschner, C. (1994): Walddynamik auf Sandboden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). – Phytocoenologia 22 (3), 289–324, Berlin, Stuttgart.
- Leuschner, C., Rode, W., Heinken, T. (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188, 239–249, Jena.
- Meesenburg, H., K. J. Meiwes & P. Rademacher (2001): Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 14 (2): 191–195.
- Niedersächsische Forstplanung (1998): Niedersächsisches Forstamt Sellhorn Revierforsterei Heimbuch Bestandeslagerbuch Teil 2. – Unveröff., o. S., o. O.
- Otto, H.-J. (1995): Die sukzessionale Variabilität von Wäldern des niedersächsischen Pleistozäns als Grundlage eines naturnahen Waldbaus. – Forstarchiv 66, 133–140, Hannover.
- Rosen, K., Gundersen, P., Tegnhammer, L., Johansson, M. (1992): Nitrogen Enrichment of Nordic Forest Ecosystems. Concept of Critical Loads. – Ambio 21, 364–368, Stockholm.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (1990): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtungen. Sondergutachten – 67 S., Stuttgart.
- Schmidt, W. (1995): Waldbodenpflanzen als Bioindikator niedersächsischer Naturwälder. – Forstarchiv 66, 150–158, Hannover.
- Schmidt, W. (1998): Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen – Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58, 353–375, Bonn-Bad Godesberg.
- Schmidt, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendung, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges., 11, 133–155, Hannover.
- Schmidt, W., Kohls, K., Garbitz, D. (1991): Die Untersuchung von Flora und Bodenvegetation in niedersächsischen Naturwäldern – Beispiele aus dem „Meninger Holz“ (Lüneburger Heide) und dem „Staufenberg“ (Harz). – NNA Berichte 4 (2), 138–144, Schneverdingen.

Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Biologin Britta Albrecht
Schäferstraße 9
20357 Hamburg

Bestandes- und Verjüngungsdynamik im Naturwald „Meninger Holz“ in den Jahren 1988 bis 1999

von Peter Meyer und Wilhelm Unkrig

1 Einleitung

Im Mai 1990 und im Februar 1991 fanden an der Norddeutschen Naturschutzakademie (NNA, heute Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz) in Schneverdingen zwei Seminarveranstaltungen zum Thema „Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung“ statt (Norddeutsche Naturschutzakademie 1991). Neben vielen anderen Beiträgen wurden dort auch erste Ergebnisse aus dem „Meninger Holz“ vorgestellt (Griese 1991a). Als Datengrundlage wurden erstmalig die damals neu eingeführten Probekreishebungen genutzt. Die Ergebnisse zeigten, dass Buche und Fichte – differenziert nach Standort und Bestockung – im „Meninger Holz“ die konkurrenzkräftigsten Baumarten mit einer starken Ausbreitungstendenz waren. Vorsichtig bewertet (ebd.) dieses Resultat als „Versuch einer ersten Auswertung“ und betont, dass ein zielgerichtetes Untersuchungsergebnis an eine exakte Wiederholung der Aufnahmen gebunden sei.

Nachdem rund 10 Jahre vergangen sind, liegen nun die Wiederholungsaufnahmen der Probekreise und einer Kernfläche (Poppe 1999) vor. Dies soll zum Anlass genommen werden, die abgelaufene Walddynamik darzustellen, die damals abgeleiteten Prognosen zu überprüfen und einige Schlussfolgerungen methodischer Art zu ziehen.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

2.1 Der Naturwald „Meninger Holz“

Das „Meninger Holz“ befindet sich in der Revierförsterei Heimbuch des Forstamtes Sellhorn und ist zugleich Teil des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Die Ausweisung des rund 66 ha großen Gebietes als Naturwald wurde 1985 vereinbart und 1994 per Erlass bestätigt. Der letzte planmäßige forstliche Ein-

griff wurde 1978 durchgeführt (Hanstein 1991).

Im „Meninger Holz“ sind überwiegend mäßig frische, mäßig nährstoffversorgte, mehr oder weniger verlehnte Sandstandorte vertreten. Daneben reicht die Standortspalette bei höherem Lehmanteil auch bis zu schwächer wechselfeuchten, mäßig bis ziemlich gut nährstoffversorgten Böden sowie bei Vorliegen von Flugsanden bis zu mäßig trockenen, schwach nährstoffversorgten Standorten. Das Regionalklima hat aufgrund der höheren Lage des Wuchsbezirks „Hohe Heide“ (85–105 m ü. NN), insbesondere im hier befindlichen Teilwuchsbezirk „Höchste Heide“ eine atlantischere Tonung als in den umliegenden Naturräumen des ostniedersächsischen Tieflandes. Dies wird an der vergleichsweise hohen Niederschlagsmenge von 800–850 mm pro Jahr (s. Hanstein & Wübbenhorst 2001, in diesem Heft) und der geringeren Schwankungsamplitude der Lufttemperatur von 16,7° C deutlich.

Nur geringe Anteile der heutigen Waldbestockung des Forstamtes Sellhorn und des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide sind im Verlauf der nachweislichen Waldentwicklung kontinuierlich mit Wald bestockt gewesen (vgl. Tempel 2001 sowie Hanstein & Ernst 2001, in diesem Heft). Von den drei Naturwäldern im Forstamt Sellhorn (Ehrhorner Dünen, Bullenberge und Meninger Holz) ist nur das „Meninger Holz“ auf dem östlichen Drittel ein solcher „historisch älter Wald“ (Hanstein 1991). Dies schließt eine kurze Phase der Entwaldung in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts ein.

Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde der Osten des Meninger Holzes mit Kiefer wieder aufgeforstet. Schon 1928 wird in diesen Aufforstungsbeständen Eiche als Hauptbaumart beschrieben. Sie hat sich wahrscheinlich aus Stockausschlägen rasch zur dominanten Baumart entwickeln können (Hanstein 1991). Die natürliche Ablösung der Pio-

nierbaumart Kiefer setzt sich weiter fort, indem später auch Buchen und z. T. Fichten aus Naturverjüngung größere Anteile hinzugewinnen. Derzeit dominieren im östlichen Teil des „Meninger Holzes“ rund 140-jährige Eichen und Buchen mit wechselnden Anteilen von Nadelbäumen. Die Bestände weisen eine reiche Vertikalgliederung auf (Griese 1991a).

Der über einen langen Zeitraum durch Heidewirtschaft degradierte, westliche und südliche Teil des „Meninger Holzes“ wurde ebenfalls mit Kiefer aufgeforstet. Derzeit wird der Westteil weiterhin durch die Kiefer (fichtenarmes *Leucobryo-Pinetum*) und der Süden durch Mischbestände aus Fichte und Kiefer im Hauptbestand (fichtenreiches *Leucobryo-Pinetum*, s. Albrecht 2001, in diesem Heft) geprägt. Eiche und Buche spielen allenfalls in der Strauch- und Verjüngungsschicht eine geringe Rolle. Als einzige Laubbaumarten erreichen Sandbirke und Eberesche im westlichen kieferndominierten Teil auch im Derbholzbestand eine gewisse Bedeutung.

Neben diesen Altbeständen liegen noch einige Jungbestände von Kiefer (NO der Abt. 87) im Naturwald.

2.2 Die vorliegenden Inventuren

Nach dem niedersächsischen Inventurverfahren werden Aussagen über die Gesamtfläche eines Naturwaldes i. d. R. aus der Aufnahme von systematisch verteilten Probekreisen von 1000 m² Größe gewonnen. Von den insgesamt 66 Stichprobenkreisen im „Meninger Holz“ befinden sich 50 in den älteren Bestandteilen. Deren Erst- und Zweitaufnahmen liegen den nachfolgenden Auswertungen zugrunde.

Das Verfahren der 1988 durchgeführten Erstinventur im „Meninger Holz“ (detaillierte Beschreibung in Griese 1991a) kam weitgehend auch bei der Wiederholungsaufnahme im Jahr 1999 zur Anwendung. Aus Effizienzgründen wurde allerdings die Vollaufnahme der Baumhöhen durch eine repräsentative Stichprobenmessung ersetzt und die Untergrenze für die Erfassung der Strauchschicht von 0,5 m auf 1,5 m Pflanzenhöhe erhöht. Abweichend von der Erstaufnahme wurden die Pflanzen <1,5 m Höhe bei der Zweitaufnahme auf einem 25 m² großen Probestreifen in der Mitte des NO-Quadranten der Probekreise erfasst.

Anteil (%)

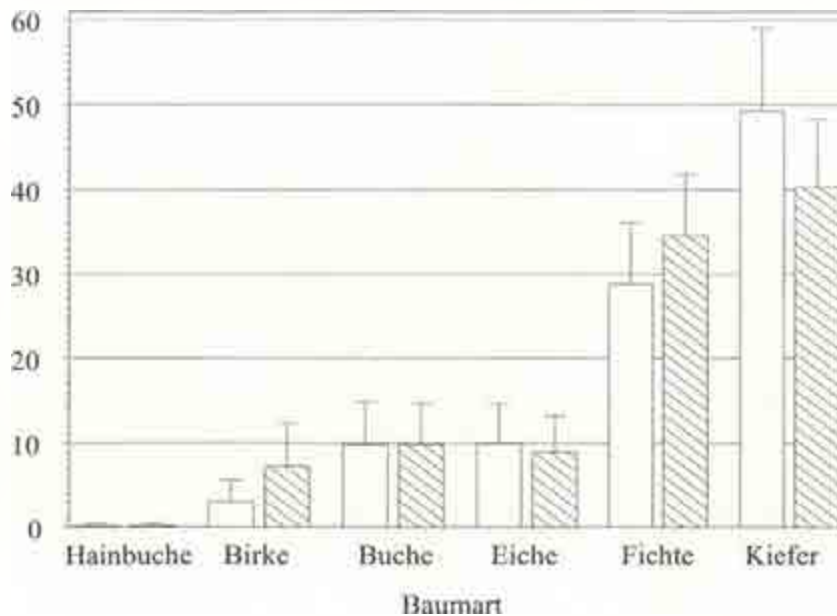


Abb. 1: Mittlerer Stammzahlanteil der Baumarten am Derbholzbestand > 7 cm BHD in den Altbeständen des Naturwaldes „Meninger Holz“. Verglichen werden die Ergebnisse der ersten (linke Säule) und der zweiten Bestandesaufnahme (rechte Säule) 1988 und 1999. Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an.

In den meisten Naturwäldern werden zusätzlich zu den Probekreisen Kernflächen eingerichtet, auf denen der Derbholzbestand (> 7 cm Brusthöhendurchmesser [BHD]) vollständig erfasst wird (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt 2000). Im „Meninger Holz“ sind zwei gegattete Kernflächen vorhanden: Die im Ostteil des Reservates gelegene Untersuchungsfläche wurde im Rahmen der Diplomarbeiten von Kahnt (1989, Inventur: 1989) und Poppe (1999, Inventur: 1998) aufgenommen. Die im Westteil gelegene Kernfläche wurde einmalig im Jahr 2000 aufgenommen.

2.3 Auswertungsmethoden

Das Standorts- und Bestandesmosaik in Kombination mit einem unterschiedlichen forstgeschichtlichen Hintergrund ergibt im „Meninger Holz“ einen sehr kleinflächigen Wechsel von Ausgangssituationen für die Waldentwicklung. Diese Heterogenität macht es erforderlich, Untereinheiten für die Datenauswertung zu bilden. Aus Vergleichsgründen knüpft der vorliegende Beitrag an die Stratifizierung nach Standorts- und Bestockungsverhältnissen von Griesse (1991a) an. Neben der Auswertungseinheit „Altbestände“ (Datengrundlage: 50 Probekreise) werden die dort ausge-

wählten und mit jeweils 10 Probekreisen erfassten Straten „Laubholz-Mischbestand“ (LHM) und „Nadelholz-Mischbestand“ (NHM; fichtenreiches *Leucobryon-Pinetum*, s. Beitrag von Albrecht in diesem Heft) erneut näher untersucht. Die beiden Untereinheiten sind standörtlich gut vergleichbar. Es handelt sich um frische bis mäßig frische, mäßig nährstoffversorgte Böden, die sich aus schwach verlehnten Sanden gebildet haben.

Auch die Einteilung in Derbholzbestand (> 7 cm BHD), Strauchschicht (< 7 cm BHD, > 0,5 m Höhe) und Verjüngungsschicht (< 0,5 m Höhe, ausschließlich Keimlinge) wird übernommen.

Die Berechnung der Einzelbaumvolumina erfolgte stratenweise auf der Grundlage von Höhenkurven (Peterson-Funktion s. Kramer & Akça 1995) und der Berger'schen Formzahlfunktionen (1973, 1974, 1987).

3 Ergebnisse – Naturwald-dynamik von 1988 bis 1999

3.1 Gesamtbetrachtung der Altbestände

3.1.1 Derbholzbestand

In den Altbeständen des „Meninger Holzes“ hat sich die mittlere Stammzahl

je ha von 360 auf 434 Bäume > 7 cm BHD erhöht. Dieser Anstieg geht im Wesentlichen auf nachwachsende Fichten und Birken zurück. Im Mittel sind in dem 11-jährigen Untersuchungszeitraum 42 Fichten und 34 Birken je ha in den Derbholzbestand eingewachsen. Dem Einwuchs stehen – abgesehen von der Kiefer – sehr geringe Absterberaten gegenüber. Dies zeigt, dass im Untersuchungszeitraum weder gravierende Störungen wie Windwürfe oder Insektschäden noch Mortalität aufgrund von Konkurrenzdruck in größerem Umfang aufgetreten sind.

Hinsichtlich der Stammzahlanteile dominieren Kiefer und Fichte, gefolgt von Buche und Eiche (Abb. 1). Aufgrund des starken Einwuchses konnten Fichte und Birke ihren Stammzahlanteil erhöhen, während der Eichenanteil geringfügig, der Kiefernanteil hingegen deutlich zurückgeht. Diese Abnahmen beruhen vor allem auf rechnerischer Verschiebung. Der Anteil der Buche liegt konstant bei 10 %.

Die Ausbreitungsdynamik von Fichte und Birke wird auch daran erkennbar, dass diese beiden Baumarten im Lauf des Untersuchungszeitraumes 8 bzw. 7 Probekreise hinzugewinnen, auf denen sie 1988 nicht vertreten waren. Die betreffenden Probekreise liegen ausschließlich im Westteil des Naturwaldes.

Auch die Buche zeigt eine Ausbreitungstendenz: Sie tritt auf vier Probekreisen erstmalig im Jahr 1999 im Derbholzbestand auf. Drei dieser Probekreise liegen im Süden und Westen des „Meninger Holzes“, einem Bereich, in dem nach der ersten Probekreisinventur keine Altbuchen vorhanden sind. Zum Zeitpunkt der Erstaufnahme ist die Kiefer auf 45 der 50 Probekreise vertreten und weist damit die höchste Stetigkeit aller Baumarten auf. Sie bleibt zwar bis 1999 in allen Stichproben präsent, ihre vergleichsweise hohe durchschnittliche Mortalitätsrate von rund 7 Bäumen je ha zeigt jedoch, dass Altkiefern in einem nicht unerheblichen Umfang absterben. Weder Kiefer noch Eiche gelingt es, bis 1999 Probekreise hinzugewinnen.

Der mittlere Derbholzvorrat ist von 287 m³/ha um 28 % auf 366 m³/ha und die mittlere Grundfläche von 26,6 m²/ha auf 32,9 m²/ha gestiegen. Trotz ihrer vergleichsweise hohen Absterberaten

stellt die Kiefer auch bei der Zweitaufnahme mit 189 m³/ha den größten Teil des Derbholzvorrates. Die Anteile von Fichte (67 m³/ha), Buche (56 m³/ha) und Eiche (53 m³/ha) liegen etwa in der gleichen Größenordnung. Das „Meninger Holz“ befindet sich nach den waldwachstumskundlichen Daten in der durch einen deutlichen Biomasseaufbau gekennzeichneten Optimalphase (Meyer 1999).

3.1.2 Strauch- und Verjüngungsschicht

In der Strauchschicht (<7 cm BHD, >0,5 m Pflanzenhöhe) sinkt die Individuenzahl nur geringfügig von 1011/ha im Jahr 1988 auf 940/ha im Jahr 1999 (Abb. 2). Mit Faulbaum, Ilex und Eberesche sind drei Gehölzarten vorhanden, die im Derbholzbestand nicht erfasst wurden. Eiche und Kiefer sind im Vergleich zu ihren Artenanteilen im Derbholzbestand unterproportional vertreten. Die Anteile von Fichte und Birke nehmen von 1988 bis 1999 deutlich ab. Offenbar steht dem Übergang in den Derbholzbestand kein entsprechender Einwuchs aus der Sämlingsschicht < 0,5 m gegenüber.

Die Buche ist die einzige Baumart mit einem Anstieg der Pflanzenzahlen in der Strauchschicht. Die hohe Streuung deutet auf eine sehr ungleichmäßige räumliche Verteilung der Verjüngung hin.

Die meisten Pflanzen der Strauchschicht befinden sich zwischen 0,5 und 1,0 m Höhe. Der Buchenanteil ist in den Höhenklassen bis 4,0 m auf Kosten des Anteils von Fichte und Birke stark angestiegen. Die Buche ist die einzige Baumart, deren Pflanzenzahl in der untersten Höhenklasse bedingt durch Nachwuchs aus der Sämlingsschicht deutlich zunimmt.

Die mittleren Sämlingszahlen in der Verjüngungsschicht (Pflanzen < 0,5 m Höhe) insgesamt und je Baumart haben sich von Erst- zu Zweitaufnahme erheblich verringert (Abb. 3). So ist die Sämlingszahl 1999 auf weniger als ein Viertel des Wertes von 1988 zurückgegangen. Von dieser starken Abnahme sind alle Baumarten, einschließlich der Buche, gleichermaßen betroffen. Die Etablierung und Entwicklung von Jungpflanzen wird im „Meninger Holz“ offenbar stark beeinträchtigt.

Anzahl Pflanzen je ha

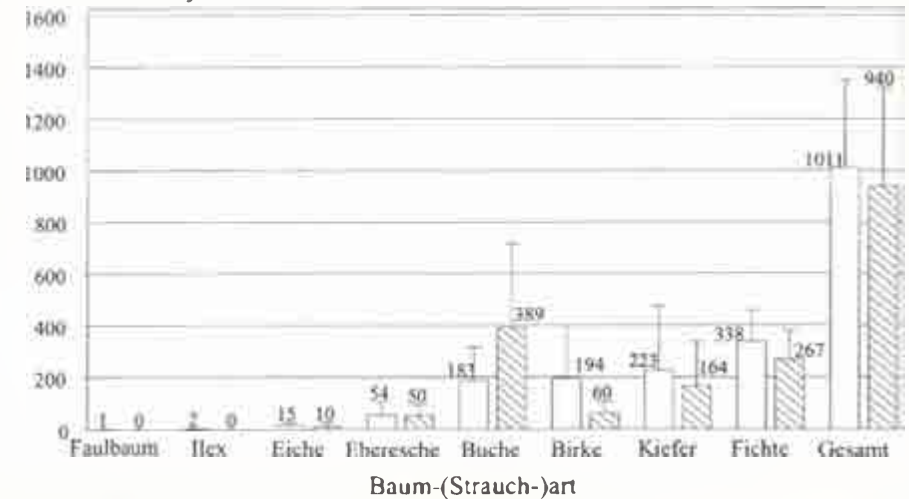


Abb. 2: Mittlere Individuenzahlen der Strauchschicht (> 0,5 m Höhe und < 7 cm BHD) in den Altbeständen des Naturwaldes „Meninger Holz“ bei der Erst- (linke Säule) und Zweitaufnahme (rechte Säule). Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an. Als Aufnahmefläche dienten bei beiden Aufnahmen die 50, jeweils 250 m² großen NO-Quadranten der Probekreise. Die Werte für die Pflanzen von 0,5 bis 1,5 m Höhe wurden bei der Aufnahme 1999 aus einem 25 m² großen, in der Mitte des Quadranten gelegenen Probestreifen ermittelt. Für alle Pflanzen oberhalb dieser Höhe war die Aufnahmefläche 1988 und 1999 identisch.

Anzahl Pflanzen je ha

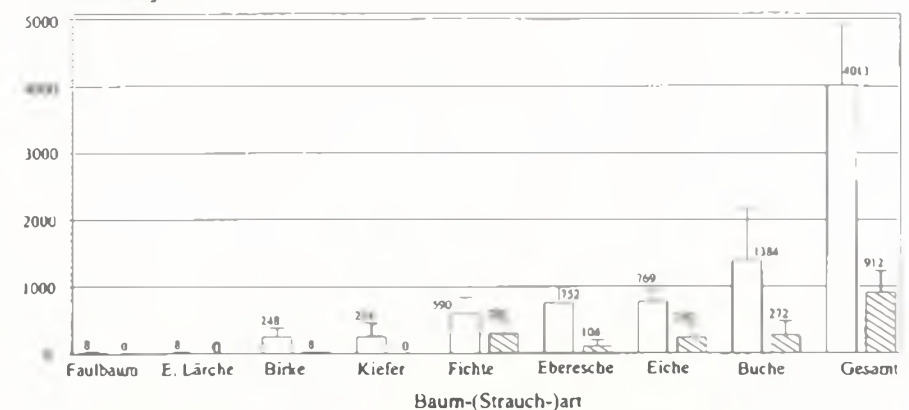


Abb. 3: Mittlere Individuenzahlen in der Sämlingsschicht (< 0,5 m Höhe, ausschließlich Keimlinge) in den Altbeständen des Naturwaldes „Meninger Holz“ bei der Erst- (linke Säule) und Zweitaufnahme (rechte Säule). Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an. Bei beiden Aufnahmen wurde ein 25 m² großer Probestreifen je Probekreis ausgewertet. Diese Probestreifen sind nicht flächenidentisch.

3.2 Der Laubholzmischbestand

3.2.1 Derbholzbestand

In dem auch von Griese (1991a) untersuchten Laubholzmischbestand im Osten des „Meninger Holzes“ ist die durchschnittliche Stammzahlhaltung mit 297 Bäumen je ha im Jahr 1988 und 316 Bäumen je ha im Jahr 1999 etwas geringer als im Gesamtbestand. Am Bestandaufbau sind neben Buche und Eiche

auch Kiefer und Fichte nennenswert beteiligt (Abb. 4). Der Einwuchs in den Derbholzbestand von durchschnittlich 37 Bäumen je ha setzt sich aus 34 Fichten, 2 Buchen und 1 Birke zusammen. Die durchschnittlich 18 abgestorbenen Bäume verteilen sich folgendermaßen auf die einzelnen Baumarten: 7 Eichen, 6 Fichten, 3 Kiefern und jeweils 1 Buche und 1 Birke. Die Fichte zeigt trotz der recht hohen Mortalität aufgrund ihrer erheblichen Einwuchsraten eine starke

Anteil (%)

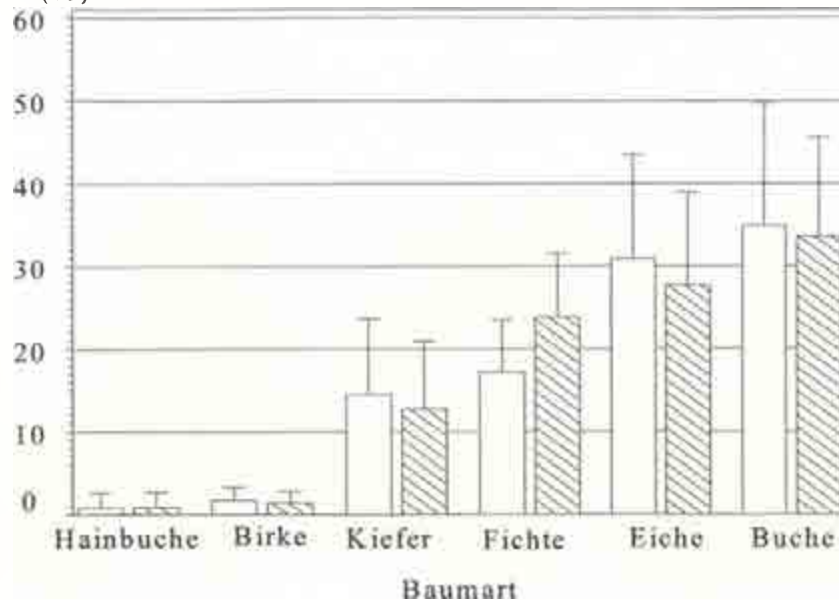


Abb. 4: Mittlerer Stammzahlanteil der Baumarten am Derbholzbestand > 7 cm BHD in der Auswertungseinheit „Laubholzmischbestand“ im „Meninger Holz“. Verglichen werden die Ergebnisse der ersten (linke Säule) und der zweiten Bestandesaufnahme (rechte Säule) 1988 und 1999. Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an.

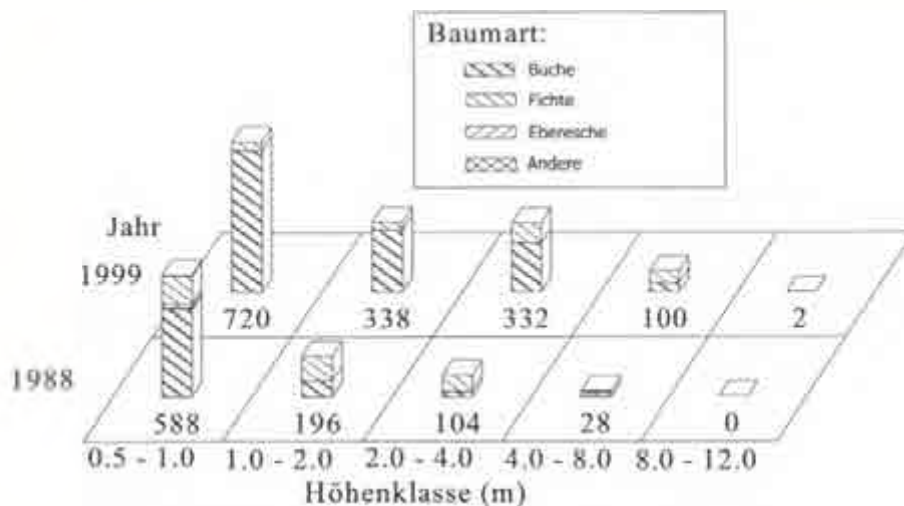


Abb. 5: Durchschnittliche Höhenklassenverteilung der Strauchschicht (> 0,5 m Höhe und < 7 cm BHD) in der Auswertungseinheit „Laubholzmischbestand“ im Meninger Holz. Die Zahlen in den Feldern geben die mittleren Stammzahlen aller Arten je Höhenklasse an.

Nettozunahme ihrer Stammzahl. Sie kann damit ihren Anteil als einzige Baumart deutlich erhöhen (Abb. 4). Der sinkende Eichen- und eingeschränkte Kiefernanteil beruht zu einem großen Teil auf Absterbeerscheinungen und nicht allein auf rechnerischer Verschiebung, wie bei der Buche.

Die Holzvorräte belegen, dass die Buche 1999 mit 200 m³/ha die Hauptbaumart darstellt, gefolgt von der Eiche mit einem Vorrat von 150 m³/ha. Kiefer (56 m³/ha) und Fichte (18 m³/ha) kommt

nur eine untergeordnete Bedeutung zu. Insgesamt hat der Derbholzvorrat von 362 m³/ha um 18 % auf 427 m³/ha zugenommen, während sich die Grundfläche von 28,6 m²/ha auf 32,7 m²/ha erhöht hat.

3.2.2 Strauch- und Verjüngungsschicht

In der Strauchschicht nimmt die Pflanzenzahl deutlich von 916 Bäumen je ha auf 1492 Bäume zu (Abb. 5). Die Zunahme wird über alle Höhenstufen hinweg allein durch die Buchenverjüngung

verursacht, deren Zahl sich im Mittel von 524/ha auf 1260/ha mehr als verdoppelt hat.

Die Zahl der Sämlinge hat sich im Mittel von 3920/ha auf 1160/ha um fast $\frac{1}{3}$ verringert. Diese erhebliche Abnahme betrifft zwar alle Baumarten, die verhältnismäßig geringsten Einbußen zeigen sich jedoch bei der Buche. Sie kann daher ihren Anteil von rund 47 % auf über 80 % erheblich ausweiten.

3.3 Der Nadelholzmischbestand

3.3.1 Derbholzbestand

Der Nadelholzmischbestand setzt sich nach der Baumzahl zu etwa 40 % aus Kiefer und zu 60 % aus Fichte zusammen (Abb. 6). Daneben kommen in Einzel-exemplaren Buche und Birke vor. Die Stammzahl hat im Beobachtungszeitraum von 444 auf 484 Bäume je ha zugenommen. Wesentliche Ursache hierfür ist wiederum die sehr hohe Einwuchsrates der Fichte (58 Bäume je ha) bei vergleichsweise geringem Ausfall (9 Bäume je ha). Die Kiefer weist ein wesentlich ungünstigeres Verhältnis auf: 4 eingewachsenen Bäumen stehen 11 abgestorbene gegenüber. Die Stammzahlanteile von Kiefer und Fichte entwickeln sich zugunsten der Fichte auseinander (Abb. 6).

Hinsichtlich der Holzvorräte wird die Zunahme von 326 m³/ha um 29 % auf

Anteil (%)

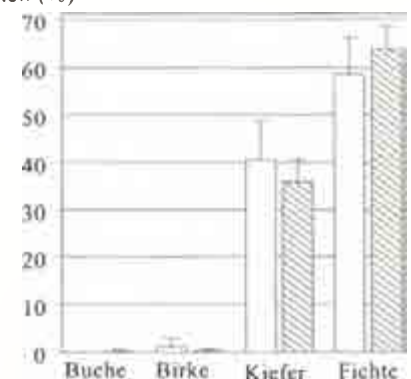


Abb. 6: Mittlerer Stammzahlanteil der Baumarten am Derbholzbestand > 7 cm BHD in der Auswertungseinheit „Nadelholzmischbestand“ im „Meninger Holz“. Verglichen werden die Ergebnisse der ersten (linke Säule) und der zweiten Bestandesaufnahme (rechte Säule) 1988 und 1999. Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an.

420 m³/ha zu etwa 1/3 von der Fichte geleistet. Damit verringert sich die ursprüngliche Vorratsüberlegenheit der Kiefer (1988: 187 m³/ha, 1999: 221 m³/ha) zunehmend. Die Grundfläche nimmt von 32,7 m²/ha auf 40,3 m²/ha zu.

3.3.2 Strauch- und Verjüngungsschicht

In der Strauchschicht hat die Individuenzahl geringfügig von 692 auf 548 abgenommen, wobei die Fichte in beiden Aufnahmejahren mit einem Anteil von rd. 90 % die häufigste Art ist.

In allen Höhenklassen der Strauchschicht dominiert die Fichte (Abb. 7). Da der Nachwuchs aus der Säumlingsschicht nicht ausreicht, um den Auswuchs von den unteren in die oberen Klassen auszugleichen, verlagert sich das Maximum der Verteilung nach oben. Die Mittelwerte der selteneren Baumarten, wie beispielsweise der Eiche, sind mit einer sehr hohen Streuung und einem großen Stichprobenfehler behaftet.

Die Gesamtzahl der Sämlinge hat sich von 2240/ha auf 840/ha verringert. Wiederum sind alle Arten, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, von der Abnahme betroffen. Die 1988 in geringen Anteilen vertretenen Lichtbaumarten Birke und Eberesche sind bei der Zweitaufnahme nicht mehr erfasst worden. Die Kiefer fand sich weder 1988 noch 1999 in den Probeflächen. Von anfangs 400 Eichen sind nur noch 10 % vorhanden, die Zahl der Fichten wie der Buchen hat sich ebenfalls erheblich reduziert.

3.4 Strauch- und Verjüngungsschicht innerhalb und außerhalb des Zaunes

Um den Willeinfluss auf das Ankommen und die Entwicklung der Naturverjüngung zu untersuchen, bietet sich ein Vergleich zwischen der 1986 gegatterten Kernfläche (Kahnt 1989, Poppe 1999) und den benachbarten Probekreisen des Laubholzmischbestandes an. Zwei Probekreise in unmittelbarer Kernflächennahe wurden zusätzlich in die Auswertungen einbezogen. Somit steht eine Aufnahmefläche von 300 m² (12 Probestreifen à 25 m²) außerhalb des Zaunes bzw. 320 m² (16 Probequadrate à 20 m²) im Gatter für die vergleichende Auswertung zur Verfügung.

Sowohl bei der Erst- wie bei der

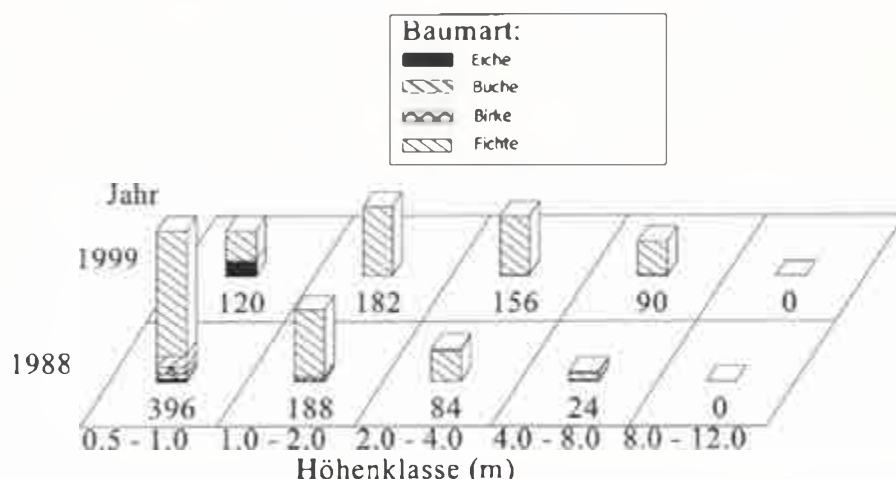


Abb. 7: Durchschnittliche Höhenklassenverteilung der Strauchschicht (> 0,5 m Höhe und < 7 cm BHD) in der Auswertungseinheit „Nadelholzmischbestand“ im „Meninger Holz“. Die Zahlen in den Feldern geben die mittleren Stammzahlen aller Arten je Höhenklasse an.

Anzahl Pflanzen je ha

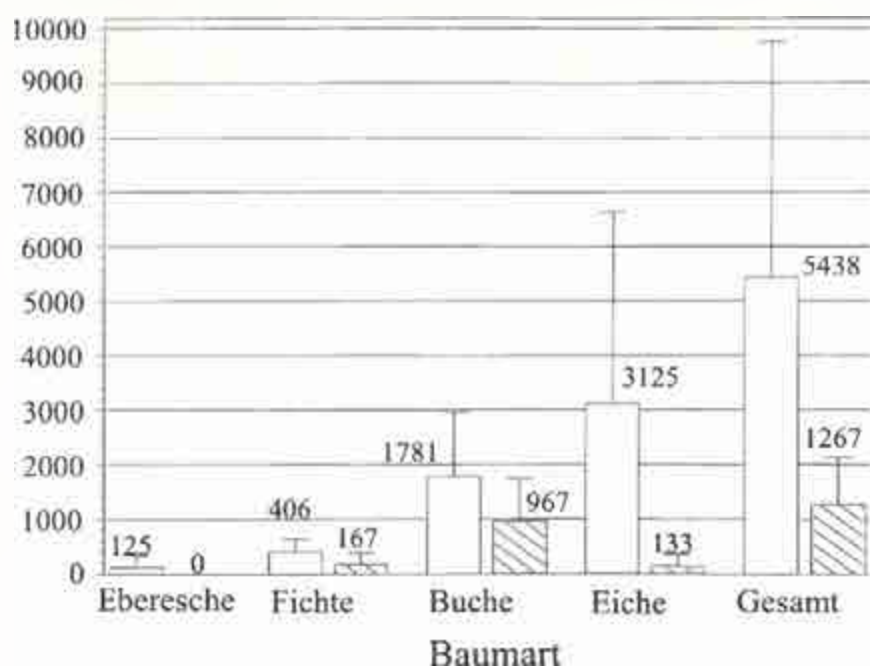


Abb. 8: Mittlere Individuenzahlen in der Sämlingsschicht (< 0,5 m Höhe, ausschließlich Keimlinge) innerhalb der gezäunten Kernfläche im Ostteil des Naturwaldes Meninger Holz (linke Säule) und in den umliegenden Probekreisen des „Laubholzmischbestandes“ (rechte Säule) bei der Zweitaufnahme 1988 bzw. 1999. Der Fehlerbalken gibt die obere Hälfte des 95 %-Vertrauensbereichs um den Mittelwert an. Den Kernflächenwerten (mit Zaun) liegen 16 Probequadrate à 20 m² und den Probekreiswerten (ohne Zaun) 12 Probestreifen à 25 m² zugrunde.

Zweitaufnahme unterscheidet sich die Höhe der Grundflächenhaltung innerhalb (1989: 27,9 m² je ha, 1998: 32,7 m² je ha) und außerhalb des Zaunes (1988: 28,4 m² je ha, 1999: 32,3 m² je ha) kaum. Auch die Baumartenanteile sind weitgehend vergleichbar. Der Kernflächenbestand weist allerdings einen etwas höheren Fichten- und einen geringeren

Kiefernanteil auf. Im Zaun war die Strauchschicht schon bei der Erstaufnahme deutlich stammzahlreicher. Da die Pflanzenzahlen außerhalb des Zaunes im Mittel um rund 70 % und im Zaun um ca. 62 % zugenommen haben, ist dieser Unterschied bis zur Zweitaufnahme erhalten geblieben. In beiden Auswertungseinheiten geht diese Zu-

nahme vor allem auf die steigenden Pflanzenzahlen der Buche zurück.

Die Samlingszahl im Gatter liegt bei der letzten Aufnahme um mehr als das Vierfache höher als außerhalb (Abb. 8). Insbesondere bei der Eiche ist der Unterschied zwischen den Auswertungseinheiten zu erkennen. Aber auch Fichte und Buche haben offenbar von dem Schutz vor Wild deutlich profitiert. Ebereschen wurden nur innerhalb des Zaunes gefunden.

4 Diskussion

Bei näherer Betrachtung der Streuungen um die Mittelwerte zeigt sich, dass der gegebene Probeflächenumfang nicht ausreicht, um die meisten Zustandsgrößen wie Pflanzenzahl, Grundfläche oder Vorrat je Baumart mit den bei Inventuren üblichen Fehlergrenzen (Zöhrer 1980) abzusichern. Diese Feststellungen decken sich weitgehend mit den Erfahrungen aus bayerischen Naturwaldreservaten (Kölbel 1996) und eigenen Auswertungen aus anderen niedersächsischen Naturwäldern. Eine besonders hohe Streuung weisen die mittleren Individuenzahlen in der Strauch- und Verjüngungsschicht auf.

Die Inventurergebnisse aus dem „Meninger Holz“ unterliegen demzufolge einer Unsicherheit, die über die üblicherweise geforderte Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % oder 10 % hinausgeht. Das mit den Probekreisenerhebungen verbundene Ziel einer repräsentativen Erfassung (Projektgruppe Naturwaldreservate 1993) wird daher aus statistischer Sicht nur eingeschränkt erreicht. Für Fragestellungen mit höherem Genauigkeitsanspruch sind Sondererhebungen, wie beispielsweise die detailliertere Aufnahme seltener Baumarten (z. B. Griesse 2000), erforderlich (Meyer et al. 2001).

Eine ausschließlich statistische Bewertung verstellt jedoch den Blick auf einen großen Vorteil der Probekreisinventur: Sie ermöglicht einen flächendeckenden Überblick über einen Naturwald in seiner ganzen Variabilität. Vor diesem Hintergrund ist eine hohe Streuung ein Maß für die Diversität der Bestockungsverhältnisse und das „Meninger Holz“ demnach als vielfältig aufgebauter Naturwald einzustufen.

In der Naturwaldforschung steht nicht die einmalige Erfassung, sondern

die Beobachtung der Walddynamik im Vordergrund (Griesse 1991b, Meyer 1997). Allerdings lassen sich auch die beobachteten Veränderungen mit der gegebenen Probeflächenzahl bisher nicht statistisch absichern. Dies dürfte seine Ursache u. a. in dem noch kurzen Untersuchungszeitraum haben. Handelt es sich um deutliche und gerichtete Entwicklungen, so ist zu erwarten, dass mit zunehmender Dauer des Beobachtungszeitraumes auch eine statistische Absicherung möglich wird. Vorläufig sind die Entwicklungen jedoch als Tendenzen aufzufassen, die im weiteren Verlauf der Naturwaldbeobachtung bestätigt werden müssen.

Außerhalb des Gatters nimmt die Zahl der Sämlinge in allen Straten und bei allen Baumarten im „Meninger Holz“ deutlich ab. Der in den 1970er und 1980er Jahren begonnene Verjüngungsprozess verlangsamt sich offenbar im Untersuchungszeitraum erheblich. In den benachbarten „Ehrhorner Dünen“ zeigt sich im gleichen Zeitraum eine ähnliche Entwicklung (Griesse 2000).

Aufgrund der deutlich höheren Samlingszahlen innerhalb des Zaunes kommt als wichtigste Ursache für das „Abebben“ des Verjüngungsprozesses vor allem der Wildeinfluss in Betracht. Andere Ursachen können weitgehend ausgeschlossen werden:

- Die Konkurrenzwirkung des Altbestandes dürfte sich zwischen den gezaunten und ungezaunten Probeflächen nicht wesentlich unterscheiden, da die Grundflächenhaltung und die Baumartenzusammensetzung vergleichbar ist. Die Dichte und damit die Konkurrenz der höheren Verjüngung (Strauchschicht) ist innerhalb des Gatters sogar deutlich höher.

- An freigelegtem Mineralboden als Voraussetzung für die Etablierung und frühe Entwicklung der Sämlinge (Burschel et al. 1964, Plate 1975) gibt es zumindest im Laubholzmischbestand keinen Mangel. Durch Schwarzwild kommt es hier zu Bodenverwundungen in erheblichem Ausmaß.

- Verdämmende Bodenvegetation fehlt im „Laubholzmischbestand“ ebenfalls weitgehend.

- Die Häufigkeit und Ergiebigkeit von Spreng- und Vollmasten ist im Untersuchungszeitraum bei allen Baumarten eher höher als zuvor gewesen.

Auch Griesse (2000) weist auf die Verbissbelastung in den benachbarten

„Ehrhorner Dünen“ hin. In Naturwaldreservaten Nordrhein-Westfalens kann Striepen (2000) eine signifikante Reduktion der Pflanzenzahlen, eine Verschiebung der Artenanteile zugunsten der Buche und ein reduziertes Hohenwachstum von Jungpflanzen durch Wildverbiss nachweisen.

Wodurch die „Verjüngungswelle“ in den 1970er und 1980er Jahren im „Meninger Holz“ ausgelöst wurde, kann aus der heutigen Sicht nicht abschließend geklärt werden. Es handelt sich allerdings um ein für das gesamte nordwestdeutsche Tiefland typisches Phänomen (Otto 1996). Da aus dieser Zeit noch nicht die heute üblichen Naturwaldberichte vorliegen, können über das vergangene Verjüngungsgeschehen nur Vermutungen angestellt werden. Sicherlich war der Altbestand damals aufgrund der letzten Hiebsmaßnahmen starker aufgelichtet, so dass günstigere Bedingungen für die Entwicklung der Verjüngung auf größerer Fläche gegeben waren. Dies mag – möglicherweise in Kombination mit einem niedrigeren Wildbestand und einer allgemein gestiegenen Verjüngungsfreudigkeit der nordwestdeutschen Kiefernbestände (Otto 1996) – zu der beobachteten Verjüngungswelle geführt haben.

In der Strauchschicht setzt sich der Rückgang der Pflanzenzahlen bei allen Baumarten außer der Buche weiter fort. Die durch Einwuchs in den Derbholzbestand und durch Ausfall entstehenden Verluste werden nicht in gleichem Umfang durch Nachwuchs aus der Sämlingsschicht ausgeglichen. Es ergibt sich das Bild einer „Verjüngungswelle“, deren „Kamm“ sich im Verlauf des Untersuchungszeitraums in größere Höhen verlagert bzw. schon die Derbholzgrenze (7 cm Brusthöhendurchmesser) überschritten hat. Letzteres ist insbesondere bei der Fichte und z. T. bei der Birke der Fall, die durch hohe Einwuchsraten ihren Anteil am Derbholzbestand deutlich ausdehnen können.

Die Geschwindigkeit, mit der sich die „Verjüngungswelle“ bewegt, ist von Baumart zu Baumart je nach Wachstumsgang und Ausgangsbedingungen unterschiedlich.

In den ungezaunten Bereichen ist dabei insbesondere die Verjüngungsdynamik von Fichte und Buche bedeutsam (vgl. Griesse 1991a). Unter dem lichten Kiefernschirm im Westen des „Menin-

ger Holzes“ gelingt es zudem der Birke vorzudringen.

Aufgrund ihrer zügigeren Höhen- und Durchmesserentwicklung unter den Standortbedingungen des „Meninger Holzes“ (vgl. Wiedemann 1942, Kramer 1988) durchläuft die Fichte die Höhenklassen der Strauchschicht schneller als die Buche. Dies erklärt ihren massiven Einwuchs in den Derbholzbestand, führt allerdings auch dazu, dass ihr Anteil in der Strauchschicht vergleichsweise schnell sinkt. Die Schattbaumart Buche entwickelt sich offenbar langsamer als die Fichte. Aufgrund dessen erreicht sie zwar noch keine hohen Einwuchsraten, verbleibt jedoch länger in Verjüngungs- und Strauchschicht und erhöht dadurch indirekt – sowie möglicherweise durch geringere Mortalitätsraten – ihren Anteil.

Zwar ist auch unter weitgehendem Wildausschluss zu vermuten, dass Buche und Fichte die wichtigsten Baumarten in der Verjüngung des Laub- und Nadelholzmischbestandes im „Meninger Holz“ wären, die Zusammensetzung der Verjüngungs- und Strauchschicht innerhalb des Gatters (Kahnt 1989, Poppe 1999) zeigt jedoch, dass daneben auch andere Baumarten zumindestens zeitweise von Bedeutung sein können. Hieran wird deutlich, dass die Diversität der Gehölzverjüngung durch Verbiss erheblich vermindert wird (s. a. Schmidt 1991, Striepen 2000). Insbesondere Eiche und Eberesche sind davon stark betroffen.

Die künftige Bestandesentwicklung kann entscheidend von der Intensität des Wildverbisses abhängen. So ist die Eiche unter dem lichten Kiefernschirm in den „Ehrhorner Dünen“ bei geringer Verbissbelastung sogar in der Lage, sich zur dominierenden Baumart in der Strauchschicht zu entwickeln (Griese 2000).

Die bisherige Waldentwicklung im „Meninger Holz“ lässt sich als Sukzession und damit als gerichtete Entwicklung interpretieren, die je nach Ausgangssituation einen unterschiedlichen Verlauf nimmt (vgl. Beitrag von Albrecht in diesem Heft).

Auf den stärker degradierten Standorten im Westen des Naturwaldes dürfte auch mittelfristig die Dominanz der Kiefer bei zunehmendem Birkenanteil erhalten bleiben. Hier sind erst wenige Ansätze einer Entwicklung in Richtung späterer Sukzessionsstadien er-

kennbar. Dies mag auch mit der verdämmenden Wirkung der üppig entwickelten Bodenvegetation (Schmidt et al. 1991) zusammenhängen. Die Ausbreitung der Buche dürfte bei fehlenden Samenbäumen zudem entscheidend durch ihre eingeschränkte Samenverbreitung (Schmidt 1998) begrenzt werden. Langfristig ist allerdings eine Sukzession in Richtung eines *Luzulo-Fagetums* (Heinken 1995) anzunehmen (vgl. Albrecht in diesem Heft).

Im östlichen Laub- und im südlichen Nadelholzmischbestand des „Meninger Holzes“ lösen Buche und/oder Fichte die Pionierart Kiefer ab. Dieser Baumartenwechsel beginnt schon in der Optimalphase des Kiefernbestandes.

Im Nadelholzmischbestand dürfte sich der Fichtenanteil weiter auf Kosten der Kiefer ausdehnen (Griese 1991a, Albrecht in diesem Heft). Hier spielen andere Mischbaumarten noch keine Rolle im Verjüngungsgeschehen.

Der „historisch alte“ Ostteil des Naturwaldes hat bereits eine Entwicklung in mehreren Stadien durchlaufen. Auf eine Kiefernkultur mit Eichen- und z. T. Buchenbeteiligung aus Stockausschlägen des Vorbestandes folgte ein Eichenmischwaldstadium, aus dem schließlich der heutige, von Buchen, Eichen und Fichten dominierte Bestand hervorgegangen ist (Griese 1991a, Hanstein 1991). Sowohl Buche als auch Fichte zeigen weitere Ausbreitungstendenzen. Ob zukünftig eine dieser Baumarten dominieren wird oder ob es zu einer Mischung von Buche und Fichte kommt, lässt sich erst im weiteren Verlauf der Naturwald-dynamik klären. In der Verjüngung verfügt die Buche derzeit über das größte Potenzial für eine weitere Entwicklung, da sie offenbar relativ wenig unter dem Verbissdruck leidet, die höchsten Pflanzenzahlen in der Samlingsschicht aufweist und den zunehmenden Schatten-druck am ehesten toleriert (vgl. Poppe 1999).

In Übereinstimmung mit Jahn (1985) zeigen die Ergebnisse, dass die Fichte aufgrund ihrer Konkurrenzkraft als potenzielle natürliche Mischbaumart in der Lüneburger Heide zumindestens in Pionier- und Übergangsstadien der Waldsukzession anzusehen ist. Ihre spontane Ausbreitung wird durch das reichliche Samenangebot aus Aufforstungsbeständen zusätzlich gefördert (vgl. Albrecht in diesem Heft).

5 Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag werden die Erst- (1988) und Zweitaufnahmen (1999) systematisch verteilter Probekreise in den Altbeständen des Naturwaldes „Meninger Holz“ ausgewertet. Differenziert nach Standortbedingungen und Bestandesgeschichte ergibt sich daraus das Bild einer von Kiefernwäldern ausgehenden Sukzession, die mit unterschiedlicher Geschwindigkeit in Richtung buchen- und/oder fichtendominierter Waldgesellschaften voranschreitet. Die Frage nach dem Konkurrenzverhältnis zwischen Buche und Fichte lässt sich derzeit noch nicht abschließend beantworten.

Die Pflanzenzahlen in der Verjüngungs- und Strauchschicht haben sich von 1988 bis 1999 erheblich verringert. Aus dem Vergleich zwischen gezaunten und ungezaunten Untersuchungsflächen wird deutlich, dass die Entwicklung und Artenvielfalt der Gehölzverjüngung vor allem durch Wildeinfluss stark beeinträchtigt wird. Dies deckt sich mit Ergebnissen aus dem benachbarten Naturwald „Ehrhorner Dünen“.

Danksagung

Die diesem Beitrag zugrunde liegenden Daten der Wiederholungsaufnahme wurden mit viel Sorgfalt und Muhe von Fl. Christof Hein in Zusammenarbeit mit Herrn Auth und Frau Hichert erhoben. Ihnen gilt – ebenso wie dem Aufnahmeteam der Erstinventur – unser herzlicher Dank. Frau Ulrike Gärtner und Herr Dr. Fritz Griese haben wichtige Anmerkungen redaktioneller und inhaltlicher Art beigesteuert. Auch ihnen möchten wir dafür herzlich danken.

6 Literatur

- Albrecht, B. (2001): Waldsukzession im Naturwaldreservat Meninger Holz: Vegetationsstruktur und Entwicklungstendenzen im Weißmoos-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*). NNA-Berichte 14(2), 158–166.
- Bergel, D. (1973): Formzahluntersuchungen an Buche, Fichte, Europäischer und Japanischer Lärche zur Aufstellung neuer Massentafeln. Allg. Forst- und Jagdztg., 146: 117–124.

- Bergel, D. (1974): Massentafeln für Nordwestdeutschland II. Eiche, Rot-eiche, Kiefer. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt.
- Bergel, D. (1987): Derbholz-Massentafeln III Nordwestdeutschland. Douglasie, Fichte, Kiefer, Europäische Lärche. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt.
- Burschel, P., Huss, J. & Kalbhenn, R. (1964): Die natürliche Verjüngung der Buche. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 34, 186 S.
- Ernst, G. & U. Hanstein (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. NNA-Berichte 14 (2): 28–85.
- Griese, F. (1991a): Zu den Bestandesinventuren der Naturwälder „Meninger Holz“ und „Staufenberg“ im Jahr 1988. NNA-Berichte, 4 (2), 123–131.
- Griese, F. (1991b): Grundzüge und Rahmenbedingungen der Naturwaldforschung. NNA-Berichte, 4 (2), 117–119.
- Griese, F. (2000): Waldsukzession auf Dünenstränden im niedersächsischen Tiefland am Beispiel des Naturwaldes Ehrhorner Dünen. NUA-Seminarbericht, 4, 80–90. 2. überarbeitete Auflage.
- Hanstein, U. (1991): Die Bedeutung der Bestandesgeschichte für die Naturwaldforschung – Das Beispiel „Meninger Holz“. NNA-Berichte, 4 (2), 119–123.
- Heinken, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Diss. Bot., 239, 278 S., Anhang.
- Jahn, G. (1985): Kiefer und Fichte – natürliche Baumarten in der Lüneburger Heide? Der Forst- und Holzwirt, 40, 531–534.
- Kahnt, H. (1989): Altbestand und Verjüngung in geäunten Flächen des Naturwaldes „Meninger Holz“ im Staatl. Forstamt Sellhorn/Lüneburger Heide. Diplomarbeit Fachbereich Forstwirtschaft und Umweltmanagement der Fachhochschule Hildesheim/Holzmin-den, 77 S.
- Kramer, H. & Akça, A. (1995): Leit-faden zur Waldmeßlehre. J. D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main, 266 S.
- Kölbel, M. (1996): Waldkundliche Untersuchungen im Naturwaldreservat Seeben. Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern, 3, 55–76.
- Kramer, H. (1988): Waldwachstumslehre. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 374 S.
- Meyer, P. (1997): Probleme und Perspektiven der Naturwaldforschung am Beispiel Niedersachsens. Forstarchiv, 68, 87–98.
- Meyer, P. (1999): Bestimmung der Waldentwicklungsphasen und der Texturdiversität in Naturwäldern. Allg. Forst- und Jagdzeitung, 170 (10/11), 203–211.
- Meyer, P., Ackermann, J., Balcar, P., Boddenberg, J., Detsch, R., Förster, B., Fuchs, H., Hoffmann, B., Keitel, W., Kölbel, M., Köthke, C., Koss, H., Unkrig, W., Weber, J. & Willig, J. (2001): Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. IHW-Verlag, Eching, 107 S.
- Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (2000): Waldkundliche Dauerbeobachtung von Naturwaldkernflächen in den niedersächsischen Landesforsten. Unveröff. Aufnahmeanweisung. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, 43 S.
- Norddeutsche Naturschutzakademie (1991): Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung. NNA-Berichte, 4 (2), 168 S.
- Otto, H.-J. (1996): Die Ausbreitung spontaner Verjüngung in den Wäldern des nordwestdeutschen Flachlandes während des letzten Vierteljahrhunderts. Forstarchiv, 67, 236–246.
- Plate, G. (1975): Ökologische Untersuchungen zur Verjüngung der Fichte. Dissertation, Fachbereich Forstwissenschaften Universität München.
- Poppe, T. (1999): Wiederholungsinventur der Kernfläche 1 im Naturwald Meninger Holz. Diplomarbeit Fachbereich Forstwirtschaft und Umweltmanagement der Fachhochschule Hildesheim/Holzmin-den, 59 S.
- Projektgruppe Naturwaldreservate (1993): Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. Forstarchiv, 64, 122–129.
- Schmidt, W. (1991): Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 21, 77–96.
- Schmidt, W. (1998): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder (Kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept). Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (8/9), 242–249.
- Schmidt, W., Kohls, K. & Garbitz, D. (1991): Die Untersuchung von Flora und Bodenvegetation in niedersächsischen Naturwäldern – Beispiele aus dem „Meninger Holz“ (Lüneburger Heide) und dem „Staufenberg“ (Harz). NNA-Berichte 4 (2), 138–144.
- Striepen, K. (2000): Einfluss des Wildverbisses auf die Verjüngungsentwicklung von Buchen- und Buchenmischwäldern in Nordrhein-Westfalen. NUA-Seminarbericht, 4, 91–107. 2. überarbeitete Auflage.
- Tempel, H. (2001): Die Waldentwicklung im Bereich des Forstamtes Sellhorn von Mitte des 18. Jahrhunderts bis 1972. NNA-Berichte 14 (2): 9–22.
- Wiedemann, E. (1942): Der gleichaltrige Fichten-Buchen-Mischbestand. Hannover.
- Zöhrer, F. (1980): Forstinventur. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 207 S.

Anschrift der Verfasser

Dr. Peter Meyer
FR Wilhelm Unkrig
Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
E-mail:
pmeyer@nfv.gwdg.de
wilhelm.unkrig@nfv.gwdg.de

Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn

von Christina Westphal

Einleitung und Zielsetzung der Untersuchung

„Naturnähe im Wald“ ist eine Formel, die sowohl eine forstliche Wirtschaftsweise beschreiben kann als auch ein Ziel des Waldnaturschutzes darstellt. Selten jedoch werden die Grundlagen von Naturnähe eindeutig definiert und daraus zielbezogene Handlungsanweisungen abgeleitet: „Wenn über die Begriffe ‚Naturnähe‘ oder ‚Diversität‘ in Diskussionen zwischen Vertretern der Forstwirtschaft und des Naturschutzes keine vorherige Klärung getroffen wird, bleibt nicht selten der bittere Nachgeschmack eines Etikettenschwindels zurück, weil u. U. gleiche Begriffe von den Diskussionsteilnehmern völlig verschieden verstanden und definiert werden“ (Mane & Fischer 1999, S. 51).

Die nachfolgend in Ausschnitten dargestellte Untersuchung zur Naturnähe von Wäldern im Forstamt Sellhorn verfolgt zwei Ziele. Zum einen soll ein Naturnähe-Verständnis vorgestellt werden, das in Ergänzung zum Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation auch auf die real stattgefundene Entwicklungs- und Eingriffsgeschichte von Wäldern gerichtet ist. Naturnähe wird dabei über das Ausmaß einer vom Menschen ungestörten Entwicklungsdynamik erfaßt. Zum anderen sollen Auswirkungen verschiedener Eingriffe auf das Arten- und Strukturgefüge der Wälder anhand von beispielhaften Untersuchungen in einem 300 ha großen Waldgebiet dargestellt und diskutiert werden. Aus den Ergebnissen werden theoretische und praktische Konsequenzen für eine naturnahe Waldwirtschaft abgeleitet.

Grundlegende Gedanken zur Naturnähe in Wäldern

Naturnähe als ein an der Natürlichkeit bzw. der Ursprünglichkeit orientiertes Kriterium ist nach Usher & Erz (1994) das am zweithäufigsten verwendete Naturschutzkriterium. In der momentan gebräuchlichen Praxis der Naturnähe-

Bewertung von Wäldern wird überwiegend Bezug genommen auf das Konzept der PNV (potentielle natürliche Vegetation) nach Tüxen (1957) oder das Hemerobie-Konzept nach Jalas (1955) und Sukopp (1976).

Naturnähe wird dabei erfaßt über einen Vergleich von Ist-Zustand der Vegetation (vor allem der Bäume) mit einem modellhaft konstruierten Soll- oder Zielzustand, der sogenannten potentiellen natürlichen Vegetation. Diesem von Tüxen formulierten Gedankenmodell wird der Vorwurf einer statischen Betrachtungsweise von Natur entgegengebracht (z. B. Reif 2000), so daß Schmidt die Forderung erhebt: „daß eine kritische Auseinandersetzung mit diesem oder einem alternativen Gedankenmodell als Entwicklungsziel der Vegetation bei naturnaher Waldbewirtschaftung unausbleiblich ist“ (Schmidt 1998, S. 194).

Worin besteht die Statik einer am PNV-Modell orientierten Naturnähe-Erfassung? Sie besteht zum einen darin, daß bei der Festlegung des hypothetisch naturnahen Zustandes nur die Schlußwaldgesellschaft herangezogen wird. Die ebenfalls zum Spektrum natürlicher Dynamik gehörenden Pionier- und Übergangsgesellschaften bleiben dabei unberücksichtigt. Eine „Dynamisierung“ des Konzeptes soll demzufolge das gesamte Spektrum der zur Dynamik einer natürlichen Waldgesellschaft zugehörigen Baumarten in das PNV-Modell integrieren.

Aber selbst eine solche Erweiterung hebt die statische Sichtweise von Natur und Naturnähe nicht auf. Betrachtet werden auch hier Zustände als momentane Ausschnitte einer Entwicklungsdynamik. Es wird ein als naturnah bezeichneter Zustand definiert und als Maßstab für die Naturnähe-Einstufung herangezogen. In der Praxis erfolgt eine Bestimmung der Naturnähe (in Stufen oder Gruppen) in der Regel über die Baumartenzusammensetzung: „Die Baumartenzusammensetzung nach Art und Anteil auf ihrem Standort wird so in jedem Falle zum Schlüsselfaktor jeglicher Na-

turnähebetrachtungen im Wald“ (Hofmann & Jenssen 1999, S. 575) bzw.: „Die Einstufung der Naturnähe der Waldentwicklungstypen gründet sich auf die Naturnähe ihrer Baumartenzusammensetzung. Andere mögliche Kriterien bleiben für die Naturnähe-Beurteilung unberücksichtigt“ (Michiels 1999, S. 868).

Nachfolgend sollen daher – an einem fiktiven Beispiel – die Unzulänglichkeiten einer zustandsbezogenen Naturnähe-Erfassung kurz aufgezeigt und dargestellt werden, welche grundsätzlichen Probleme damit verbunden sein können:

Zwei benachbarte Kiefernaltbestände weisen eine sehr unterschiedliche Eingriffsgeschichte auf: der eine von ihnen ist ein ursprünglich im Zeitraum eines Jahres nach Tiefumbruch gepflanzter vorrats- und totholzreicher Kiefernbestand mit Pestizideinsatz, Kalkung und häufigen intensiven Pflegeeingriffen (z. B. Entfernen vieler Mischbaumarten) der ersten Generation nach Ackernutzung, der andere ein spontan durch Naturverjüngung über mehrere Jahre erwachsener, vorrats- und totholzreicher Kiefernbestand ohne Bodenbearbeitung, Pestizideinsatz, Kalkung, Nachbesserung, Protzenaushieb, Entnahme von Mischbaumarten und in zweiter Waldgeneration nach Heide. Aufgrund der Vorherrschaft der Kiefer im Oberstand erhalten beide Bestände bezüglich der Naturnähe dieselbe Naturnähe-Einstufung.

Wird bei einer Naturnähe-Erfassung lediglich die (Baum)-Artenzusammensetzung, d. h. der momentane Zustand, als Ausschnitt einer Entwicklungsdynamik betrachtet, so bleiben die dem Zustand ursächlich zugrundeliegenden Prozesse unberücksichtigt. Diese sind jedoch maßgeblich für den Naturschutzwert eines Waldes und können den Wald in seiner Arten- und Strukturausstattung noch lange Zeit beeinflussen.

Forschungsergebnisse aus dem Bereich der Wald- und der allgemeinen Ökologie sowie aus der Urwaldforschung des vergangenen Jahrzehnts zeichnen dementsprechend ein dynamisch orientiertes Bild von Waldnatur. Anzuführen sind hier u. a. Arbeiten von Plachter (1990, 1996), Remmert (1990, 1991), Leibundgut (1993), Otto (1993, 1994), Sturm (1993), Korpel (1995), Jenssen & Hofmann (1996), Stöcker (1997), Schmidt (1998), Smejkal et al. (1997)

oder Tabaku (1999). Hier wird der dynamische Charakter von Waldnatur betont. Wälder werden als zufallsbeeinflusste Sukzessionsmosaiken beschrieben, als offene Systeme, die einer ständigen Wandlung und Weiterentwicklung, auch durch natürliche Störungen bedingt, unterliegen. Die Rahmen- oder Entwicklungsbedingungen von Natur werden stärker in das Blickfeld der Betrachtung gerückt. Anstelle von anzustrebenden Naturzuständen wird die Bedeutung von Abläufen und Funktionen hervorgehoben. Für die Bewertung der Naturnähe eines Waldes wird demnach die individuelle Entwicklungsgeschichte ausschlaggebend. Das Ausmaß menschlicher Eingriffsintensität entscheidet über die Qualität der natürlichen Prozesse, d. h. über ihre Naturnähe. Für eine entwicklungsbezogene Naturnähe-Auffassung wird daher das Ausmaß anthropogen ungestörter Waldentwicklung zu einem entscheidenden Maßstab. Dem schließt sich auch eine neue Definition von Naturnähe an, die nicht mehr über das Ausmaß der Übereinstimmung von Zielzustand und Realität, sondern durch das Ausmaß menschlicher Beeinflussung konkreter individueller Waldentwicklung bestimmt wird. Diese Naturnähe-Auffassung liegt den hier vorgestellten Ausführungen zugrunde und wurde wie folgt definiert:

Die Naturnähe von Wäldern ist eine prozeßbezogene Größe, die sich in Abhängigkeit von der Dauer und dem Ausmaß anthropogen ungestörter Walddynamik entwickelt. Sie findet ihren materiellen Ausdruck in einer aus dieser Dynamik resultierenden, sich immer wieder neu formierenden Arten- und Strukturausstattung.

Nach dieser Definition werden Arten und Strukturen in ihrer raum-zeitlichen Ausprägung als Ausdruck natürlicher Prozesse mit einer zeitlich begrenzten Existenz aufgefaßt. Als natürliche Prozesse werden alle vom Menschen unbeflußten Prozesse aufgefaßt, d. h. auch, wenn sie sich in anthropogen stark veränderten Wäldern abspielen. Je länger diese Entwicklungen ohne menschlichen Einfluß stattfinden, um so mehr kann sich Naturnähe in den unterschiedlichen ökosystemaren Bereichen „akkumulieren“. Naturnähe ist somit immer an den realen Zeitverlauf gebun-

den, sie läßt sich nicht beschleunigen oder aktiv erhöhen und ist eine nach oben hin offene Größe, die immer mehr zunehmen kann, aber keinen Maximal-, Ziel- oder Endzustand kennt.

Ihre Ermittlung erfolgt in bezug auf reale Zeitverläufe und beschreibt für konkret erfaßbare vergangene Zeitschnitte, wie intensiv in natürliche Prozesse eingegriffen wurde bzw. wie ungestört sich die Entwicklungsdynamik vollziehen konnte. Dabei sollten einzelne Eingriffe getrennt erfaßt werden, da sie sich in sehr verschiedener Intensität z. B. auf Konkurrenzabläufe, Verjüngungsabläufe, Alterungs- und Zerfallsprozesse auswirken können.

Diese Naturnähe-Definition steht nicht im Widerspruch, sondern in Ergänzung zu der klassischen zustandsbezogenen Naturnähe-Bewertung. Letztere allein ist jedoch unzureichend, weil die die Arten- und Strukturvorkommen generierenden Prozesse und Entwicklungsbedingungen unberücksichtigt bleiben. Die Eingriffs- und Entwicklungsgeschichte wird somit als unabdingbarer Bestandteil einer Naturnähe-Erfassung angesehen, ohne den die Erhebung von Arten- und Strukturparametern keine hinreichenden Rückschlüsse auf die Naturnähe des Waldes erlaubt. Nachfolgend soll anhand von exemplarischen Untersuchungen aufgezeigt werden, welchen Einfluß unterschiedliche Eingriffe auf bestimmte Arten und Strukturmerkmale haben können.

Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet teilt sich in zwei voneinander getrennt liegende Teilgebiete: das hier als „Ehrhorner Transekt“ bezeichnete, überwiegend kiefernbestockte Gebiet im Westen des Forstamtes sowie den überwiegend buchenbestockten Forstort „Hainköpen“, der auf größerer Fläche ein historisch alter Wald ist. Die beiden Teilgebiete werden im folgenden getrennt beschrieben.

Das „Ehrhorner Transekt“ mit den Abteilungsnummern 164, 165, 171, 166, 161, 162, 167, 163 und 168 (Betriebswerk 1988) erstreckt sich über eine Größe von 246 ha. Das Gebiet ist durch ein- oder mehrschichtige Tal- und Flugsandböden mit zumeist schwacher, in Bereichen mit Geschiebelehmablagerungen auch mäßiger Nährstoffversor-

gung geprägt. Die im Westen des Transekts gelegenen Abteilungen 163, 168, 167, 162 und 166 weisen schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste Standorte auf. Die Abteilungen 163 und 168 sind zudem durch einen Orterde-Anreicherungschorizont gekennzeichnet.

Zum „Ehrhorner Transekt“ zählt auch der Naturwald „Ehrhorner Dünen“, dessen Kernzone von 30,4 im Jahr 1972 ausgewiesen und bei den folgenden Forsteinrichtungen von 1978, 1988 und 1998 auf 66,9 ha erweitert wurde. Die Naturwaldflächen besitzen ein sehr heterogenes Standortsmosaik. Etwa ein Drittel besteht aus mäßig sommertrockenen bis sommertrockenen, schwach bis sehr schwach nährstoffversorgten, über 10 m mächtigen holozänen Flugsanddecken über unverlehmten Sanden. Auf einem weiteren Viertel der Fläche sind mäßig frische, mäßig nährstoffversorgte Zweischichtböden vorhanden, bei denen eine unverlehmte Flugsanddecke anlehmigen bis lehmigen Sanden aufliegt. Im südlichen Teil des Naturwaldes (Abt. 165) sind Grundwasserstandorte vorhanden, die in kleinkrautigem Wechsel mit sommertrockenen bis trockenen Dünenstandorten stehen (Schaefer & Meyer-Lattke 1988). Die nördlichen Teile des Naturwaldes (Abt. 171) sind mehrheitlich durch mäßig sommertrockene Flugsande geprägt. Im Naturwald stocken überwiegend Kiefernbestände unterschiedlichen Alters, die in den historischen Kernzonen ein vermutliches Maximalalter von bis zu 146–190 Jahren aufweisen können. Die Hauptbaumarten des „Ehrhorner Transekts“ bestehen zu 79 % aus Kiefer (*Pinus sylvestris*), zu 9 % aus Fichte (*Picea abies*), zu 5 % aus Sand- und Moorbirke (*Betula pendula*, *Betula pubescens*), zu 4 % aus Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), zu 2 % aus Japan- und Europäische Lärche (*Larix kaempferi*, *Larix decidua*) und zu 1 % aus Buche (*Fagus sylvatica*). Die Altersklassen verteilen sich folgendermaßen: 2 % der Bestände sind unter 20jährig, 44 % sind 20–50jährig, 10 % sind 51–100jährig, 29 % sind 100–120jährig und 15 % sind über 120jährig (Naturwald).

Der 50 ha große Forstort „Hainköpen“ mit den Abteilungen 47 und 48 liegt umgeben von Heideflächen nordöstlich des „Wilseder Berges“. Er besitzt eine sehr heterogene Nutzungsge-

schichte mit unterschiedlichen Standorten: auf den historisch alten Waldstandorten überwiegen mäßig bis ziemlich gut nährstoffversorgte, frische bis vorratsfrische Zweischichtböden, die durch eine Geschiebelehmablagerung im Unterboden und eine mehr oder weniger stark verlehnte Sandüberlagerung geprägt sind. Auf den historischen Heidestandorten herrschen mäßig frische, mäßig nährstoffversorgte, schwach verlehnte Sandböden über unverlehnten oder schluffig lehmigen Sanden vor. Die Bestände „Hainköpens“ bestehen zu 49 % aus Buche, zu 22 % aus Kiefer, zu 18 % aus Fichte, zu 9 % aus Stiel- und Traubeneiche und zu 2 % aus Japanlärche. Der Altersaufbau unterscheidet sich deutlich vom „Ehrhorner Transekt“: Jungbestände unter 20 Jahren sind nicht vorhanden, 31 % der Bestände sind 20–50jährig, 7 % sind 51–100jährig, 16 % sind 100–120jährig und 46 % sind >120jährig.

Zur Untersuchungsmethodik

Die Untersuchungen zur entwicklungsbezogenen Naturnähe erfordern eine Reihe neuer Untersuchungsansätze, da für eingriffsgeschichtliche Erhebungen bisher kein standardisiertes Verfahren vorliegt. Auch für die Vielfalt der erhobenen Arten- und Strukturparameter lagen nicht immer ausgereifte Methoden vor, so daß eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahren zur Anwendung kam. Die Tatsache, daß es sich bei den Untersuchungsflächen um Waldgebiete mit sehr individueller Entwicklungsgeschichte handelt, hat dazu geführt, daß auch die Ergebnisse häufig nicht monokausal oder eindeutig einem Einflußfaktor zugeordnet werden konnten.

Erfassung der Wald- und Eingriffsgeschichte

Für das Untersuchungsgebiet wurden aus der Vielzahl der gesichteten Karten und Schriften folgendes Material eingehend ausgewertet:

1. Kurhannoversche Karte von 1776 (Kopie im Forstamt vorhanden).

2. „Karte der königlichen Interessenforsten des Undeloher Forstbezuges im Amte Winsen an der Luhe, Forstinspektion Borstel“ von 1823 (Niedersächsisches Staatsarchiv 32n Undeloh) (Kopie im Forstamt vorhanden).

3. Rezeßkarte der Ortschaft Ehrhorn von 1863 (Katasteramt Soltau).

4. Betriebswerke und Betriebskarten von 1879/97, 1923, 1928, 1936, 1958/59, 1971, 1978, 1988 (Originale im Forstamt).

5. Karte sämtlicher seit 1950 registrierten Feuer im Untersuchungsgebiet (angefertigt durch den ehemaligen Waldarbeiter H. Wieckhorst).

6. Eine Vielzahl historischer Schriften aus diversen Archiven.

Die Wald- und Forstgeschichte wurde für drei Zeitabschnitte erfaßt: den Waldzustand vor Beginn geregelter Forstwirtschaft, die Wiederbewaldung der devastierten oder entwaldeten Flächen und die Waldentwicklung seit der Durchführung geregelter Forstwirtschaft. Für jeden der drei Abschnitte wurden Informationen über den Wald und die bis dahin oder in dieser Zeit erfolgten menschlichen Eingriffe ermittelt, systematisch in Datenbanken verzeichnet und kartenbezogen dargestellt.

Eine Reihe von Eingriffen wurden dann in Form von Themenkarten dargestellt. Dazu gehören z. B. eine Kalkungskarte, eine Düngungskarte, eine Karte des Pestzideinsatzes, eine Karte der Bodenbearbeitung(en), eine Kahlschlagkarte und eine Karte der historischen Landnutzungsformen. Diese Karten geben durch Übereinanderlegen Auskunft über die Kombination verschiedener Eingriffe auf den Unterflächen. Aus einer synoptischen Zusammenschau verschiedener Eingriffsarten konnten dann Ergebniskarten erstellt werden, die bestimmte dynamische Naturnähe-Kriterien wiedergeben, so z. B. eine Karte der Entwicklungskontinuität oder eine Karte sogenannter „stofflicher Nullflächen“ (ungekalkte und ungedungte Flächen). Die Themen- und Ergebniskarten sind das Ergebnis der wald- und forstgeschichtlicher Naturnähe-Erfassung und geben Auskunft über bestimmte historisch bedingte Naturnähe-Parameter (s. Westphal 2002 in prep.).

Arten- und Strukturfassung

Die Erfassung von Arten- und Strukturparametern erfolgte mit Hilfe eines systematischen Stichprobennetzes, das in jeder untersuchten Unterabteilung an einem zufällig ausgewählten Startpunkt eingehängt wurde. Die Stich-

proben wurden in einem Abstand von 50 × 50 m erhoben, was einer Dichte von 4 Stichproben je Hektar entspricht. Die einzelnen Stichprobenpunkte wurden temporär mit Bambusstäben im Gelände festgehalten. Folgeaufnahmen sind also nicht exakt am selben Ort durchführbar. Die Größe der Stichproben betrug jeweils 400 m², woraus eine Aufnahme von 16 % der Gesamtfläche resultiert. Mit Ausnahme der Kartierung von Windwurfhügeln wurden i. w. S. nur vegetationsbezogene Parameter erfaßt. Hierunter fallen auch Totholz und seltene Baumformen. Die Auswahl der Parameter erfolgte u. a. in Anlehnung an Hanstein & Sturm (1986), Albrecht (1990), Griesse (1990), Möller (1993) sowie Sturm & Westphal (1992). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt Rothmaler (1990), die der Moose Frahm & Frey (1987).

Moose

Bei der Erfassung der Moose (Mooschicht) wurde nur das Vorkommen von Arten, nicht jedoch deren Häufigkeit bzw. Deckungsgrad innerhalb der Schicht erhoben. Die Vorkommen wurde auf drei Substraten erfaßt: auf Boden, Rinde und Totholz. Die im folgenden verwendeten Bezeichnungen Bodenmoos, Rindenmoos und Totholzmoos bezeichnen lediglich das Vorkommen der Art auf dem genannten Substrat. Sie beziehen sich nicht auf eine schwerpunktmäßige Bindung an das Substrat. So kann ein Moos in einer Stichprobe sowohl als Boden- als auch als Totholzmoos auftreten.

Gefäßpflanzen

Die Gefäßpflanzen wurden im Rahmen der Erfassung der Krautschicht aufgenommen. Erfaßt wurden sämtliche Artvorkommen sowie der Gesamtdeckungsgrad aller Arten je Stichprobe. Die Gesamtdeckung wurde in 10 % Stufen angegeben. War die Deckung einzelner Arten geringer als 10 %, so wurde nur das Vorkommen vermerkt. Bei allen Arten, die eine Mindestdeckung von 10 % aufwiesen, wurde zusätzlich zum Vorkommen auch der Deckungsgrad angegeben. Sie wurden als dominante Arten bezeichnet. Ebenfalls dargestellt wurden die N-Zeigerwerte nach Ellenberg sen. (1992) und

die Waldaffinität in Anlehnung an Rothmaler (1990) (zur Begriffsverwendung s. Westphal 2002 in prep.).

Samenbank

Für die Samenbankuntersuchungen wurden 16 Flächen ausgewählt. 10 Flächen lagen auf historischen Acker- und 6 Flächen auf historischen Heidestandorten, die jeweils seit unterschiedlich langer Zeit wieder bewaldet sind. Die Auswahl der Stellen für die Keimprobenentnahme erfolgte unsystematisch und zufällig, die Stellen wurden nicht dauerhaft im Gelände markiert. Auf jeder Fläche wurden jeweils 6 Keimproben mit Stechzylindern entnommen. Es wurden jeweils an zwei Stellen, die 1 bis 3 Meter auseinander lagen, drei verschiedene Schichten beprobt: die Humusaufgabe sowie der Mineralboden in 0–5 cm und 0–30 cm Tiefe. Lediglich auf der Ackerbrache war kein Auflagehumus vorhanden, so daß dort nur Proben aus dem Mineralboden entnommen werden konnten. Die Keimlinge wurden zunächst an drei Terminen in einem Zeitraum von 3 Monaten bestimmt, gezählt und entfernt. Nachfolgend wurden die Keimschalen nach völligem Austrocknen einer Frostbehandlung im Gefrierschrank unterzogen. Danach wurde das Bodenmaterial gelockert und erneut bewässert.

Im Anschluß wurde wiederum an 2 Terminen bestimmt und gezählt. Weiterhin wurden auf 100 m² großen Stichproben rund um die mit Baumbusstabchen markierten Stellen der Keimprobenentnahme 16 Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt.

Totholz

Aufgenommen wurde sämtliches Totholz ab einem Brusthohen- bzw. Mittendurchmesser von 6 cm sowie das Vorhandensein von Totholzreisig. Das Totholz wurde durch 6 Parameter näher beschrieben. Dabei wurden die Vorgaben von Albrecht (1990) und Griese (1990) mit leichter Abwandlung übernommen und erweitert:

1. Baumart:

2. Typ: hier wurden die nach Möller (1993) speziell für diese Untersuchung ausgewiesenen Totholztypen für Kiefer verwendet.

3. Schichtzugehörigkeit: S 5: 0–1,5 m, S 4: >1,5–5 m, S 3: >5–10 m, S 2: >10–20 m, S 1: >20 m.

4. Entstehungsursache: windbedingt, natürlich/nicht windbedingt, forstlich bedingt und unbekannt.

5. Volumen: für jeden Typ wurde der Mittendurchmesser bzw. bei stehendem Totholz der BHD und die Länge angegeben. Daraus wurde nach der Huber'schen Formel mit dem Formfaktor 0,35 für bis zu 50-jährige und 0,46 bei über 50-jährigen Beständen das individuelle Volumen errechnet (Schober 1975). Für Reisig sowie Totholz im Kronen- oder Stammbereich wurde kein Volumen ermittelt.

6. Zersetzungsgrad: in Anlehnung an Griese (1990) wurden 3 Zersetzungsgrade aufgenommen: Z1: frisch und ohne sichtbare Zersetzung, Z2: beginnende Strukturauflösung im äußeren Holzbereich, Ablösen der Rinde, beginnende Fäulnis; Z3: fortgeschrittener Zerfall im ganzen Stammbereich.

Ergebnisse und Diskussion

In der nachfolgenden Ergebnisdarstellung werden aus der Vielzahl der in den einzelnen Teiluntersuchungen gewon-

nenen Ergebnisse jeweils nur bestimmte herausgegriffen und diskutiert. Eine vollständige Darstellung findet sich in Westphal (2001 in prep.).

Moose

Im Untersuchungsgebiet wurden auf 1184 Stichproben von je 400 m² Größe 4 Torfmoose, 15 Lebermoose und 60 Laubmoose gefunden (s. Anhang 1). Von speziellem Interesse sind die Ergebnisse der Mooskartierung im Forstort „Hainköpen“. Dort wurden bei Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit und in speziellen Untersuchungen von Vullmer (1996) 15 Arten der „Roten Liste der gefährdeten Moose in Niedersachsen und Bremen“ Koperski (1999) gefunden.

Die Mehrzahl dieser Arten trat epiphytisch mit 1–2 Vorkommen auf und beschränkte sich auf die historisch alten Wälder. Diese Wälder waren mit großer Wahrscheinlichkeit stets von autochthonen Buchen bestockt und es befanden sich in unmittelbarer Umgebung alte Baume, die den epiphytischen Moosen kontinuierlich Lebensraum boten. In Tab. 1 werden sämtliche Moosfunde der Roten Liste nach Koperski (1999) im

Tab. 1. Moose der Rote-Liste Niedersachsens (Koperski 1999) im „Ehrhorner Transekt“ (246 ha) und im Forstort „Hainköpen“ (50 ha). Zeigerwerte der Moose nach Düll (1992).

Rote-Liste Art	Gefährdungskategorie im Flachland nach Koperski (1999)	Anzahl Funde im Forstort „Hainköpen“	Zeigerwerte L T K F R
<i>Aulacomnium palustre</i>	V	1	7 2 6 7 3
<i>Bazzania trilobata</i>	2	–	5 4 6 6 2
<i>Calliergon stramineum</i>	V	–	8 2 6 8 2
<i>Dicranum fuscescens</i>	3	1	7 2 6 6 2
<i>Dicranum spurium</i>	2	–	7 3 6 2 1
<i>Frullania dilatata</i>	2	1	8 3 5 4 5
<i>Frullania fragilifolia</i>	1	1	7 4 4 5 4
<i>Hylocomium splendens</i>	3	3	6 3 6 4 5
<i>Leptodontium flexifolium</i>	2	1	8 5 2 3 1
<i>Metzgeria furcata</i>	3	2	5 3 5 4 6
<i>Neckera complanata</i>	2	2	4 3 5 4 7
<i>Nowellia curvifolia</i>	3	2	5 4 4 6 1
<i>Oligotrichum hercynicum</i>	3	–	7 5 6 4 2
<i>Orthotrichum lyellii</i>	2	1	7 4 4 4 5
<i>Orthotrichum stramineum</i>	2	1	7 4 4 3 6
<i>Porella platyphylla</i>	1	2	5 3 5 4 6
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	2	1	4 2 6 6 3
<i>Radula complanata</i>	2	1	7 3 5 5 7
<i>Zygodon viridissimus</i> var. <i>vulg.</i>	2	2	4 6 3 5 7

Forstort „Hainköpen“ angeführt. Die Zeigerwerte nach Düll (1992) umfassen folgende Parameter: L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion.

Nach Koperski (1999) sind die Arten *Frullania dilatata*, *Neckera complanata*, *Orthotrichum lyellii*, *Orthotrichum stramineum*, *Radula complanata* und *Zygodon viridissimus* ssp. *vulgaris* im niedersächsischen Tiefland als stark gefährdet einzustufen, *Frullania fragilifolia* und *Porella platyphylla* sogar als vom Aussterben bedroht. Eine Auswertung nach den Zeigerwerten ergibt, daß 58 % der Moose ausgesprochene Kühlezeiger sind, deren Verbreitung sich auf hochmontane und montane Lagen erstreckt (vgl. Koperski 1998). Des weiteren sind 14 der 19 Arten schwach subkontinental bis kontinental mit einer Hauptverbreitung in borealen Regionen. Für die Vorkommen dieser seltenen Moose können eine Reihe von Gründen ausschlaggebend sein, über die hier jedoch nur spekuliert werden kann, da in diesem Zusammenhang bisher noch wenig geforscht wurde. Vullmer (1996) führt in ihrer bryologischen Untersuchung von „Hainköpen“ und anderen historisch alten Wäldern im Forstamt Sellhorn verschiedene denkbare Ursachen an, die dem Vorkommen seltener Moose zugrunde liegen können. Dazu zählt sie u. a. walddeschichtliche Größen wie Baumartenabfolge, Bestockungsdichte, Alter der einzelnen Waldgenerationen sowie menschliche Nutzungsformen und Eingriffsintensitäten. Aber auch Aspekte zur Biologie der Arten, wie z. B. die Häufigkeit und die Umweltbedingungen, unter denen Sporen- und Brutkörperbildung stattfindet, die Verbreitungsmodi, die Überdauerungsfähigkeit unter ungünstigen Lebensverhältnissen oder die Keimungs- und Wachstumsbedingungen könnten für das Vorkommen seltener Moose entscheidend sein (s.a. Vullmer 2001, in diesem Heft).

Auffallend ist, daß keine dieser Raritäten, die in den historisch alten Wäldern „Hainköpens“ gefunden wurden, in den unmittelbar benachbarten 140jährigen Buchenaltholzern auf den alten Waldstandorten vorkommen (zur Begriffsdefinition s. Westphal 2002 in prep.). Letztere sind in Folge einer kahl-schlagähnlichen Nutzung zwischen 1820 und 1840 entstanden, die Entwicklungskontinuität der Vegetation wurde also

einmal vollständig unterbrochen. Die Funde der seltenen Moosarten „Hainköpens“ konzentrieren sich auf zwei Bestände historisch alter Wälder (U.-Abt. 47c und 48e, Betriebswerk 1988), die vermutlich eine seit mindestens 300 Jahren andauernde Entwicklungskontinuität aufweisen. Diese Unterschiede in der kontinuierlichen Existenz von Wald und von älteren Bäumen mag für die wahrscheinlich sehr alten Reliktorkommen eine entscheidende Rolle gespielt haben. Hierbei wird deutlich, daß Artfunde wie diese ohne Kenntnis der Entwicklungsgeschichte keine hinreichenden Rückschlüsse über die Naturnähe der Waldflächen zulassen und erst im Zusammenspiel mit der Kenntnis der historischen Eingriffe eine umfassende Interpretation und Wertung möglich wird.

Gefäßpflanzen

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden in 1688 Vegetationsaufnahmen 159 krautige Gefäßpflanzenarten, 7 Gefäßpflanzengattungen, 3 Farnarten und 1 Farngattung kartiert (s. Anhang 2). Die Vegetationsaufnahmen verteilten sich auf 128 Stichproben in Sonderbiotopen, 376 Stichproben auf Rückewegen und 1184 Stichproben im Rahmen der flächigen Kartierung von Arten- und Strukturparametern. Von besonderem Interesse war hier die Frage, ob und wie sich die Artenvielfalt der krautigen Gefäßpflanzen bei bestimmter menschlicher Eingriffs- oder Bewirtschaftungsintensität verändert. Sie wurde mit Hilfe

von zwei sich ergänzenden Verfahrensweisen untersucht. Das erste Verfahren bestand darin, Waldflächen mit einer besonders hohen bzw. besonders geringen Artenvielfalt zu ermitteln und anschließend die Eingriffsgeschichte nachzuvollziehen. Die Anzahl der krautigen Gefäßpflanzenarten in den untersuchten Stichproben schwankte zwischen 1 und 26 Arten. Von den 246 ha untersuchter Waldfläche im „Ehrhorner Transekt“ wiesen die Stichproben auf 35 ha (14 %) mehr als 10 Gefäßpflanzen auf. Insgesamt wurden dort 100 Arten kartiert. Eine Betrachtung der Eingriffsgeschichte dieser Waldflächen ergab folgende Besonderheiten:

25 % der Waldflächen: frisch durchforstete Flächen, Rückegassennetz mit 20 m Gassenabstand.

21 % der Waldflächen: historische Ackerflächen.

17 % der Waldflächen: Flächen mit Kahlschlag, Bodenbearbeitung, Kalkung und Düngung.

17 % der Waldflächen: Flächen mit Schutt und Gartenabfällen.

4 % der Waldflächen: unbestockte Flächen, die nach Windwurf vollständig geräumt wurden.

87 % dieser Waldflächen wurden gekalkt.

Analog wurden die Waldflächen ermittelt, die sich durch eine besonders artenarme Bodenvegetation auszeichnen. Von den 246 ha des „Ehrhorner Transekts“ wiesen 52 ha (21 %) weniger als 5 Gefäßpflanzen je Stichprobe auf. Insgesamt kamen dort 40 Arten vor. Eine Betrachtung der Eingriffsgeschichte

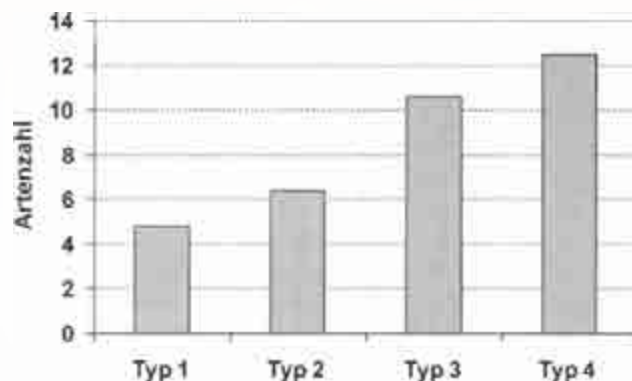


Abb. 1: Durchschnittliche Artenzahl krautiger Gefäßpflanzen je Stichprobe in 4 Typen unterschiedlich intensiv beeinflussten 110–180jährigen Kiefernaltbeständen (Typ 1 = Kernzone des Naturwaldes ohne Kalkung, Bodenbearbeitung, Düngung, bis 180jährig; Typ 2 = eingriffsarme Bestände ohne Kalkung, Bodenbearbeitung, Düngung bis 115jährig; Typ 3 = Bestände mit Kalkung bis 115jährig; Typ 4 = Bestände mit Kalkung auf historischen Ackerflächen, bis 115jährig im „Ehrhorner Transekt“).

dieser Waldflächen ergab folgende Besonderheiten:

63 % der Waldflächen: Naturwald.

21 % der Waldflächen: 35–45jährige Fichtenreinbestände.

10 % der Waldflächen: neophytische Reinbestände (Japanlärche, Roteiche).

6 % der Waldflächen: sonstige Flächen.

83 % dieser Waldflächen wurden nicht gekalkt.

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, daß Flächen mit besonders hoher Artenvielfalt durch verschiedene anthropogene Störungen gekennzeichnet sind. Demgegenüber liegen knapp zwei Drittel der Flächen mit geringer Artenvielfalt im relativ ungestörten Naturwald „Ehrhorner Dünen“. Ein weiteres Drittel sind dichte Jungbestände, bei denen vermutlich vor allem Lichtmangel zu der momentan vorherrschenden Artenarmut führte.

Nach dem zweiten Verfahren wurden Kiefernbestände verschiedener Eingriffsintensität abgegrenzt und dort die jeweilige Artenvielfalt ermittelt. Die Stärke der Eingriffsintensität ergab sich aus dem Fehlen bzw. dem Vorhandensein folgender Eingriffe: Kalkung, Düngung, Bodenbearbeitung und historische Ackernutzung. Weitere forstlich relevante Eingriffe, wie z.B. Häufigkeit und Intensität von Pflege- und Durchforstungsmaßnahmen, konnten hier nicht mit einbezogen werden, da sich im Untersuchungsgebiet keine wesentlichen Unterschiede ergaben. Folgende Kiefernbestandestypen wurden ausgewertet: Typ 1: Kernzone des Naturwaldes ohne Kalkung, Bodenbearbeitung, Düngung, bis 180jährig; Typ 2: eingriffsarme Bestände ohne Kalkung, Bodenbearbeitung, Düngung, bis 115jährig; Typ 3: Bestände mit Kalkung bis 115jährig; Typ 4: Bestände mit Kalkung auf historischen Ackerflächen, bis 115jährig.

Die durchschnittliche Artenzahl je Stichprobe steigt mit zunehmender Eingriffsintensität an (Abb. 1). Nach dem Hinzuziehen von Kalkung als Einflußfaktor zeigt sich der deutlichste Unterschied in den Artenzahlen. So kommen auf den wenig beeinflussten Naturwaldflächen durchschnittlich 4,8 Arten, auf den stark beeinflussten historischen Ackerflächen hingegen 12,5 Arten je Stichprobe vor. Es zeigt sich, daß die artenreichsten Waldbestände zugleich eine sehr intensive Eingriffsgeschichte aufweisen. Als intensiver Eingriff wer-

Tab. 2. Vergleich der durch Kalkung, historische Ackernutzung und Rückegassen geförderten krautigen Gefäßpflanzenarten und Farne im „Ehrhorner Transekt“.

Art	Durch Kalkung gefördert	Durch historische Ackernutzung gefördert	Durch Rückegassen gefördert
<i>Agrostis capillaris</i>	X	X	
<i>Cerastium holosteoides</i>	X		X
<i>Cirsium arvense</i>	X		
<i>Cirsium vulgare</i>	X		
<i>Conyza canadensis</i>	X		
<i>Digitalis purpurea</i>	X		
<i>Epilobium angustifolium</i>	X		
<i>Epilobium montanum</i>	X		
<i>Erica tetralix</i>	X		X
<i>Galeopsis tetrahit</i>	X		
<i>Galium aparine</i>	X	X	
<i>Hypochoeris radicata</i>	X		
<i>Leontodon autumnalis</i>	X		X
<i>Moehringia trinervia</i>	X		
<i>Senecio sylvaticus</i>	X		
<i>Rubus idaeus</i>	X		
<i>Rumex acetosella</i>	X		
<i>Stellaria media</i>	X	X	X
<i>Taraxacum officinale</i>	X		
<i>Urtica dioica</i>	X	X	
<i>Agropyron repens</i>		X	X
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		X	X
<i>Holcus lanatus</i>		X	
<i>Holcus mollis</i>		X	
<i>Hypericum perforatum</i>		X	X
<i>Lolium perenne</i>		X	X
<i>Lonicera periclymenum</i>		X	
<i>Mycelis muralis</i>		X	X
<i>Oxalis acetosella</i>		X	
<i>Poa trivialis</i>		X	X
<i>Ranunculus repens</i>		X	
<i>Torilis japonica</i>		X	
<i>Vicia hirsuta</i>		X	
<i>Agrostis canina</i>			X
<i>Agrostis stolonifera</i>			X
<i>Calamagrostis epigeios</i>			X
<i>Chenopodium album</i>			X
<i>Dactylis glomerata</i>			X
<i>Epilobium adnatum</i>			X
<i>Erodium cicutarium</i>			X
<i>Festuca pratensis</i>			X
<i>Galium album</i>			X
<i>Geum urbanum</i>			X
<i>Juncus bufonius</i>			X
<i>Juncus effusus</i>			X
<i>Luzula campestre</i>			X
<i>Luzula multiflora</i>			X
<i>Luzula pilosa</i>			X
<i>Poa annua</i>			X
<i>Polygonum persica</i>			X
<i>Spergula arvensis</i>			X
<i>Senecio vulgaris</i>			X
<i>Solidago canadensis</i>			X
<i>Vicia cracca</i>			X

(fett gedruckt = Nichtwaldart (nach Rothmaler 1990))

Ackerbrache	15 j. Wald nach Ackernutzung	35 j. Wald nach Ackernutzung	>100 j. Wald nach Ackernutzung	157 j. Wald nach Ackernutzung
	<i>Juncus bufonius</i> <i>Stellaria media</i>	<i>Calluna vulgaris</i> <i>Juncus bufonius</i>	<i>Calluna vulgaris</i> <i>Juncus bufonius</i> <i>Stellaria media</i>	<i>Calluna vulgaris</i> <i>Juncus bufonius</i> <i>Stellaria media</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Carex arenaria</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Carex arenaria</i> <i>Carex pilulifera</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Carex arenaria</i> <i>Carex pilulifera</i>	
<i>Hypericum perf.</i>	<i>Hypericum perf.</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Juncus spec.</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Hypericum perf.</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Juncus spec.</i>	
<i>Chenopodium album</i> <i>Conyza canadensis</i> <i>Fallopia convolvulus</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Rumex acetosella</i> <i>Viola arvensis</i>	<i>Chenopodium album</i> <i>Conyza canadensis</i> <i>Fallopia convolvulus</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Rumex acetosella</i>	<i>Chenopodium album</i> <i>Conyza canadensis</i> <i>Fallopia convolvulus</i> <i>Myosotis arvensis</i> <i>Rumex acetosella</i> <i>Viola arvensis</i>		
	<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Epilobium adenoc.</i> <i>Polygonum persic.</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Spergula arvensis</i> <i>Spergula morisonii</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Epilobium adenoc.</i> <i>Polygonum persic.</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Spergula arvensis</i> <i>Spergula morisonii</i>		
<i>Hypericum mac.</i> <i>Tanacetum vulgare</i>	<i>Hypericum mac.</i> <i>Tanacetum vulgare</i>			

Abb. 2: Mehrfach in der Samenbank des Mineralbodens (0–5 cm und 0–30 cm) gekeimte Arten in 5 unterschiedlich alten Waldbeständen nach historischer Ackernutzung.

den alle Eingriffe verstanden, die in der menschlich ungestörten Walddynamik in Art und Ausmaß keine natürliche Entsprechung finden. Sie sind vor allem durch drei Faktoren geprägt: Zufuhr von Licht, Freilegung von Mineralboden und Zunahme an verfügbaren Nährstoffen.

Die an krautigen Gefäßpflanzen armen Waldflächen bestehen zu einem Drittel aus dichten, jungen Fichten- und Roteichenreinbeständen, in denen Lichtmangel vorherrscht. Zu zwei Dritteln hingegen bestehen sie aus Flächen, die sich durch eine vorwiegend durch natürliche Prozesse geprägte Entwicklung auszeichnen. Hier wird deutlich, daß die Zahl der für hiesige Kiefernsekundärwälder typischen Arten gering ist und diese meist sehr flächig oder stet vorkommen. Sofern nicht menschlich induzierte Störungen auftreten, bleibt dieses artenarme Spektrum über die erste Baumgeneration vermutlich relativ konstant.

Weiterhin wurden die Auswirkungen verschiedener Eingriffe (Kalkung,

Ackernutzung und Rückegassen) auf das Vorkommen und die Stetigkeit von Gefäßpflanzen gesondert untersucht. Dabei wurden auch die N-Zeigerwerte nach *Ellenberg sen.* (1992) sowie die Waldaffinität nach *Rothmaler* (1990) betrachtet. Der Vergleich in Tabelle 2 zeigt, daß die drei miteinander verglichenen Eingriffe überwiegend ein jeweils spezifisches Spektrum von Arten fördern. Während die Arten mit höherer Stetigkeit auf gekalkten Flächen zu 30 % Nichtwaldarten sind, liegt dieser Anteil auf historischen Ackerflächen bei 35 % und auf Rückegassen bei 58 %. Der Anteil der N-Zeigerarten mit N-Zeigerwerten ≥ 6 nimmt bei gleicher Reihenfolge der betrachteten Flächen hingegen ab: auf gekalkten Flächen liegt er bei 65 %, auf historischen Ackerflächen bei 59 % und auf Rückegassen bei 48 %.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Gefäßpflanzen verdeutlichen, daß viele Arten rasch auf eine Veränderung

ihrer Lebensbedingungen reagieren und menschlich gestörte Lebensräume umgehend von entsprechend angepaßten Arten besiedelt werden. Je gleichmäßiger und großflächiger eine solche Störung erfolgt, wie z.B. bei intensiver Bodenbearbeitung, Kalkung, Düngung, Kahlschlag, Befahrung von Flächen oder Ackernutzung, um so mehr werden einheitliche, nivellierte Lebensbedingungen geschaffen. Diese kommen im natürlichen, menschlich ungestörten Sukzessionsmosaik des Waldes nicht vor und werden entsprechend von vielen Nichtwaldarten besiedelt.

Ein entscheidender Maßstab für eine Bewertung der Gefäßpflanzenvielfalt ist demnach die Waldaffinität der Arten. Entsteht großer Artenreichtum an Gefäßpflanzen durch einen hohen Anteil an Nichtwaldarten oder an Arten mit für den Standort zu hohen N-Zeigerwerten, so ist die Artenvielfalt kein Ausdruck von Naturnähe, sondern steht im Gegensatz zu dieser.

Samenbankuntersuchungen

In diesen Untersuchungen wurden u. a. die Samenbanken verschieden alter Ackeraufforstungen erfaßt. Ziel dieser Untersuchung war es festzustellen, ob und wie lange sich historische Nutzungsformen im Boden der Wälder widerspiegeln.

Die im Untersuchungsgebiet vorhandenen historischen Ackerstandorte wurden mit einer Ausnahme bereits seit mindestens 1776 ackerbaulich genutzt. Ihre Wiederbewaldung erfolgte jedoch zu unterschiedlichen Zeitpunkten, so daß heute eine Reihe verschieden alter Waldbestände auf historischen Ackerstandorten vorhanden ist. Sie bieten die Möglichkeit, der Frage nachzugehen, wie lange sich Arten der einstigen Ackerlandschaft durch Anlage von Samenbanken in Kiefern- und Eichenaufforstungen behaupten können.

In Abbildung 2 werden die historischen Ackerstandorte dem Alter ihrer Bestockung nach angeführt und die mehrfach im Mineralboden gekeimten Arten dargestellt. Demnach keimten *Hypericum maculatum* und *Tanacetum vulgare* auf der Ackerbrache und in den Keimproben des 15jährigen Waldes. Nicht auf der Brache, aber in den Keimproben der 15- und 35jährigen Wälder keimten *Agrostis stolonifera*, *Juncus effusus*, *Polygonum persicaria*, *Rubus idaeus*, *Spergula morisonii* und *Spergula arvensis*. Hingegen keimten *Che-nopodium album*, *Conyza canadensis*, *Fallopia convolvulus*, *Myosotis arvensis*, *Rumex acetosella* und *Viola arvensis* sowohl auf der Ackerbrache als auch in den Keimproben der 15jährigen und 35jährigen Wälder. Diese Arten sind in Anlehnung an Rothmaler (1990) keine Waldarten und besitzen möglicherweise eine zwischen 25- und 35jährige Keimfähigkeit. Die Arten *Agrostis capillaris*, *Calluna vulgaris*, *Carex arenaria*, *Carex pilulifera*, *Hypericum perforatum*, *Juncus bufonius*, *Juncus effusus*, *Juncus spec.* und *Stellaria media* gelangten auf allen bzw. fast allen Waldstandorten (15jährig, 35jährig und >100jährig, z. T. auch 157jährig) zur Keimung. Es ist zu vermuten, daß sie eine bis >100jährige oder sogar noch längere Keimfähigkeit besitzen. Diese Arten sind mit Ausnahme der Gattung *Juncus* Waldarten. Die hier vermutete Keimfähigkeit wird

tendenziell durch Literaturangaben bestätigt (s. Anhang 3).

Als ein Ergebnis dieser Samenbankuntersuchung läßt sich festhalten, daß der Anteil der Nichtwaldarten (in Anlehnung an Rothmaler 1990) sowohl in der Samenbank des Mineralbodens als auch im Auflagehumus mit steigendem Alter des Waldes stetig abnimmt. So enthält die Samenbank des Mineralbodens auf der Ackerbrache 75 % Nichtwaldarten, in dem 15jährigen Bestand 50 %, in dem 35jährigen Bestand 41 % und in dem >100jährigen Bestand 18 %. Mit zunehmendem zeitlichen Abstand von der einstigen Ackernutzung sinkt demnach das Potential des Standortes für die Keimung von mit dieser Nutzung verbundenen Nichtwaldarten in der Samenbank. Diese Tendenz wird auch von Deisenhofer (1998) bei Samenbankuntersuchungen unter Fichtenbeständen in SO-Bayern festgestellt.

Weiterhin wurde die Übereinstimmung zwischen den in der Samenbank des Mineralbodens gekeimten Arten und der aktuellen Vegetation untersucht. Unter letzterer werden nicht nur die Arten aller im Bestand durchgeführten Vegetationsaufnahmen in 100 m² großen Stichproben um die Keimprobenentnahmestelle verstanden, sondern auch alle im Auflagehumus gekeimten Arten. Die Ackerbrache weist dabei eine Übereinstimmung von 75 % aller Arten auf. Bei den 15jährigen Waldbeständen liegt die Übereinstimmung bei 55 %, bei den 35jährigen bei 35 %. Diese Ergebnisse zeigen, daß ein zunehmender Teil der in der Samenbank vorhandenen Arten in der aktuellen Vegetation nicht mehr auftritt. Es kommt also im Verlauf der ersten Jahrzehnte der Waldentwicklung nach Ackernutzung zu einer Auseinanderentwicklung der Artenspektren von Samenbank und aktueller Vegetation. Bei den Arten, die nur noch in der Samenbank vorhanden sind, handelt es sich bei dem 35jährigen Waldbestand um *Cerastium holosteoides*, *Juncus bufonius*, *Myosotis arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Polygonum persicaria*, *Rubus fruticosus* agg., *Spergula arvensis*, *Spergula morisonii*, *Veronica arvensis* und *Viola arvensis*. Diese Arten sind überwiegend Nichtwaldarten oder indifferente Arten mit einjähriger Lebensweise. Sie sind in ihrer Existenz auf wiederkehrende Bodenstörungen an-

gewiesen und können eine längerlebige Samenbank aufbauen (vgl. dazu Hanelt 1977; Piroznikow 1983; Parker 1989). Der Waldboden fungiert im „Ehrhorner Transekt“ also zumindest über einen Zeitraum von 35 Jahren als eine Art „Gedächtnis“ für die einstige Störung Ackernutzung und ihre Folgevegetation.

Bleiben Bodenstörungen im Zuge der Waldentwicklung über Jahrzehnte aus, so verändern sich die Lebensbedingungen, und viele einjährige Arten, die als Samenlieferanten fungieren, weichen im Konkurrenzgeschehen mehrjährigen Gräsern und Waldpflanzen (vgl. Walhardt & Schmidt 1993; Jödicke & Trautz 1994; Schmidt 1994). Diese Tendenz wird auch in den hiesigen Untersuchungen durch den geringeren Therophytenanteil in den Samenbanken der älteren Waldbestände bestätigt. Da die hier untersuchten über >100jährigen Wälder keine größeren Bodenstörungen erfahren haben, haben die Samen vieler Ackerarten ihre Keimfähigkeit im Laufe der Zeit verloren. In diesen Beständen zeigt sich erneut eine hohe Übereinstimmung zwischen den Arten der Samenbank des Mineralbodens und der aktuellen Vegetation. 73 % der in der Arten treten in beiden Straten auf. Hier zeigt sich offensichtlich, daß die Bodenvegetation nach >100 Jahren wieder einen stärkeren Einfluß auf die Zusammensetzung der Samenbank ausübt. Ein Vergleich der gekeimten Arten in der Samenbank der 35jährigen mit denen der >100jährigen Bestände verdeutlicht zudem einen starken Wandel des Artenspektrums. 52 % der Arten keimten nicht in der Samenbank des älteren Bestandes. Es ist zu vermuten, daß viele dieser Arten im Laufe der Zeit ihre Keimfähigkeit eingebüßt haben. Statt dessen gelangen durch Samenregen neue Arten in die Samenbank. Diese setzt sich insgesamt zu 64 % aus Waldarten zusammen. Die Arten, die sowohl in der Samenbank als auch in der aktuellen Vegetation auftreten, sind *Agrostis capillaris*, *Carex arenaria*, *Carex pilulifera*, *Galium hircynicum*, *Hypericum perforatum*, *Juncus effusus* und *Stellaria media*. Sie sind zu 71 % Hemikryptophyten und können als lichtliebende (Pionier-)Waldarten bezeichnet werden, deren Lichtzeigerwert nach Ellenberg sen. (1992) überwiegend 7 beträgt. Sie sind nicht mehr typisch für die

einstige Ackernutzung, sondern gehören zum Artenspektrum des ebenfalls nur temporär vorherrschenden Kiefern-pionierwaldes. Diese Arten weisen vermutlich eine deutlich höhere Keimfähigkeit auf als die an die Ackernutzung gebundenen Arten.

Auch Hill & Stevens (1981) und Granström (1988) berichten über hohe Dichten keimfähiger Samen von *Calluna vulgaris*, *Carex spec.* und *Juncus spec.* in Nadelholzaufforstungen Großbritanniens bzw. Schwedens. Die Bodenvegetation der dort untersuchten Bestände zeigte jedoch keine oder nur sehr spärliche Vorkommen dieser Arten. Der Waldboden in diesen Pionierwaldgesellschaften behält demnach noch über längere Zeit das Potential, Arten, die an eine vorangegangene Nutzung direkt oder als Folgevegetation gebunden sind, erneut in das Ökosystem einzubringen. Die im Rahmen der vegetationskundlichen Kartierung von Rückegassen gewonnenen Ergebnisse bestätigen dieses

(vgl. Tab. 2). So sind von den 31 ausschließlich auf Rückegassen vorkommenden Arten 39 % auch in den hier untersuchten Samenbanken vorhanden. Das Auftreten dieser Arten auf Rückegassen deutet u. a. darauf hin, daß Waldflächen, die ehemals kahlgeschlagen wurden und eine Nichtwaldnutzung erfahren haben, bei erneuter Bodenstörung als potentieller Lieferant für Nichtwaldarten angesehen werden können.

Totholz

Im folgenden soll aus den vielfältigen Ergebnissen der Totholzuntersuchungen ein exemplarischer Vergleich der Totholzausstattung zwischen Natur- und Wirtschaftswald dargestellt werden. Ziel dieses Vergleichs ist es festzustellen, ob und wie sich Unterschiede in der Eingriffs- und Entwicklungsgeschichte in der Totholzausstattung widerspiegeln.

Aus Tabelle 3 wird deutlich, daß der Wirtschaftswald in allen Phasen der

Waldentwicklung durch forstliche Eingriffe verändert wurde. Sowohl bei der Waldentstehung als auch bei der Waldpflege und bei der Aufarbeitung von Schadholz wurden Baumindividuen und Gruppenstrukturen oder Mischungsformen entnommen, aufgelöst oder an ihrer Entstehung gehindert. Folgende Parameter werden in Tabelle 4 miteinander verglichen: Totholzmasse, Totholztypen, Totholzverteilung in den 3 Baumschichten, Laubholzanteil am Totholzaufkommen und räumliche Verteilung.

Eine erste Analyse bezieht sich auf die Totholzmasse und geht der Frage nach, inwieweit die Menge an Totholz je Hektar Rückschlüsse über die Bewirtschaftungsintensität zuläßt. Die sich ergebenden Unterschiede der Totholzmasse zwischen den Altbeständen im Kiefern-natur- und -wirtschaftswald liegen bei 4,7 Festmetern je Hektar. Damit weist der Naturwald eine um 33 % höhere Totholzmasse auf als der Wirtschaftswald. Diese Unterschiede schei-

Tab. 3. Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität zwischen bewirtschafteten Kiefernaltbeständen (69 ha) und den Kiefernaltbeständen des Naturwaldes „Ehrhorner Dünen“ (30 ha).

	Kiefern-Wirtschaftswald	Kernzone Kiefern-Naturwald "Ehrhorner Dünen"
Spontaneität	gering	hoch
Größe	69 ha	30 ha
Alter	Hauptschicht ca. 111 jährig	Hauptschicht ca. 136- 146 (z.T. bis 180) jährig, aber auch jünger
Standort	mäßig bis schwach grundwasserbeeinflusste, ein- oder mehrschichtige unverlehmte Sande	schwach bis sehr schwach nährstoffversorgte, trockene Binnendünen und tiefere Partien mit etwas besserer Nährstoffversorgung und schwacher GW-Beeinflussung
Waldentstehung	Saat oder Pflanzung mit z.T. wiederholten Nachbesserungen	Initialpflanzung mit nachfolgender Naturverjüngung ohne Nachbesserung
Historische Pflege und Nutzung	Bemühen um regelmäßige Durchforstung (Df) und Sammelhiebe (Sahi)	Erhaltung der Schutzfunktion des Waldes, Erhalt seiner Plenterstruktur, keine intensive Nutzung
Pflegeintensität seit 1936	zwischen 1936 und 1972 häufige und extensive Pflege (meist zwischen 1-24 oder 32 fm/ha), nach 1972 ca. 10 Pflege- und Nutzungseingriffe (Sahi, Df, Wiwu)	zwischen 1936 und 1972 häufige extensive Pflege (meist zwischen 1-14 fm/ha), nach 1972 keine Pflegeeingriffe mehr
Pflegeziele	Förderung guter Stammformen, Entnahme schlechtwüchsiger „Bedränger“	Walderhaltung ohne explizite Förderung von Nutzholz
Natürliche Störungen (Windwurf)	1972, 1983, 1984, 1990, 1993 Windwürfe zwischen 4 und 104 fm pro Hektar durchschnittlich 46 Windwurfhügel pro Hektar	Windwurfereignisse seit 1972 nicht aufgezeichnet durchschnittlich 11 Windwurfhügel pro Hektar
Aufarbeitung	hoher Anteil an aufgearbeitetem Schadholz	seit 1972 keine Aufarbeitung von Windwurfschadholz

Tab. 4. Vergleich verschiedener Totholzparameter in Altbeständen von Kiefern-Natur- und Kiefernwirtschaftswald.

Parameter	Naturwald	Wirtschaftswald
Totholzmasse	19,1 fm/ha	14,4 fm/ha
Totholztypen	15	8
Totholzverteilung in den 3 Baumschichten	S1: 13 %; S2: 13 %, S3: 7 %	S1: 6 %, S2: 1 %, S3: 2 %
Laubholzanteil am Gesamtotholzaufkommen	Birke und Eiche 16,9 %	Birke und Eiche 2,7 %
Räumliche Verteilung	geklumpt	gleichmäßiger
Stichproben ohne Totholz	26 %	10 %
Stichproben mit Totholz > 50 fm/ha	15 %	2 %

nen geringer zu sein, als nach allgemeinen Erkenntnissen der Totholzforschung im Wirtschaftswald zunächst anzunehmen ist. So weisen gepflegte Wirtschaftswälder nach Albrecht (1991) im sog. „totholzarmen Normalfall“ Totholzmassen von etwa 1–5 fm pro Hektar auf. Bei Totholzinventuren von Prietzel (1994) im Forstamt Herrenberg (Schwäbische Alb) wurden auf einer Fläche von 1058 ha in über 100jährigen Beständen aller Laubholzbestandestypen auf 80 % der Fläche Totholzmassen von nur 1–4 fm pro Hektar kartiert. Lediglich 3 % der gesamten Fläche wiesen Totholzvorräte von >10 fm pro Hektar auf.

Eine Erklärung für die hohen Totholzmassen im Sellhorner Wirtschaftswald liefert die hohe Anzahl an Windwurfhügeln je Hektar (siehe dazu Westphal 2002 in prep.). Diese sind Ausdruck der häufigen Sturmschaden, die im Forstamt Sellhorn grundsätzlich in geringerem Maße als üblich aufgearbeitet wurden. Während das Totholz im Wirtschaftswald ganz überwiegend aus den Windwurfereignissen der letzten 20 bis 30 Jahre stammt, ist das Totholz im Naturwald „Ehrhorner Dünen“ vermutlich starker durch eine Palette verschiedener Ursachen (natürliche Alterung, kleine Verletzungen mit nachfolgenden Sekundärschäden, Kienzopf, Windwurf etc.) in längeren Zeiträumen entstanden. Die Zahl von 19,1 fm pro Hektar ist daher ein interessanter Orientierungswert über die in einem historisch wenig beeinflussten Kiefern-pionierwald vorhandene Totholzmenge in der Altersphase. Dennoch läßt sich aus einer reinen Mengenangabe (fm Totholz je Hektar) kein ausreichender Schluß über die

forstliche Bewirtschaftungsintensität der vergangenen Jahrzehnte ziehen. Bereits ein größerer, nicht aufgearbeiteter Windwurf würde im Wirtschaftswald ausreichen, um den Durchschnittswert je Hektar beträchtlich ansteigen zu lassen.

Entscheidend ist daher vor allem die Qualität des Totholzes, die u. a. durch die Anzahl und die Vielfalt der Totholztypen beschrieben werden kann. Als Totholztypen werden die verschiedenen Erscheinungsformen von Totholz bezeichnet, die sich z. B. in Länge, Dimension, Lage oder Entstehungsursache unterscheiden. In den normal bewirtschafteten Altbeständen treten mit 8 Totholztypen nur etwa halb so viele Typen auf wie in den Altbeständen des Naturwaldes, wo 15 Totholztypen kartiert wurden. Weiterhin zeigte sich, daß die anfallende Totholzmasse im Kiefern-Wirtschaftswald auf wenige Typen konzentriert, in den Naturwaldbeständen hingegen gleichmäßiger auf alle Typen verteilt auftrat: Im Wirtschaftswald sind 55 % der gesamten Totholzmasse liegende Stammteile oder Starkäste. Sie entstehen vor allem als „Abfallprodukte“ von Durchforstungen oder Starkholznutzung. In den seit mindestens 25 Jahren unbewirtschafteten Altbeständen des Naturwaldes sind es hingegen nur 11 %. Liegende ganze Stämme sind dort mit 44 % der Gesamtmasse der häufigste Typ, während sie im normalen Wirtschaftswald nur 17 % der Totholzmasse einnehmen. Der Typ Stammteil mit Krone kommt in beiden Altbeständen vor, er ist jedoch im normalen Wirtschaftswald in 66 % der Fälle forstlich bedingt und kann durch abgesägte Kronenäste vom natürlichen Typ abwei-

chen. Stehendes Totholz geringer Dimension (BHD 6–30 cm) stellt in beiden Altbeständen 8 % der Totholzmasse. Anders hingegen verhält es sich mit stehendem Totholz stärkerer Dimension (BHD 31–50 cm). Im Naturwald macht dieser Typ 15 %, im Wirtschaftswald hingegen nur 6 % der Totholzmasse aus. Reines Kronenholz ohne Stamm ist im Wirtschaftswald fast ausschließlich forstlich bedingt, im spontanen Altholz hingegen ausschließlich natürlich entstanden.

Insgesamt wurden 7 Typen ausschließlich in den Kiefernaltbeständen des Naturwaldes kartiert. Diese „Exklusivtypen“ sind: 1. gebrochene Stämme mit Bodenkontakt, 2. einer von vielen lebenden Stämmen gebrochen, 3. flächig abgestorbene Strauchschicht, 4. hoher Totastanteil in der Krone, 5. hoher Totastanteil am Stamm, 6. tote mehrstämmige Bäume, 7. stehend tot, BHD > 50 cm.

Der Anteil an Birken- und Eichentotholz am Gesamtaufkommen liegt im Wirtschaftswald mit 2,7 % um ein Fünf- bis Sechsfaches unter dem entsprechenden Wert des Naturwaldes von 16,9 %. Hierin spiegelt sich die höhere Spontanität des Naturwaldes wider, die einen höheren Anteil an Laubholz im lebenden Bestand und (zusätzlich verstärkt durch die fehlenden Pflegemaßnahmen) auch im Totholzaufkommen bewirkt.

Weiterhin zeigen sich deutliche Unterschiede in der Totholzmenge der oberen 3 Höhengschichten. Im Naturwald fallen 33 % des Totholzes in den Schichten zwischen 5–10 m (S3), >10–20 m (S2) sowie >20 m (S1) an, während das bewirtschaftete Kiefernaltholz dort nur 9 % der gesamten Totholzmasse aufweist. 91 % des Totholzes tritt dort liegend auf und verteilt sich auf die beiden unteren Höhengschichten.

Zusätzlich zu der Auswertung von Totholzmassen und deren vertikaler Verteilung wurden auch räumliche Verteilungsmuster untersucht. Hierfür wurde zunächst die Totholzmenge für jede der 400 m²-Stichproben im Wirtschafts- und Naturwald errechnet. Sodann wurde die Totholzmasse jeder Stichprobe einer Skala mit Abständen von 0,2 fm zugeordnet und eine Häufigkeitsverteilung erstellt. Hier zeigte sich vor allem bei den Extremwerten, daß der Wirtschaftswald auf die Gesamtfläche bezogen eine gleichmäßi-

gere Verteilung der Totholzmasse besitzt als der Naturwald. Letzterer weist einen sehr viel höheren Anteil totholzfrier bzw. sehr totholzreicher Stichproben auf: 26 % der Stichproben sind im Naturwald totholzfrier, auf 15 % der Stichproben hingegen wurden Totholz-mengen von >2 fm kartiert, was einem Hektarwert von >50 fm entspricht. Im Wirtschaftswald hingegen sind nur 10 % der Stichproben totholzfrier und lediglich 2 % weisen Totholz-mengen von >2 fm je Stichprobe auf. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß das Totholz in ungestörten Beständen stärker gruppig oder geklumpt anfällt und dadurch einen Wechsel von totholzar-men (totholzfrieren) und totholzreichen Flächen hervorruft. Im bewirtschafteten Bestand hingegen fallen tendenziell ge-ringere Totholz-mengen in einer regel-mäßigeren räumlichen Verteilung an.

Schlußfolgerungen für naturnahe Waldwirtschaft

Die hier dargestellten Ergebnisse ver-deutlichen, daß die historischen Ein-griffe und die Eingriffsintensitäten bei Arten- und Strukturausstattung der Wälder eine wichtige Rolle spielen. Für eine Naturnähe-Bewertung und eine daraus abgeleitete naturnahe Waldbe-wirtschaftung lassen sich entspre-chende praktische Konsequenzen und Handlungsvorschläge ableiten.

Für eine entwicklungsbezogene Na-turnähe-Erfassung sollten im Forstbe-trieb folgende Maßnahmen erfolgen:

1. Flächenscharfe Erfassung aller lau-fenden Maßnahmen auf Unterabtei-lungsebene im Betriebswerk.
2. Verarbeitung aller flächenbezoge-nen Daten in einem geographischen Informationssystem.
3. Einmalige vollflächige Erfassung be-stimmter historischer Eingriffe, z.B. historische Landnutzung, Spontanei-tät der Waldentstehung, Bodenbear-beitung, Kalkungs-, Dungungs- und Pestizideinsätze, Kahlschläge, Auto-chthonität der realen Bestockung, Spontaneität der Waldentwicklung.
4. Formulierung von entwicklungsbe-zogenen Naturnähe-Kriterien und Festschreibung von Zielgrößen. Auf eine Verschneidung verschiedener Kriterien zu Gesamtwertziffern sollte verzichtet werden, da sie Informa-

tionsverluste für das praktische Han-deln beinhalten.

5. Periodisches Controlling, z. B. im Rah-men der Forsteinrichtung oder der Waldbiotopkartierung.

Für die betriebliche Praxis einer natur-nahen Waldwirtschaft lassen sich fol-gende Vorschläge oder Thesen formulieren:

1. Naturnähe läßt sich nicht erzeugen, sondern entsteht in erster Linie durch verstärktes Zulassen anthropo-gen ungestörter Entwicklungen. Na-turnähe erfordert einen neuen Um-gang mit dem Faktor Zeit, z.B. dem verstärkten Zulassen der „natür-lichen Zeit“ in bezug auf Alterung, Zerfall und Verjüngung von Wald.
2. Der jährlichen Vollzugsplanung sollte eine Form der Bedarfsanalyse vorgeschaltet sein mit dem Ziel, die Eingriffsintensität im Sinne des Vor-sorgeprinzips zu minimieren.
3. Zur lokalen Erfassung der Auswir-kungen durchgeführter Eingriffe sollten systematisch Nullflächen an-gelegt, gekennzeichnet und perio-disch untersucht werden (z.B. Durch-forstungsnullflächen, stoffliche Null-flächen, Nullflächen der Boden-bearbeitung, Bewirtschaftungsnull-flächen).
4. Für einzelne Bestände können keine Zielvorgaben im Sinne gewünschter Endzustände formuliert werden. Langfristiges Ziel ist ein möglichst hoher Anteil an Baumarten der na-türlichen Waldgesellschaft mit all ih-ren raum-zeitlichen Ausprägungen. In den hiesigen Kiefern-pionierwäldern ist dabei die Zusammensetzung der zukünftigen natürlichen Wald-gesellschaften heute noch nicht im einzelnen vorhersehbar.

Literatur

Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologi-schen Forschung in Naturwaldreser-vaten. – Naturwaldreservate in Bay-ern, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gemein-sam mit dem Lehrstuhl für Land-schaftstechnik, Band 1, 221 S., München.

Albrecht, L. (1991): Die Bedeutung des

toten Holzes im Wald. Forstwis-senschaftliches Centralblatt 110, S. 106–113.

Deisenhofer, F. (1998): Das Diasporenre-servoir unterschiedlich alter Fichten-bestände auf ehemals landwirtschaft-lich genutzten Flächen am Beispiel des Stadtwaldes Traunstein. – Diplom-arbeit, Universität München, 89 S.

Düll, R. (1990): Exkursionstaschenbuch der Moose. – 3. verb. und erw. Aufl., 235 S., Bad Münstereifel.

Ellenberg, H. sen. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). In: Ellenberg, H. sen.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Scripta Geo-botanica XVIII, S. 9–160.

Frahm, J. P.; Frey, W. (1987): Moosflora. – 2., überarbeitete Aufl., 525 S., Stutt-gart.

Granström, A. (1988): Seed Banks At Six Open And Afforested Heathland Sites In Southern Sweden. – Journal Of Applied Ecology 25, S. 297–306.

Griese, F. (1987): Untersuchungen über die natürliche Wiederbewaldung von Heideflächen im Niedersächsi-schen Flachland. – Dissertation, Insti-tut für Waldbau, Universität Göttin-gen, 163 S.

Griese, F. (1990): Vorläufige Bestandes-inventur in Naturwäldern. – „Unver-off. Manuskript.“

Hanelt, P. (1977): Ökologische und sy-stematische Aspekte der Lebens-dauer von Samen. – Biologische Rundschau 15, S. 81–91.

Hanstein, U.; Sturm, K. (1986): Wald-biotopkartierung im Forstamt Sell-horn – Naturschutzgebiet Lünebur-ger Heide. – Aus dem Walde 40, Mit-teilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, 194 S.

Hill, M. O.; Stevens, P. A. (1981): The Density Of Viable Seed In Soils Of Forest Plantations In Upland Britain. – Journal of Ecology 69, S. 693–709.

Hofmann, G.; Jenssen, M. (1999): Quan-tifizierung der Naturnähe als Grund-lage für Waldumbaumaßnahmen. – Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 11, S. 575–578.

Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemero-chore Pflanzenarten. Ein terminolo-gischer Reformversuch. – Acta Socie-tas pro Fauna et Flora Fennoscandia 72 (11), S. 1–15.

- Jenssen, M.; Hofmann, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). – Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 30, S. 114–124.
- Jödicke, K.; Trautz, D. (1994): Veränderungen der Samenbank im Boden von Ackerbrachen. – Natur und Landschaft 69 (6), S. 258–264.
- Koperski, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen. 2. Fassung vom 1. 1. 1999 – In: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.): Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1, 76 S.
- Korpel, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – 310 S., Stuttgart u. a.
- Leibundgut, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft, 260 S. Bern.
- Mane, S.; Fischer, H. (1999): Überführung von Buchen-Hallenbeständen in struktur- und artenreiche Mischwälder. Ein Fallbeispiel aus dem Forstamt Wippra. – Wald in Sachsen-Anhalt 5, 70 S.
- Michiels, H. G. (1999): Naturnähe der Waldentwicklungstypen in Baden-Württemberg. – Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 16, S. 866–868.
- Möller, G. (1993): Schlüsselstrukturen und Leitarten in Alt- und Totholzlebensräumen unter besonderer Berücksichtigung der Hauptbaumarten des NSG Lüneburger Heide und der Ordnung Coleoptera-Käfer. – 12 S. „Unveröff. Manuskript.“
- Otto, H. J. (1993): Der dynamische Wald. Ökologische Grundlagen des naturnahen Waldbaus. – Forst und Holz 12, S. 331–335.
- Otto, H. J. (1994a): Waldökologie. – 391 S., Stuttgart.
- Parker, V. T. (1989): Pattern And Process In The Dynamic Of Seed Banks. – In: Leck, M. A.; Parker V. T.; Simpson, R. L. (ed.): Ecology Of Soil Seed Banks, S. 367–384, San Diego.
- Pickett, S. T. A.; Parker, T.; Fiedler, P. (1992): The New Paradigm In Ecology: Implications For Conservation Biology Above The Species Level. – In: Fiedler, P. L.; Jain, S. K. (eds): Conservation Biology. – S. 65–88, New York u. a.
- Piroznikow, E. (1983): Seed Bank In The Soil Of Stabilized Ecosystem Of A Deciduous Forest (*Tilio-Carpinetum* In The Bialowieza National Park – Ekologia Polska 31 (1), S. 145–172.
- Plachter, H. (1990): Naturschutz. – 463 S., Stuttgart
- Plachter, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26, S. 287–303, Stuttgart.
- Prietz, U. (1994): Praxisorientiertes Verfahren zur Totholzaufnahme in Wirtschaftswäldern – Allgemeine Forstzeitschrift 2, S. 96–98.
- Reif, A. (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8, 239–250.
- Remmert, H. (1990): Naturschutz. – 2. Aufl., 202 S., Berlin, u. a.
- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. – Laufener Seminarbeiträge 5, S. 5–15, Laufen/Salzach.
- Rothmaler, W. (1990): Exkursionsflora. – 8. Aufl., Band 4, 811 S., Berlin.
- Schaefer, Fr.; Meyer-Lattke, R. (1988): Erläuterungen zum Standortkartierungswerk für das Forstamt Sellhorn, 269 S., Göttingen
- Schmidt, P. A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? – Forstwissenschaftliches Zentralblatt 117, S. 193–205.
- Schmidt, W. (1998): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30, S. 242–249.
- Schmidt, W. (1994): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brackackern – Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scripta Geobotanica 20, Sonderdruck, Festband Heinz Ellenberg: Vom Wechsel des Pflanzenkleids, S. 65–104.
- Schober, R. (1975): Ertragstabellen wichtiger Baumarten. 154 S., Frankfurt/M.
- Smejkal, G. M.; Bindu, C.; Visoiu-Smejkal, D. (1997): Banater Urwälder. – Miron Verlag, Temesvar, 198 S.
- Stöcker, G. (1997): Struktur und Dynamik der Berg-Fichtenwälder im Hochharz. – Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover 139, S. 31–61.
- Sturm, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2 (3), S. 181–192.
- Sturm, K.; Westphal, C. (1992): Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland. – Minister für Wirtschaft im Saarland, 194 S. „Unveröff. Manuskript.“
- Sukopp, H. (1976): Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. – In: Sukopp, H.; Trautmann, W. (Hrsg.): Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, 10, S. 9–26.
- Tabaku, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. – Dissertation der Georg-August-Universität Göttingen, 180 S. + Anhang.
- Tüxen, R. (1957): Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angewandte Pflanzensoziologie 13, S. 5–42, Stolzenau.
- Usher, M. B.; Erz, W. (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – 340 S.; Heidelberg, Wiesbaden.
- Vullmer, H. (1996): Untersuchungen zum Vorkommen von Moosen in ausgewählten historisch alten Wäldern im NSG Lüneburger Heide. – Studie im Auftrag der Alfred-Toepfer-Akademie, 62 S. Schneverdingen
- Walhardt, R.; Schmidt, W. (1993): Vegetationsentwicklung junger selbstbegrünter Ackerbrachen und Beziehungen zum Stickstoff-Haushalt. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 22, S. 175–182.
- Westphal, C. (2002 in prep.): Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). – Dissertation der Universität Lüneburg, 189 S. + Anhang.
- Wieckhorst, W. (1963–1985): Privataufzeichnungen des Haumeisters H. Wieckhorst. Unveröff. Manuskript.

Anschrift der Verfasserin

Dr. Christina Westphal
Universität Lüneburg
Institut für Ökologie und Umweltchemie
21332 Lüneburg
mail: westphal@uni-lueneburg.de

Anhang 1. Vorkommen und Häufigkeit der Moose im gesamten Untersuchungsgebiet (296 ha). Die Häufigkeit ergibt sich aus der Anzahl der Stichproben (n), in denen eine Art (mindestens) ein Vorkommen besitzt. Beim Substrat Boden: Anzahl aller Stichproben, beim Substrat Totholz: alle Stichproben, in denen Totholz kartiert wurde, Substrat Borke: alle Stichproben, auf denen lebende Bäume kartiert wurden, Substrat Windwurfhügel: Anzahl aller in den Stichproben kartierten Windwurfhügel.

Moosarten	Boden n = 1184	Totholz n = 1010	Rinde n = 1130	Wind- wurf- hügel n = 1262
<i>Hypnum cupressiforme</i>	865	710	413	696
<i>Dicranum scoparium</i>	661	376	141	377
<i>Campylopus flexuosus</i>	233	202	46	155
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	115	125	60	100
<i>Ptilidium ciliare</i>	85	66	59	41
<i>Ceratodon purpureus</i>	37	46	9	61
<i>Mnium hornum</i>	28	29	29	27
<i>Pleurozium schreberi</i>	743	295	30	474
<i>Polytrichum formosum</i>	548	167	15	523
<i>Brachythecium rutabulum</i>	491	397	135	185
<i>Dicranum polysetum</i>	266	20	6	84
<i>Scleropodium purum</i>	259	45	10	56
<i>Eurhynchium praelongum</i>	164	66	3	22
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	91	6	1	9
<i>Aulacomnium palustre</i>	85	7	–	7
<i>Leucobryum glaucum</i>	57	11	2	12
<i>Hylocomium splendens</i>	34	5	–	2
<i>Plagiothecium undulatum</i>	29	6	–	2
<i>Sphagnum fallax</i>	17	2	–	–
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	12	1	–	–
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	11	1	–	–
<i>Campylopus introflexus</i>	26	6	–	10
<i>Plagomnium affine</i>	10	1	–	–
<i>Lophocolea bidentata</i>	207	345	160	167
<i>Aulacomnium androgynum</i>	21	165	20	69
<i>Lophocolea heterophylla</i>	13	105	72	32
<i>Tetraphis pellucida</i>	3	80	21	30
<i>Herzogiella seligeri</i>	11	67	14	40
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	5	42	13	7
<i>Lepidozia reptans</i>	3	32	9	16
<i>Nowellia curvifolia</i>	1	9	–	–
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	–	7	2	–
<i>Orthodontium lineare</i>	47	366	578	190
<i>Orthodicranum montanum</i>	–	9	21	2
<i>Pohlia nutans</i>	173	232	50	373
<i>Dicranella heteromalla</i>	38	48	7	213
<i>Atrichum undulatum</i>	16	4	1	60
<i>Amblystegium serpens</i>	1	1	1	–
<i>Amblystegium varium</i>	–	1	–	–
<i>Barbula unguiculata</i>	–	1	2	–
<i>Bazzania trilobata</i>	–	–	1	–
<i>Brachythecium albicans</i>	–	–	2	1
<i>Brachythecium salebrosum</i>	–	–	2	2
<i>Bryum flaccidum</i>	–	–	2	–
<i>Calliergon cordifolium</i>	–	2	1	–
<i>Calliergon stramineum</i>	–	1	–	–
<i>Calypogeia mülleriana</i>	–	2	–	–
<i>Campylopus pyriformis</i>	16	14	1	2
<i>Dicranum fuscescens</i>	–	–	1	–
<i>Dicranum spurium</i>	2	–	–	–
<i>Funaria hygrometrica</i>	2	3	–	–

Moosarten	Boden n = 1184	Totholz n = 1010	Rinde n = 1130	Wind- wurf- hügel n = 1262
<i>Frullania dilatata</i>	–	–	1	–
<i>Frullania fragilifolia</i>	–	–	1	–
<i>Hypnum cupressiforme</i>	865	710	413	696
<i>Dicranum scoparium</i>	661	376	141	377
<i>Campylopus flexuosus</i>	233	202	46	155
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	115	125	60	100
<i>Ptilidium ciliare</i>	85	66	59	41
<i>Ceratodon purpureus</i>	37	46	9	61
<i>Mnium hornum</i>	28	29	29	27
<i>Pleurozium schreberi</i>	743	295	30	474
<i>Polytrichum formosum</i>	548	167	15	523
<i>Brachythecium rutabulum</i>	491	397	135	185
<i>Dicranum polysetum</i>	266	20	6	84
<i>Scleropodium purum</i>	259	45	10	56
<i>Eurhynchium praelongum</i>	164	66	3	22
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	91	6	1	9
<i>Aulacomnium palustre</i>	85	7	–	7
<i>Leucobryum glaucum</i>	57	11	2	12
<i>Hylocomium splendens</i>	34	5	–	2
<i>Plagiothecium undulatum</i>	29	6	–	2
<i>Sphagnum fallax</i>	17	2	–	–
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	12	1	–	–
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	11	1	–	–
<i>Homalothecium sericeum</i>	2	–	2	–
<i>Isopachys bicrenatus</i>	–	3	–	1
<i>Isopterygium elegans</i>	–	2	1	–
<i>Isoetium myosuroides</i>	–	–	2	–
<i>Leptodontium flexifolium</i>	1	–	–	–
<i>Metzgeria furcata</i>	–	–	3	–
<i>Neckera complanata</i>	–	–	2	–
<i>Oligotrichum hercynicum</i>	1	1	–	–
<i>Orthotrichum lyellii</i>	–	–	1	–
<i>Orthotrichum stramineum</i>	–	–	2	–
<i>Pellia epiphylla</i>	–	1	–	–
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	3	3	–	1
<i>Plagiothecium laetum</i>	–	–	2	3
<i>Plagiothecium succulentum</i>	–	–	1	–
<i>Plagomnium undulatum</i>	6	–	–	3
<i>Polytrichum juniperinum</i>	89	32	1	97
<i>Polytrichum piliferum</i>	3	–	–	4
<i>Porella platyphylla</i>	–	–	1	–
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	6	16	19	10
<i>Radula complanata</i>	–	–	1	–
<i>Sphagnum palustre</i>	3	–	–	–
<i>Sphagnum squarrosum</i>	1	–	–	–
<i>Tortula spec.</i>	–	–	1	–
<i>Thuidium tamariscinum</i>	5	1	1	–
<i>Zygodon viridissimus ssp. vulg.</i>	–	–	2	–
<i>Riccia fluitans</i>	1 Vorkommen auf Sonderstandort (Grabenrand der Este-Quelle)			

Anhang 2: Vorkommen der krautigen Gefäßpflanzen und Farne im Untersuchungsgebiet mit Angaben zur Waldaffinität (nach Rothmaler 1990, Waldaffinität: 1 = Waldart; 2 = Nichtwaldart; 3 = indifferente Art; X = nicht auf Artebene bestimmt) und zum N-Zeigerwert (nach Ellenberg 1992).

Art	Häufigkeit	Wald-affinität	N-Zeigerwert	Art	Häufigkeit	Wald-affinität	N-Zeigerwert
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1383	1	3	<i>Holcus mollis</i>	59	1	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1074	1	3	<i>Juncus effusus</i> (M)	53	3	4
<i>Dryopteris spec.</i>	1041	X	3	<i>Galium aparine</i> (A)	52	2	8
<i>Galium harycinum</i>	858	1	3	<i>Poa trivialis</i> (M)	49	1	2
<i>Molinia caerulea</i>	746	1	1	<i>Erica tetralix</i>	41	2	2
<i>Rubus idaeus</i>	729	1	6	<i>Lolium perenne</i> (M)	37	2	7
<i>Epilobium angustifolium</i>	608	1	8	<i>Veronica officinalis</i>	36	1	4
<i>Trientalis europaea</i>	472	1	2	<i>Hypericum perforatum</i>	27	1	3
<i>Calluna vulgaris</i>	359	1	1	<i>Melampyrum pratense</i>	27	1	2
<i>Rumex acetosella</i>	340	2	2	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	26	2	X
<i>Taraxacum officinale</i>	309	2	7	<i>Ranunculus repens</i>	25	1	X
<i>Galeopsis tetrahit</i>	232	1	6	<i>Cirsium arvense</i> (A/M)	25	3	7
<i>Urtica dioica</i>	186	1	8	<i>Luzula campestre</i>	24	2	2
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	173	1	5	<i>Stellaria uliginosa</i> (M)	22	1	4
<i>Senecio sylvaticus</i>	166	1	8	<i>Hieracium spec.</i>	21	X	X
<i>Stellaria media</i> (S)	152	1	8	<i>Hypochoeris radicata</i>	21	1	3
<i>Holcus lanatus</i> (M)	151	2	4	<i>Leontodon autumnalis</i> (M)	21	2	5
<i>Lonicera periclymenum</i>	147	1	6	<i>Agropyron repens</i> (M)	20	2	7
<i>Cerastium holosteoides</i> (M)	141	2	5	<i>Digitalis purpurea</i> (E)	20	3	6
<i>Carex pilulifera</i>	140	1	3	<i>Deschampsia cespitosa</i>	19	1	3
<i>Agrostis capillaris</i> (K)	137	1	4	<i>Epilobium palustre</i>	19	2	3
<i>Senecio spec.</i>	96	X	8	<i>Poa pratensis</i> (M)	19	2	6
<i>Moehringia trinervia</i>	92	1	7	<i>Sambucus nigra</i>	17	1	9
<i>Cirsium vulgare</i> (M)	89	3	8	<i>Tanacetum vulgare</i> (A)	17	2	5
<i>Epilobium montanum</i> (A)	84	1	6	<i>Hieracium pilosella</i> (K)	16	2	2
<i>Carex arenaria</i> (K)	75	1	2	<i>Luzula pilosa</i>	16	1	4
<i>Epilobium adenocaulon</i>	71	3	8	<i>Lysimachia vulgaris</i> (M)	15	1	8
<i>Oxalis acetosella</i>	70	1	6	<i>Poa annua</i>	13	2	8
<i>Conyza canadensis</i> (A)	12	3	5	<i>Hieracium lachenalii</i>	14	1	2
<i>Empetrum nigrum</i>	12	1	2	<i>Impatiens parviflora</i> (A)	4	1	6
<i>Vicia hirsuta</i> (K)	12	2	4	<i>Luzula multiflora</i>	4	2	3
<i>Dactylis glomerata</i>	11	2	6	<i>Mentha spec.</i>	4	X	X
<i>Festuca ovina</i>	11	1	1	<i>Peucedanum palustre</i>	4	1	4
<i>Polypodium vulgare</i>	11	1	2	<i>Polygonum lapathifolium</i>	4	2	8
<i>Rumex acetosa</i>	9	2	6	<i>Rumex obtusifolius</i> (M)	4	2	9
<i>Scutellaria galericulata</i>	9	1	6	<i>Senecio fuchsii</i>	4	1	8
<i>Stellaria graminea</i>	9	2	3	<i>Agrostis stolonifera</i>	3	2	5
<i>Vicia spec.</i>	9	X	X	<i>Cardamine armara</i> (M)	3	1	4
<i>Mycelis muralis</i>	8	1	6	<i>Corynephorus canescens</i> (K)	3	1	2
<i>Dryopteris filix-mas</i>	7	1	6	<i>Equisetum arvense</i>	3	1	3
<i>Myosotis arvensis</i> (S)	7	3	6	<i>Festuca pratensis</i> (M)	3	2	6
<i>Solanum dulcamara</i>	7	1	8	<i>Fagopyron esculentum</i>	3	2	X
<i>Torilis japonica</i> (A)	7	1	8	<i>Gnapalium sylvaticum</i>	3	3	6
<i>Athyrium filix-femina</i>	6	1	6	<i>Hypericum maculatum</i>	3	3	2
<i>Calamagrostis epigejos</i> (E)	6	2	3	<i>Lycopus europaeus</i>	3	1	7
<i>Galium album</i> (M)	6	2	X	<i>Poa nemoralis</i>	3	1	4
<i>Maianthemum bifolium</i>	6	1	3	<i>Potentilla erecta</i>	3	2	2
<i>Nardus stricta</i>	6	2	2	<i>Prunella vulgaris</i> (M)	3	2	X
<i>Scrophularia nodosa</i>	6	1	7	<i>Sarothamnus scoparius</i>	3	2	4
<i>Trifolium repens</i> (M)	6	2	6	<i>Spergula arvensis</i>	3	2	6
<i>Veronica chamaedrys</i> (M)	6	1	X	<i>Agrostis canina</i>	2	2	2

Anhang 2: Fortsetzung.

Art	Häufigkeit	Wald-affinität	N-Zeiger-wert	Art	Häufigkeit	Wald-affinität	N-Zeiger-wert
<i>Viola arvensis</i> (S)	6	2	X	<i>Arenaria serpyllifolium</i>	2	2	X
<i>Viola spec.</i>	6	X	X	<i>Artemisia vulgaris</i>	2	2	8
<i>Galium mollugo</i>	5	2	X	<i>Chelidonium majus</i>	2	3	6
<i>Carex nigra</i>	5	2	2	<i>Crepis spec.</i>	2	X	X
<i>Glechoma hederacea</i> (M/A)	5	1	7	<i>Danthonia decumbens</i>	2	1	2
<i>Hedera helix</i>	5	1	X	<i>Erodium cicutarium</i>	2	2	4
<i>Plantago lanceolata</i> (K)	5	2	X	<i>Euonymus europaea</i>	2	1	5
<i>Aegopodium podagraria</i>	4	3	8	<i>Fallopia convolvulus</i>	2	2	6
<i>Festuca rubra</i> (M)	2	2	X	<i>Juncus squarrosus</i>	1	2	1
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	2	2	1	<i>Leontodon hispidus</i>	1	2	6
<i>Geranium robertianum</i>	2	1	7	<i>Leucanthemum vulgare</i> (M)	1	2	8
<i>Geum urbanum</i>	2	1	7	<i>Lotus uliginosus</i> (M)	1	2	4
<i>Juncus bufonius</i>	2	2	4	<i>Lycopodium annotinum</i>	1	1	3
<i>Lamium purpureum</i>	2	2	7	<i>Myrica gale</i>	1	1	3
<i>Ornithopus sativus</i>	2	2	X	<i>Myosotis arvensis</i>	1	3	6
<i>Plantago major</i>	2	2	X	<i>Phragmites australis</i>	1	1	7
<i>Ranunculus flammula</i>	2	2	2	<i>Polygonum mite</i>	1	3	7
<i>Achillea millefolium</i>	1	2	5	<i>Polygonum persicaria</i>	1	2	3
<i>Agrostis coarctata</i>	1	2	1	<i>Pteridium aquilinum</i>	1	1	3
<i>Ajuga reptans</i>	1	1	6	<i>Reyntria japonica</i>	1	3	7
<i>Arum maculatum</i>	1	1	8	<i>Rosa canina</i>	1	1	8
<i>Barbarea vulgaris</i> (M)	1	2	6	<i>Rosa spec.</i>	1	X	X
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	1	1	5	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	1	2	6
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (S)	1	2	6	<i>Senecio viscosus</i>	1	2	4
<i>Chenopodium album</i>	1	2	7	<i>Senecio vulgaris</i>	1	3	4
<i>Convallaria majalis</i>	1	1	4	<i>Silene alba</i>	1	2	7
<i>Cotoneaster lucidus</i>	1	2	X	<i>Solidago canadensis</i> (A)	1	3	6
<i>Epilobium adnatum</i>	1	3	5	<i>Sonchus asper</i>	1	2	7
<i>Epipactis helleborine</i>	1	1	5	<i>Spergula morisonii</i>	1	1	2
<i>Galeopsis speciosa</i>	1	3	8	<i>Stachys palustris</i>	1	2	6
<i>Genista anglica</i>	1	1	X	<i>Vaccinium vitis - idea</i>	1	1	1
<i>Humulus lupulus</i>	1	1	8	<i>Veronica arvensis</i>	1	2	X
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1	6	<i>Vicia cracca</i>	1	3	X
<i>Jasione montana</i>	1	1	2	<i>Tussilago farfara</i>	1	2	X

Anhang 3: Überlebensfähigkeit von Samenbanken verschiedener Arten nach Literaturangaben.

<i>Achillea millefolium</i>	wenige Jahrzehnte (POSCHLOD 1993)
<i>Agrostis capillaris</i>	<45 Jahre (HILL & STEVENS 1981)
<i>Agrostis spec.</i>	40 Jahre (HILL & STEVENS 1981)
<i>Arabidopsis thaliana</i>	>5Jahre (MILBERG 1990)
<i>Calluna vulgaris:</i>	>50 Jahre (WARR et al. 1994)
<i>Carex pilulifera</i>	73 Jahre (GRANSTRÖM 1988)
<i>Carex spec.</i>	45 Jahre (HILL & STEVENS 1981)
<i>Chenopodium album</i>	>49 Jahre (MILBERG 1990)
<i>Conyza canadensis</i>	>11 Jahre (MILBERG 1990)
<i>Digitalis purpurea</i>	>50 Jahre (WARR et al. 1994)
<i>Epilobium angustifolium</i>	45 Jahre (WARR et al. 1994)
<i>Erica tetralix</i>	45 Jahre (HILL & STEVENS 1981)
<i>Erodium cicutarium</i>	>5 Jahre (MILBERG 1990)
<i>Juncus effusus:</i>	45 Jahre (HILL & STEVENS 1981)
<i>Juncus spec.</i>	>50 Jahre (WARR et al. 1994)
	73 Jahre (GRANSTRÖM 1988)
	>100 Jahre (Schätzung, HILL & STEVENS 1981)
	>50 Jahre (WARR et al. 1994)
<i>Hypericum perforatum</i>	>50 Jahre (WARR et al. 1994)
	60–70 Jahre (POSCHLOD 1993)
	90 Jahre (PETROV & PALKINA 1983)
<i>Hypericum spec.</i>	>50 Jahre (Schätzung, GRANSTRÖM 1988)
	>100 Jahre (Schätzung, HILL & STEVENS 1981)
<i>Rubus spec.</i>	>5 Jahre (MILBERG 1990)
	50 Jahre (Schätzung, MARKS 1974)
	50 Jahre (Schätzung, GRABER & THOMPSON 1978)
<i>Rumex acetosella</i>	20 Jahre (Schätzung, HILL & STEVENS 1981)
<i>Spergula arvensis</i>	>10 Jahre (MILBERG 1990)
<i>Stellaria media</i>	30 Jahre (MILBERG 1990)
<i>Urtica dioica</i>	20 Jahre (WARR et al. 1994)
<i>Vaccinium myrtillus</i>	5 Jahre (GRANSTRÖM 1988)
<i>Viola arvensis</i>	>20 Jahre (MILBERG 1990)

Zum Nährstoffhaushalt eines Eichen-Ökosystems in der Lüneburger Heide

von Henning Meeseburg, Karl Josef Meiwes und Peter Rademacher

1 Einleitung

Im Laufe der letzten Jahrzehnte sind in zunehmendem Maße Untersuchungen zum Nährstoffkreislauf von Wäldern durchgeführt worden. Ein Anlass dafür waren die hohen atmosphärischen Schwefeleinträge in den 70er und 80er Jahren. Aus dem Solling-Projekt hatten Ulrich et al. (1979) eine umfassende Studie vorgelegt, in der die negativen Folgen des sogenannten „Sauren Regens“ auf den Nährstoffkreislauf der Solling-Wälder und deren Stabilität eindrücklich dargelegt worden waren. Damals ergriff das Umweltbundesamt die Initiative, zu prüfen, ob die Ergebnisse aus dem Solling auch in anderen Regionen Gültigkeit hatten. Im Zuge dieser Aktivitäten wurde im Forstamt Sellhorn die Stoffbilanzfläche „Ehrhorn, Eiche“ eingerichtet. Diese Fläche wurde zunächst in wissenschaftlichen Projekten am Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen bearbeitet. 1992 wurde sie in das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm integriert; seit 2001 ist sie auch in das europäische Umweltmonitoring-Programm „Level II“ eingebunden. Die Arbeiten in diesen beiden Programmen werden von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt durchgeführt.

In dem hier vorliegenden Beitrag werden die wichtigsten Größen der Stoffbilanz vorgestellt und in Bezug auf die Stabilität des Nährstoffkreislaufes bewertet. Ferner wird auf die Veränderungen von Stoffeinträgen aus der Atmosphäre und deren Wirkung auf den Nährstoffhaushalt eingegangen.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Standortsbeschreibung

Bei der Dauerbeobachtungsfläche „Ehrhorn, Eiche“ handelt es sich um einen heute 120-jährigen Stieleichenbestand in

der Revierförsterei Heimbuch (Abt. 66 b) des niedersächsischen Forstamtes Sellhorn. Der Bestand ist vermutlich als Hutebestand auf einer Fläche angelegt worden, die vorher landwirtschaftlich genutzt wurde. In den 20er und 30er Jahren ist dieses Waldstück nachweislich als Waldweide genutzt worden. Das Ausgangsmaterial des Bodens ist Geschiebedecksand über Geschiebelehm. Der Bodentyp ist eine Podsol-Braunerde. Die Humusform ist ein Graswurzelhumus. Die Standortstypenbezeichnung nach dem Niedersächsischen Rahmenschema ist 41.3.36P2.

Die Untersuchungen umfassen alle quantitativ bedeutsamen Komponenten der Stoffbilanz des Eichen-Ökosystems, d.h. die Nährstoffeinträge und -austräge. Zu den Einträgen ins Ökosystem zählen die aus der Atmosphäre eingetragenen Nähr- und Schadstoffe sowie die bei der Verwitterung freigesetzten Nährelemente. Zu den Austrägen gehören die Stofffrachten, die mit dem Sickerwasser das System verlassen, und die Nährstoffmengen, die im Holz festgelegt werden und im Zuge der Holzernte entnommen werden.

Die atmosphärischen Stoffeinträge werden durch die Messung des Freilandniederschlags und der Kronentraufe erfasst (Meeseburg et al. 1997). In der Kronentraufe befinden sich die Stoffe, die aufgrund der Filterwirkung der Bestände im Kronenraum abgelagert werden, aber auch Stoffe, die mit dem Niederschlag aus der Krone ausgewaschen werden. Die Trennung dieser Komponenten erfolgt mit dem Kronenraummodell von Ulrich (1991).

Die Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes wird mit Saugsonden gewonnen (Meiwes et al. 1984). Die Entnahme der Bodenlösung erfolgt mit kontinuierlich angelegtem Unterdruck. Die Proben werden wöchentlich entnommen, zu Monatsmischproben vereinigt und chemisch analysiert. Die Sickerwassermengen wurden mit dem Wasserhaushaltsmodell SIMPEL berech-

net (Hörmann 1997). Die bodenphysikalischen Parameter für die Modellberechnung wurden aus den Ergebnissen einer Bodenprofilaufnahme geschätzt (Deutschmann, pers. Mitt.). Die für die Wasserhaushaltsberechnung notwendigen meteorologischen Daten wie Globalstrahlung, Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag werden seit 1994 an der Dauerbeobachtungsfläche gemessen. Für die Periode zwischen 1980 und 1994 und zur Ergänzung von fehlenden Daten aufgrund von Messausfällen wurden Übertragungsfunktionen zu den nächstgelegenen Stationen des Deutschen Wetterdienstes benutzt. Die Berechnung der Stoffausträge mit dem Sickerwasser erfolgt durch die Kombination der berechneten Wassermengen mit den gemessenen Elementkonzentrationen im Sickerwasser.

Die Verwitterungsraten wurden elementspezifisch mit dem biogeochemischen Modell Critical Load-PROFILE berechnet (Sverdrup & Warfvinge 1993; Becker 1999). In dem Modell werden aus den Daten des Mineralbestandes und anderer Bodeneigenschaften sowie aller relevanten Stoffflüsse die Freisetzungsraten für die Elemente Na, K, Mg und Ca geschätzt. Für die vorliegende Modellanwendung wurden die Mineralgehalte mittels eines normativen Verfahrens aus Gesamtaufschlussdaten berechnet (Tarrah et al. 2000). Die Festlegung von Nährstoffen in der Baumbiomasse wurde mittels einer Biomasseinventur getrennt für verschiedene Baumkompartimente ermittelt (Rademacher et al. 2001).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Schwefel

Der Schwefeleintrag war zu Beginn der 80er Jahre wesentlich höher (28 kg S/[ha*a]) als gegenwärtig (10 kg S/[ha*a]; Abb. 1). Im Bereich der Luftreinhalung sind große Anstrengungen unternommen worden, um die Schwefelemissionen zu senken. Dies spiegelt sich deutlich in den Messungen zum atmosphärischen Schwefeleintrag wider; der Schwefeleintrag hat sich während des Beobachtungszeitraumes mehr als halbiert. Für den Wald ist aktuell also die Belastung aus der Atmosphäre deutlich zurückgegangen. An den Daten des

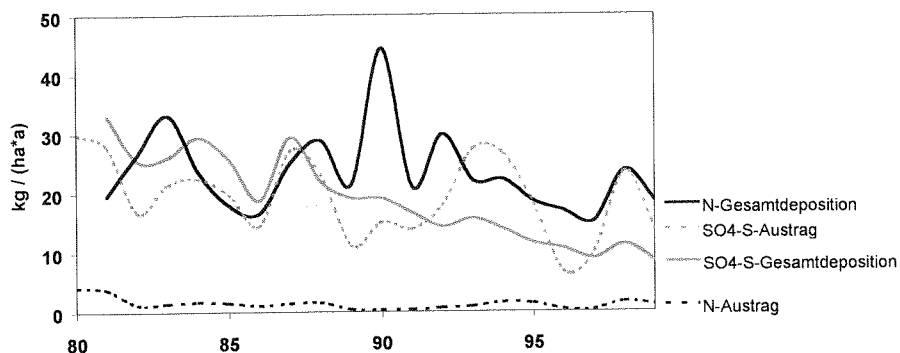


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf des jährlichen atmosphärischen Eintrags und des Sickerwasseraustrags von Schwefel und Stickstoff an der Dauerbeobachtungsfläche Ehrhorn, Eiche.

Schwefelaustrages mit dem Sickerwasser erkennt man, dass der Schwefelaustrag in den letzten Jahren höher war als der Schwefeleintrag. Das bedeutet, dass der in den letzten Jahrzehnten im Boden gespeicherte Schwefel langsam wieder freigesetzt wird. Dabei wird die Menge an Säure wieder freigesetzt, die vorher im Zuge der Schwefelspeicherung gepuffert wurde. Für die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit der Maßnahmen zur Luftreinhaltung bedeutet dies, dass die Wälder aktuell deutlich weniger aus der Atmosphäre belastet werden, dass sie aber noch einige Zeit den Folgen der Luftverschmutzung früherer Jahre ausgesetzt bleiben, so lange, bis der aufgespeicherte Schwefel wieder freigesetzt und mit dem Sickerwasser abtransportiert ist.

3.2 Stickstoff

Beim atmosphärischen Eintrag von Stickstoff ist, im Gegensatz zum Schwefel, kein abnehmender Trend zu beobachten (Abb. 1). Der Stickstoffeintrag ($18 \text{ kg N}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$) liegt deutlich über dem jährlichen Bedarf des Bestandes zur Bildung von Holz ($6 \text{ kg N}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$). Die

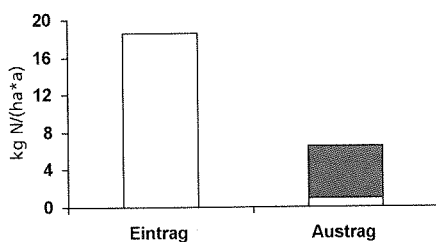


Abb. 2: Jährliche Bilanzgrößen des Stickstoffkreislaufs in einem Eichenbestand im NFA Sellhorn (Eintrag aus der Atmosphäre; Austrag: im unteren weißen Teil: Sickerwasseraustrag; im oberen dunklen Teil: Festlegung im Holz).

Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser belaufen sich auf etwa $1 \text{ kg N}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$ (Abb. 2). Auf Grund dieser Bilanzrechnung kommt es zu einer jährlichen Aufspeicherung von $11 \text{ kg N}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$. Mangels Messdaten ist die Emission von Lachgas (N_2O) in dieser Bilanz nicht enthalten. In Niedersachsen wurden auf sechs anderen Dauerbeobachtungsflächen $0,35 \text{ kg N}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$ in Form von Lachgas an die Atmosphäre abgegeben (Brumme et al. 1999).

In den letzten Jahren ist viel über die Bedeutung der hohen Stickstoffeinträge für die Waldökosysteme geforscht worden. Es deutet alles darauf hin, dass das Wachstum der Bäume durch das hohe Stickstoffangebot beschleunigt wird (Spieker et al. 1996). Daneben wirft der hohe Stickstoffeintrag eine ganze Reihe Fragen nach seiner Wirkung auf die Stabilität der Waldbestände auf. So können auf Grund des erhöhten Wachstums andere Nährstoffe ins Minimum geraten und Nährstoffungleichgewichte auftreten (Flückinger & Braun 1994). Es kann sich die Frostempfindlichkeit (Orloff & Schläpfer 1996) und auch das Risiko des Befalls mit biotischen Schadern erhöhen (Schmieden 1997) erhöhen. Diese möglichen Risiken der Destabilisierung unterstreichen die Notwendigkeit, dass man die Wälder aufmerksam beobachten muss. In dem hier untersuchten Eichenbestand ist der Ernährungszustand der Bäume ausgeglichen. Sie sind gut mit Stickstoff und mittelmäßig mit Phosphor, Kalium und Magnesium versorgt (bewertet nach BML 1997).

Ferner kann sich aufgrund erhöhter Stickstoffeinträge die Zusammensetzung der Kraut- und Strauchschicht ändern. Ein markantes Beispiel dafür ist im nordostdeutschen Tiefland die starke Ausbreitung von Sandrohr

und Drahtschmiele, die mit den Kiefern um das Wasser konkurrieren und die Verjüngung der Waldbestände erschweren (Hoffmann 1995).

3.3 Kalium

Ähnlich wie die Stickstoffbilanz ist auch die Bilanz des Kaliums positiv (Abb. 3); die Kaliumeinträge ins System sind um 15 % höher als die Austräge. Als Bilanzgröße spielt beim Kalium die Freisetzung mit der Verwitterung eine wichtige Rolle. Sie ist etwa so hoch wie der Kaliumeintrag aus der Atmosphäre (Abb. 3, linke Säule). Kalium wird vor allem bei der Verwitterung der Tonminerale freigesetzt. Wenn unter sauren Bodenbedingungen verstärkt Aluminium freigesetzt wird, kann sich dieses im Zwischenschichtraum der Tonminerale einlagern. Dabei wird der Zwischenschichtraum aufgeweitet und das dort vorhandene Kalium freigesetzt. Der Kaliumaustrag mit dem Sickerwasser ist vergleichsweise gering.

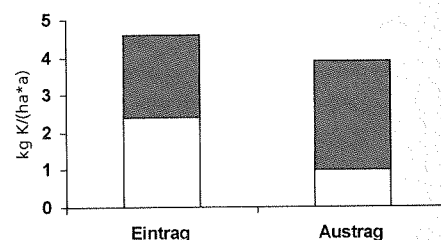


Abb. 3: Jährliche Bilanzgrößen des Kaliumkreislaufs in einem Eichenbestand im NFA Sellhorn (Eintrag: im unteren weißen Teil: Eintrag aus der Atmosphäre, im oberen dunklen Teil: Eintrag durch Verwitterung; Austrag: im unteren weißen Teil: Sickerwasseraustrag; im oberen dunklen Teil: Festlegung im Holz).

3.4 Calcium und Magnesium

Im Gegensatz zu Stickstoff und Kalium sind die Bilanzen von Magnesium und von Calcium negativ. Besonders markant ist der Fall des Calciums (Abb. 4); hier ist der Negativbetrag der Bilanz ($9 \text{ kg Ca}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$) drei mal so groß wie der Eintrag ($3 \text{ kg Ca}/[\text{ha} \cdot \text{a}]$). Die Freisetzung von Calcium durch die Verwitterung spielt eine untergeordnete Rolle. Die Calciumzufuhr erfolgt fast ausschließlich (zu 88 %) über die Atmosphäre. Beim gegenwärtigen Stand des atmosphärischen Eintrages von Säure

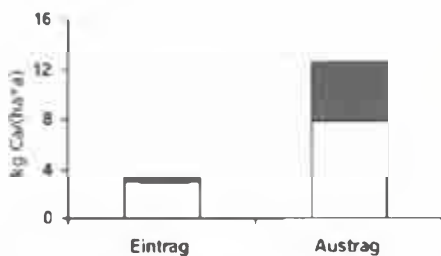


Abb. 4: Jährliche Bilanzgrößen des Calciumkreislaufs in einem Eichenbestand im NFA Sellhorn (Eintrag: im unteren weißen Teil: Eintrag aus der Atmosphäre, im oberen dunklen Teil: Eintrag durch Verwitterung; Austrag: im unteren weißen Teil: Sickerwasseraustrag; im oberen dunklen Teil: Festlegung im Holz).

und von Calcium und bei einer normalen Nutzung des Derbholzes ist damit zu rechnen, dass der Boden weiter an Calcium verarmt.

Beim Magnesium (Abb. 5) ist die Situation nicht so dramatisch wie beim Calcium; der Negativbetrag der Magnesiumbilanz ($1,2 \text{ kg Mg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) liegt bei zwei Dritteln des gesamten Magnesiumeintrags ($1,8 \text{ kg Mg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$). Die Verwitterung spielt bei der Magnesiumzufuhr eine größere Rolle, als es bei Calcium der Fall ist; etwa ein Viertel des Magnesiumeintrags kommt über die Verwitterung. Bei der ökologischen Bewertung des Magnesiumkreislaufs kommt im Vergleich zum Calcium allerdings erschwerend hinzu, dass Magnesium an den Austauscherplätzen der Tonminerale und des Humus nicht so fest gebunden wird wie Calcium. Dem entsprechend ist der Bilanzanteil des Magnesiums, der mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird, verhältnismäßig hoch.

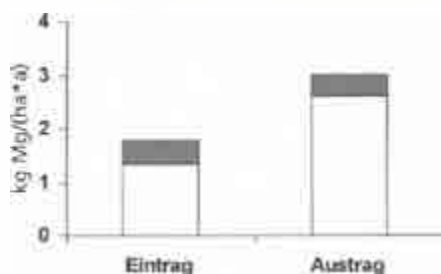


Abb. 5: Jährliche Bilanzgrößen des Magnesiumkreislaufs in einem Eichenbestand im NFA Sellhorn (Eintrag: im unteren weißen Teil: Eintrag aus der Atmosphäre, im oberen dunklen Teil: Eintrag durch Verwitterung; Austrag: im unteren weißen Teil: Sickerwasseraustrag; im oberen dunklen Teil: Festlegung im Holz).

3.5 Szenarien

Die oben vorgestellten Elementbilanzen stellen den augenblicklichen Zustand dar. Die Rahmenbedingungen sind jedoch, wie auch bei den Schwefel-einträgen gezeigt wurde, mit der Zeit veränderlich.

Deswegen werden im Folgenden zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung Szenarien vorgestellt, in denen der atmosphärische Säureeintrag wie auch der Grad der Holzentnahme verändert wird.

Bei der Berechnung der Szenarien werden Bilanzen der oben behandelten Elemente simuliert; die Bilanzen der einzelnen Elemente werden in einem bodenchemischen Modell verknüpft, das die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung berechnet. Zur ökologischen Beurteilung der Ergebnisse wird, sozusagen als Messlatte, das Verhältnis von Calcium zu Aluminium (Ca/Al) in der Bodenlösung benutzt. Mit zunehmendem Verlust an Calcium und fortschreitender Bodenversauerung, die mit einer Erhöhung der Aluminium-Konzentrationen in der Bodenlösung verbunden ist, werden die Bedingungen für das Wachstum der Bäume ungünstiger. Das Risiko von Stress durch Aluminium steigt. Das Ca/Al -Verhältnis ist hierfür eine wichtige Kenngröße. Bei Ca/Al -Werten von < 1 ist das Risiko von Stress

durch Aluminium hoch (Cronan & Grigal 1995).

Im Jahre 2002 liegt das $\text{Ca}/\text{Verhältnis}$ im Bereich von 4 (Abb. 6); diese Situation ist also gemäß der Bewertung des Risikos von Aluminiumstress unbedenklich. Für die weitere Entwicklung sind vier Szenarien berechnet. Dabei werden hinsichtlich der Holzentnahme und damit hinsichtlich der Entnahme von basischen Nährstoffkationen (K , Ca , Mg) zwei Stufen unterschieden (a) Entnahme des Stammholzes plus 80 % des Astholzes ($> 7 \text{ cm}$ Durchmesser) und (b) Entnahme des Stammholzes plus 20 % Astholzes. Dem entsprechen nach forstlicher Terminologie 20 bzw. 80 % X-Holz, das bei der Holzernte am Standort liegen bleibt. Ferner wird bei der Berechnung der Szenarien der atmosphärische Säureeintrag variiert: (a) der Säureeintrag bleibt, wie er zur Zeit ist, und (b) er wird auf die Höhe abgesenkt, auf die sich die Bundesrepublik im Göteborgprotokoll der Genfer Luftreinhaltekonvention festgelegt hat (Reduktion der Emission der Säurebildner Schwefel um 90 %, Stickoxide um 59 % und Ammoniak um 27 %).

Abbildung 6 zeigt diese vier Szenarien:

- geringe Holzentnahme bei gleichbleibendem Säureeintrag
- geringe Holzentnahme bei vermindertem Säureeintrag

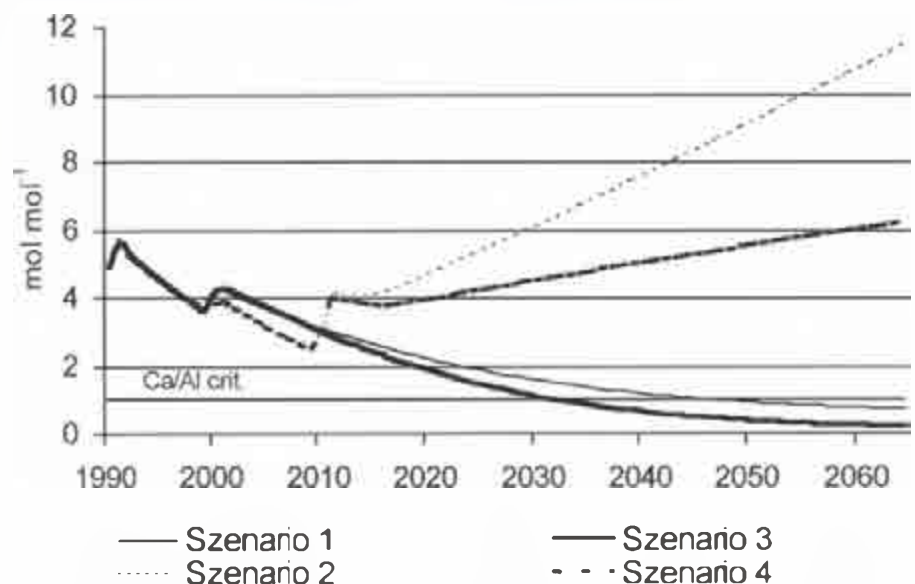


Abb. 6: Simulation (BEM-Modellierung) der zeitlichen Entwicklung des Ca/Al -Verhältnisses in der Bodenlösung ($\text{Ca}/\text{Al crit.}$ = kritischer Wert des Ca/Al -Verhältnisses, unterhalb dessen erhöhtes Risiko von toxischem Aluminium-Stress für Baumwurzeln, Erläuterungen zu den Szenarien befinden sich im Text).

- hohe Holzentnahme bei gleichbleibendem Säureeintrag
- hohe Holzentnahme bei verminder-tem Säureeintrag

Die Kurven der Szenarien 3 und 1, in denen der aktuelle Säureeintrag zu- grunde gelegt wird, unterschreiten nach diesen Berechnungen im Jahre 2035 bzw. 2050 die kritische Grenze des Ca/Al-Verhältnisses von 1. Bei diesen beiden Szenarien wird also der Bestand noch während der laufenden Umtriebs-zeit in den Bereich eines erhöhten Risi- kos von Stress durch saures Aluminium kommen. Die Einschränkung der forst- lichen Nutzung wirkt sich bei gleich bleibend hohem Säureeintrag nicht be- sondern entlastend auf das Risiko von Aluminiumstress aus. Erst die Verringe- rung des Säureeintrages (Szenario 4) wirkt sich vermindern auf dieses Risiko aus. Bei vermindertem Säureeintrag kommt auch die Einschränkung der forstlichen Nutzung (Szenario 2) stärker zur Wirkung.

4 Schlussfolgerungen

In dem untersuchten Eichen-Ökosystem wird die Bilanz der Nährstoffe zum gro- ßen Teil durch den atmosphärischen Stoffeintrag gesteuert. Der Schwefel- eintrag und damit der Säureeintrag ist in den letzten Jahren zurückgegangen. Die Säurebelastung des Waldes aus der Atmosphäre ist somit gegenüber den 80er Jahren deutlich verringert. Der im Boden gespeicherte Schwefel wird jetzt langsam freigesetzt, dabei wird Säure, die der Boden vorher gepuffert hat, jetzt wieder wirksam. Diese Säurebe- lastung hält so lange an, bis die aufge- speicherten Schwefelvorräte wieder ab- gebaut sind, was vermutlich noch einige Jahre dauern wird.

Nach der Bilanz der Stickstoffein- und -austräge wird jährlich eine be- trächtliche Menge Stickstoff im Boden aufgespeichert. Dadurch wird das Wuchspotential des Standortes erhöht. Der Waldboden ist jedoch keine unend- liche Senke für Stickstoff. Bei hohem Stickstoffangebot kann es zu vermeh- rtem Austrag mit dem Sickerwasser kom- men. Ferner ist es möglich, dass bei grö- ßeren Störungen wie z.B. einem Wind- wurf ein großer Teil des Stickstoffs, vor allem wenn er im Auflagehumus ge- speichert ist, sehr schnell wieder freige- setzt wird. In einer solchen Situation

kann viel Nitrat-Stickstoff mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Dies bedeutet nicht nur eine Nitratbe- lastung für das Grundwasser, sondern es führt auch zu einer starken Bodenver- sauerung. Chemisch betrachtet ist das Nitrat das Anion der Salpetersäure. Mit dem (anionischen) Nitrat im Sickerwas- ser werden auch die (kationischen) Nährstoffe Magnesium, Calcium und Kalium ausgewaschen; dies beruht auf dem chemischen Grundsatz des elektri- schen Ladungsausgleichs zwischen posi- tiv geladenen Kationen und negativ ge- ladenen Anionen.

Die Kaliumbilanz ist positiv. Der Bi- lanzüberschuss ist jedoch nicht so groß wie der des Stickstoffs. Da Kalium nicht wie der Stickstoff an Säure-Base-Reak- tionen beteiligt ist und Kalium auch nicht wie das Nitrat zu einer Kontami- nation des Grundwassers beiträgt, ist der Bilanzüberschuss an Kalium nicht kritisch zu beurteilen.

Problematisch sind dagegen die ne- gativen Bilanzen von Calcium und Mag- nesium. Besonders deutlich wird dies beim Calcium, wo der Austrag fast dop- pelt so hoch ist wie der Eintrag. Die Berechnung der Szenarien zeigt, dass, gemessen am Ca/Al-Verhältnis in der Bodenlösung, in den nächsten Jahr- zehnten eine Verschlechterung zu er- warten ist. Maßnahmen zur Stabilisie- rung des Calciumkreislaufs setzen nach den Modellrechnungen am effiziente- sten bei einer weiteren Verringerung der atmosphärischen Säureeinträge ein; erst in zweiter Linie kann man daran denken, die Entnahme von Holz zu ver- ringern. Im vorliegenden Fall ist sehr viel Calcium in der Rinde gespeichert. Da in diesem als Hutewald begründeten Bestand der Anteil des Kronenholzes sehr hoch ist, wirkt sich eine verringerte Nutzung des Astholzes (z.B. als Brenn- und Industrieholz) deutlich auf den Cal- ciumhaushalt aus. Eine weitere Mög- lichkeit, die Calcium- und die Magne- siumbilanz auszugleichen, besteht in der Kalkung. In Niedersachsen werden Standorte wie dieser normalerweise gekalkt.

Diese enge, sich nur auf den Nähr- stoffkreislauf des untersuchten Wald- ökosystems beziehende Betrachtung muss um globale Umweltaspekte er- weitert werden. Holz ist ein nachwach- sender Rohstoff, der unter anderem auch zur Energieerzeugung dienen kann.

Diese Verwendung des Holzes ist für die Kohlendioxidbilanz der Atmosphäre neutral, da das bei der Verbrennung freigesetzte Kohlendioxid von den Bäu- men vorher der Atmosphäre entzogen wurde. Mit der Nutzung des Holzes als Brennstoff kann jedoch auf einen ent- sprechenden Verbrauch fossiler Brenn- stoffe verzichtet werden, was einer Ent- lastung der Atmosphäre gleichkommt. Bleibt das schwache Astholz, anstatt es energetisch zu nutzen, am Standort lie- gen und wird es dort von Mikroorganismen zersetzt, ist die Kohlendioxidbilanz gleich der Bilanz bei der Verbrennung, nur geht die natürliche Kohlendioxid- freisetzung wesentlich langsamer, und es wird kein fossiler Brennstoff substitu- ert. Die Nutzung der gesamten oberir- dischen Baumbiomasse würde bei dem hier vorgestellten Eichenwald-Ökosys- tem allerdings die Nährstoffbilanzen verändern. Die positiven Bilanzen wür- den weniger positiv, die negativen noch negativer. Die positive Kaliumbilanz würde zu einer negativen. In einem sol- chen Fall müssten, um nachhaltig wirt- schaften zu können, die Nährstoffe mit der anfallenden Holzasche wieder in den Wald zurückgeführt werden.

Zu den globalen Umweltaspekten gehört auch, dass es sich bei den Wäl- dern in den gemäßigten Breiten um ver- gleichsweise stabile Systeme handelt, die Störungen besser verkraften kön- nen als boreale oder tropische Wälder. Man sollte deshalb eine intensive, nach- haltige Nutzung der Wälder der gemä- ßigten Breiten anstreben und die sensi- blen borealen und tropischen Waldöko- systeme eher schonen; denn das Prinzip der Nachhaltigkeit ist in den gemäßig- ten Breiten bei gleicher Nutzungsinten- sität eher einzuhalten als in den borea- len und tropischen Wäldern.

5 Zusammenfassung

In einem Eichen-Ökosystem haben die Schwefeleinträge aus der Atmosphäre in den letzten zehn Jahren deutlich ab- genommen. Die in den Jahren hoher Be- lastung im Boden aufgebauten Schwe- felvorräte werden jetzt freigesetzt und mit dem Sickerwasser ausgetragen. In- folge der hohen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre ist die Stickstoffbilanz positiv. Gemäß der Bilanzdaten wird verhältnismäßig viel Stickstoff im Boden gespeichert, der dessen Wuchspotential

steigert, aber auch gleichzeitig destabilisierende Aspekte hat. Problematisch sind die negativen Bilanzen von Magnesium und vor allem von Calcium. Szenario-Berechnungen zeigen, dass zur Stabilisierung des Calciumhaushaltes die Verminderung der Saureinträge aus der Atmosphäre wichtiger ist als eine Einschränkung der Holzentnahme. Die Waldkalkung stellt eine Möglichkeit dar, die negativen Bilanzen von Magnesium und Calcium auszugleichen.

6 Literatur

- Becker, R., 1999. Critical Load PROFILE 4.2 – Dokumentation Modell und Handbuch: <http://www.oekodata.com>
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten), 1997: Deutscher Waldbodenbericht 1996, Band I, Anhang II.
- Brumme, R., Borken, W. and Finke, S., 1999: Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 1137–1148.
- Cronan, C. and Grigal, D. F., 1995: Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* 24, 209–226.
- Flückinger, W. und Braun, S., 1994: Waldschaden-Bericht. Untersuchungen in Buchendauerbeobachtungsflächen 1984–1993. Im Auftrag der Kantone Aargau, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Bern, Solothurn, Zug und Zürich. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.
- Hoffmann, G., 1995: Zur Wirkung von Stickstoffeinträgen auf die Vegetation nordostdeutscher Kiefernwaldungen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), *Wirkungskomplex Stickstoff und Wald*. Texte 25, 20–29.
- Hörmann, G., 1997. SIMPEL – ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwasserhaushaltsmodell zum Einsatz in der Ausbildung. *Dt. Gewässerkundl. Mitteilungen* 41, 67–72.
- Meesenburg, H., Meiwes, K. J., Schulze, A. u. Rademacher, P., 1997: Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Böden, Arbeitshefte Boden, Heft 2, 77–93.
- Meiwes, K. J., Hauhs, M., Gerke, H., Asche, N., Matzner, E. und Lamersdorf, N., 1984: Die Erfassung des Ionenkreislaufs – Konzept und Methodik. *Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben* Göttingen, Bd. 7, 70–142.
- Ortloff, W. und Schlaepfer, R., 1996: Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. *Allg. Forst- u. J. Ztg.* 167, 184–201.
- Rademacher, P., Meeseburg, H. und Müller-Using, B., 2001: Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. *Forstarchiv* 72, 43–54.
- Schmieden, U., 1997: Forstpflanzenphysiologie. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), *Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982–1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden*. Berichte 6/97, Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp 15–146.
- Spieker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. and Skovsgaard, J. (eds.), 1996: *Growth trends in European forests*. Springer, Berlin, pp 1–372.
- Sverdrup, H. and Warfvinge, P., 1993: Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Appl. Geochemistry* 8, 273–283.
- Tarrah, J., Meeseburg, H., Meiwes, K. J. und Butz-Braun, R., 2000: Untersuchungen zum modalen und normativen Mineralbestand altpleistozäner Substrate unter besonderer Berücksichtigung smektitischer und vermiculitischer Phasen. *Ber. der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe* 7, Zürich, 266–274.
- Ulrich, B., 1991: Rechenweg zu Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen – Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme*. Reihe B, 24, 204–210.
- Ulrich, B., Mayer, R. und Khanna, P. K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt*. Band 58.

Anschrift der Verfasser

Henning Meeseburg
Karl Josef Meiwes
Peter Rademacher
Nds. Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
Henning.Meesenburg@nfv.gwdg.de
meiwes@nfv.gwdg.de
Peter.Rademacher@nfv.gwdg.de



Die Stiftung wünscht sich Wälder ...

- ... in denen die ganze natürliche **Artenfülle** ihren **Lebensraum** findet.
- ... deren **Lebensgemeinschaft** sich nach den jeweiligen Boden- und Klimaverhältnissen entwickeln kann.
- ... deren **Pflege und Nutzung** auf den Schutz der Waldnatur Rücksicht nimmt.
- ... in denen **Förster, Naturschützer und Jäger gemeinsam** für dieses Ziel arbeiten.

Die Stiftung unterstützt und fördert ...

- ... die **Erforschung** der natürlichen Verhältnisse in den Wäldern und die menschlichen Einflüsse auf die Wälder.
 - ... die **Diskussion** und Verbreitung neuer waldökologischer **Erkenntnisse**.
 - ... **Umweltbildung** und **Waldpädagogik** vom Kindergarten bis zur Universität.
 - ... den **Schutz** seltener und gefährdeter Tiere und Pflanzen des Waldes oder von wertvollen Waldgebieten.
 - ... **Formen der Bewirtschaftung**, die der natürlichen Waldentwicklung besonders gut entsprechen.
- 

Die Stiftung sucht für diese Aufgaben und Ziele ...

- ... **Förderer**, die durch Zustiftung das Stiftungsvermögen und damit die Wirksamkeit erhöhen.
- ... **Spender**, die einmalig oder regelmäßig die Stiftungsmittel vermehren.
- ... **Waldfreunde**, die mit ihrer Spende ein bestimmtes Projekt unterstützen möchten.



Die Stiftung hofft auf Ihre Spende

Fischer-Dürr-Stiftung
Deutsche Bank Hamburg
BLZ 200 700 00
Konto 022 340 402

Die Stiftung ist gemeinnützig. Spenden
sind steuerlich absetzbar.