



Dezember 2006

A F S V
Waldökologie Online

Berichte
der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde

Karrer/Walentowski Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde

ISSN 1614-7103

URN urn:nbn:de:0041-afsv00015

Herausgeber dieses Bandes:
Gerhard Karrer
Helge Walentowski

Heft 3 Dezember 2006



Nr. 3, Dezember 2006

info@afsv.de

Freising-Weihenstephan

Prof. Dr. G. Karrer, Wien, Dr. H. Walentowski, Freising

Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde



Herausgeber dieses Bandes: Gerhard K a r r e r und Helge W a l e n t o w s k i. Für den Inhalt der Arbeiten sind die Verfasser allein verantwortlich.

Die Deutsche Bibliothek has archived the electronic publication "Waldökologie-online", which is now permanently available at <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0041-afsv00015>

Hinweise für Autoren

Hier werden ausschließlich Original-Arbeiten publiziert. Die Autoren werden gebeten, dies ausdrücklich in der Begleit-Mail zu bestätigen. Es werden Manuskripte zu allen klassischen und innovativen Themen der AFSV (www.afsv.de) angenommen. Die Veröffentlichung in Waldökologie-Online erfolgt als pdf-Datei. Über die Annahme der Beiträge wird aufgrund externer Gutachten entschieden (peer review-System). Wichtige Details:

- Manuskripte werden per E-Mail als Attachment eingereicht.
- Folgende Text-Formate werden akzeptiert: *.doc, *.rtf
- Beiträge werden überschrieben mit
 - Vorname und Name des/der Autors/en
 - Institution
 - Titel des Beitrags
- Abbildungen sind möglich in den Formaten *.jpg, *.gif, *.tif oder auch als Excel-Grafiken *.xls
Bitte immer auch die Original-Dateien einsenden!
- Beiträge können in Deutsch oder Englisch verfasst sein.
- Ein Abstract in Englisch (max. 1.000 Zeichen) sollte vorangestellt werden.

Redaktion / editors in chief:

Die Manuskripte senden Sie bitte per E-Mail an einen der Herausgeber:

- Prof. Dr. Gerhard **Karrer**, Universität für Bodenkultur Wien, Department für Integrative Biologie (H830), Gregor Mendelstr. 33, A-1180 Wien, e-mail: gerhard.karrer@boku.ac.at
- Dr. Helge **Walentowski**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising, e-mail: wal@lwf.uni-muenchen.de

Redaktions-Beirat / Co-ordinating editors:

- Prof. Dr. Jörg **Ewald**, Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft
- Prof. Dr. Anton **Fischer**, Technische Universität München, Fachgebiet für Geobotanik
- Prof. Dr. Georg **Grabherr**, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz
- Prof. Dr. Birgit **Kleinschmit**, Technische Universität Berlin, Fachgebiet für Geoinformationsverarbeitung in der Landschafts- und Umweltplanung
- Dr. Christian **Kölling**, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
- Dr. Hans-Gerhard **Michiels**, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- Prof. Dr. Albert **Reif**, Universität Freiburg, Waldbau-Institut
- Dr. Rainer **Schulz**, Universität Göttingen, Institut für Forstliche Biometrie und Informatik
- Rudolf **Seitz**, Aichach
- Prof. Dr. Peter A. **Schmidt**, Technische Universität Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz
- Prof. Dr. Wolfgang **Schmidt**, Universität Göttingen, Institut für Waldbau
- Dr. Peer Hajo **Schnitter**, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Fachbereich Naturschutz
- Prof. Dr. Winfried **Türk**, Fachhochschule Lippe und Höxter / Abt. Höxter, Fachgebiet Vegetationskunde
- Prof. Dr. Stefan **Zerbe**, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie

Copyright

Das Copyright für alle Web-Dokumente und Bilder liegt beim Journal Waldökologie-Online. Eine Folgerverwertung von Web-Dokumenten ist nur möglich, wenn die Redaktion ihr Einverständnis erklärt. Externe Links auf das Waldökologie-Online Journal sind ausdrücklich erwünscht. Eine unautorisierte Übernahme ganzer Seiten oder ganzer Beiträge oder auch Beitragsteile ist dagegen nicht zulässig. Für nicht-kommerzielle Ausbildungszwecke, insbesondere für Zwecke von Forschung, Lehre und Unterricht, können einzelne Materialien kopiert werden, solange eindeutig die Urhebererschaft der Autoren und der Übernahme aus dem Journal Waldökologie Online kenntlich gemacht werden.

Zitierweise

Bei Artikeln in Zeitschriften: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Abgekürzter Titel der Zeitschrift mit Bandzahl fettgedruckt, Heftnummer in Klammern und unterstrichen: Seitenzahlen.

Beispiel:

Aßmann, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Norwestdeutschen Tiefebene. NNA-Ber. **7** (3): 142-151.

Bei Büchern: Verfasser (in Kapitälchen, Vorname gekürzt), Erscheinungsjahr in Klammern: Titel der Arbeit. Auflage (nur von der 2. Auflage ab). Verlag, Erscheinungsort: Seitenzahl.

Beispiel:

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.

Zusätzlich können anschließend sowohl bei Artikeln als auch bei Büchern Internetadressen angegeben werden.

Beispiel:

Engelhard, J., Reif, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation und des Oberbodenzustandes durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. Waldökologie online 1: 29-56.

http://www.997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft1-5.pdf

Bestellung von waldökologie online als print on demand:

Waldökologie online kann auch in gedruckter Form im Format 17 x 24 cm bestellt werden („print on demand“). Ihre Bestellung richten Sie bitte an den Verlag **Kessel**, Eifelweg 37, 53424 Remagen-Oberwinter

Fax: 01212 – 512 382 426

e-mail: webmaster@forstbuch.de

homepage: www.forstbuch.de

Für den Schriftentausch bitten wir, folgende Anschrift zu verwenden.

Schriftentausch für die Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde,
c/o. Geschäftsführung, Am Hochanger 11, D-85354 Freising.

Liebe Leserinnen und Leser,

diesmal konnten Sie auf unserer Homepage (www.afsv.de) mitverfolgen, wie Heft 3 langsam bis zu seiner Endversion gewachsen ist. Mit unserer neuen Rubrik „Vorabveröffentlichungen“ haben wir uns von der starren Jahrbuch-Periodik gelöst. Es gibt keinen offiziellen Redaktionsschluss mehr. Manuskripte, die bereits frühzeitig im Jahr eingereicht werden und ein erfolgreiches Review-Prozess durchlaufen, stehen i.d.R. acht Wochen später online. Sobald 100 Seiten Umfang erreicht sind, ist automatisch ein neues Heft abgeschlossen.

Das Jahr 2006 haben wir für Profilbildung und Kooperationen genutzt. Seit dem 15.03.2006 ist die AFSV offiziell eine eigene Sektion im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten dem nationalen Zweig der IUFRO (*International Union of Forestry Research Organizations*). In Kooperation mit der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft wurde im September ein Workshop "Floristik und Geobotanik: Beiträge zu angewandten Fragestellungen" bestritten und eine enge Zusammenarbeit der Schriftenreihen vereinbart, veröffentlicht in TUEXENIA 27 (2007).

Wir möchten Sie außerdem gerne darauf aufmerksam machen, dass neben unserer reviewten Fachzeitschrift „Waldökologie online“ auf der AFSV-Homepage unter „AFSV-Jahrestagungen“ auch zahlreiche Exkursionsführer der letzten Jahre in Volltextversion zum Download zur Verfügung stehen.

Eine anregende und gewinnbringende Lektüre wünschen

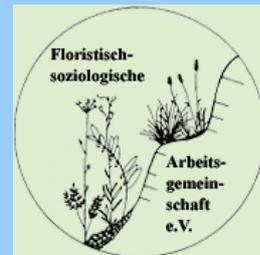
Gerhard Karrer & Helge Walentowski



Unsere Partner:



Deutscher Verband Forstlicher
Forschungsanstalten
<http://www.dvffa.de>



<http://www.tuexenia.de/>



<http://www.afz-derwald.de/>



<http://www.schaper-verlag.de/>

Archiv für
Naturschutz und
Landschaftsforschung

Archives of Nature Conservation and Landscape Research

<http://www.archivnatur.de/>

Forstliche Standorts- und Vegetationskunde

- BREM, A.: Die Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften..... 5
The effect of soil-properties on the changes in forest-acreage since 1900 in the Upper Bavarian Fünfseenland

Naturnähe-Indikatoren

- BRACKEL, W. von: Epiphytische Flechten in den Tannenwäldern am Taubenberg 31
Epiphytic lichens in fir forests at the Taubenberg
- STRÄTZ, C., MÜLLER, J.: Zur Bedeutung von Nadel- und Laubtotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtals, Nordbayern..... 43
Importance of coniferous and deciduous dead wood in colline beech forests for land gastropods in the valley "Wässernachtal" in Northern Bavaria
- MÜLLER-KROEHLING, S.: Ist der Gruben-Großlaufkäfer *Carabus variolosus nodulosus*, ein Taxon des Anhanges II der FFH-Richtlinie in Deutschland?..... 57
Should Carabus (variolosus) nodulosus be considered an annex-II-species of the Habitats Directive ?

Nationalparkforschung (Schwerpunkt Biodiversität)

- GROSSMANN, M.: Forschung im Nationalpark Hainich 63
Scientific Research in the Hainich National Park, Thuringia
- HUSS, J., BUTLER-MANNING, D.: Entwicklungsdynamik eines buchendominierten „Naturwald“-Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen..... 67
Developmental dynamics of a beech-dominated 'natural forest' – permanent observation site on limestone in the Hainich National Park, Thuringia
- MÖLDER, A., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., SCHMIDT, W.: Forest ecosystem research in Hainich National Park (Thuringia): First results on flora and vegetation in stands with contrasting tree species diversity..... 83

Nachrichten aus der Arbeitsgemeinschaft

- NAEDER, C., STUEBER, V.: Hubertus Wachter zum Gedenken..... 100
- Buchneuerscheinungen..... 101
- KARRER, G., WALENTOWSKI, H.: Gutachterliste 2004 bis 2006..... 102
List of Waldökologie online Reviewers
- WALENTOWSKI, H.: Kooperation „Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde/Waldökologie online“ und Floristisch-Soziologische Arbeitsgemeinschaft/TUEXENIA“ 103

Infobox:

Links zu diversen online-Bibliotheken und online-Journalen aus dem Themenbereich Forst / Waldökologie / Geobotanik finden Sie unter:

<http://www.metla.fi/info/vlib/Forestry/Category/Publications/Journals>

<http://agricola.nal.usda.gov/>

<http://www.gov.ns.ca/natr/publications/forpubs.htm>

<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben326.html>

<http://www.forum-geobotanicum.net/index.html>

<http://www.stz-rottenburg.de/biblio/onlinemagazine.htm>

<http://www.afsv.de>

Die Waldflächenentwicklung zwischen 1800 und 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften

Changes in forest acreage between 1800 and 2000 in the Upper Bavarian Fünfseenland and their dependence on site conditions

Andreas B r e m

Abstract

This paper quantifies changes in forest-acreage since the 19th century on the basis of historical cadastral maps and investigates the role of site conditions within the complex of circumstances influencing that development. As a study-area, the "Fünfseenland", Upper Bavaria, a popular recreation-area with valuable ecological landscape-structures situated close to the city of Munich, was chosen. The study contributes to the rational appreciation of conflicting economical and ecological values. A geographical information system satisfying high standards of accuracy was set up for this purpose. Intersection of historical and present-day woodland cover yielded the land cover categories afforested woodland, cleared woodland, permanent woodland and permanent open land. Effects of site-conditions on the development of forest-acreage were quantified by a preference index measuring the difference between the percentage of a soil-type's area in one of the land cover categories and the percentage of its total acreage in the whole study area. Since 1800, there has been a very small net increase of forest acreage for the total study area, from 38.1 % in 1800 to 38.3 % today. However, substantial displacements of wooded area are hidden in that figure: On 7.9 % of the woodlands were cleared since 1800, and afforestation took place on 8.2 % of the study area. Large forest areas were cleared in the north-eastern parts, situated closest to Munich, whereas large areas of new forest were created by afforestation in former clearings and at the edges of old forests in the western and south-western part of the study area. Only a certain part of those displacements can be explained by soil-properties. Since 1800 the major reason for afforestation was the abandonment of small agricultural businesses and pastures in public ownership. Abandoned acreages were often acquired by tycoons or aristocrats and afforested without consideration of soil-properties. As a consequence, the proportion of afforestations, which can be explained by soil-properties, is only 5.4 %. On the other hand 43.0 % of woodland clearings, can be explained by soil-properties, which appears to be more substantial. However, large parts of these soil-related clearings took place in the north-east of the study area (inlay map 3), where the statistical effect of soils is confounded with probable socio-economical effects of the expanding city of Munich. The GIS designed in this study, allows locating old forests and new forests with certain site conditions easily and accurately. It can be used as a base for future studies, inquiring the structure of plant and animal communities of old versus new forests and defining corresponding indicator species. The GIS offers the high precision needed for such studies, including every forested area larger than 0.1 hectare. The GIS offers practical uses for land-use administrations: The department of agriculture and forestry can use it for supporting decisions of clearing or afforestation. The departments of nature conservation and landscape planning can locate sensitive forest habitats. Thus, the influence of management on landscape-structure can be quantified and negative effects on the natural environment can be minimised.

1. Problemstellung und Zielsetzung

Quantitative Veränderungen der Waldfläche im Laufe der letzten beiden Jahrhunderte für bestimmte Gebiete gehen aus zahlreichen Arbeiten zur Kulturlandschaftsanalyse hervor, die auf der Grundlage von geographischen Informationssystemen (GIS) durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen beschäftigen sich in der Regel mit Flächenverschiebungen zwischen einzelnen Kulturarten und berücksichtigen standortkundliche Faktoren meist nicht oder nur indirekt. BENDER (2002, S.20 ff) beispielsweise verwendet pflanzensoziologische Aufnahmen im Gelände, um den Standort in seine Untersuchung mit einzubeziehen.

Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz wurde von GLASER (2004) eine deutschlandweite Erhebung historisch alter Waldstandorte durchgeführt, die sich mit der Analyse von Fläche und Baumartenzusammensetzung historisch alter und neuer Wälder beschäftigt. Daten zu Waldflächenverlusten, die für eine Bewertung der Waldflächenentwicklung unerlässlich sind, gehen daraus nicht direkt hervor. Daneben war es Ziel der Untersuchung von GLASER (2004), einen Datenbestand für weitergehende Fragestellungen aufzubauen. Das in dieser Untersuchung aufgebaute GIS ist bis zu einem Maßstab von 1:100.000 einsetzbar. Die Verwendbarkeit beschränkt sich daher auf großflächige, übersichtsartige Auswertungen (GLASER 2004, S. 123). UEBERFUHR & MIETKE (2003) haben für den Freistaat Sachsen eine Waldflächenbilanz von 1800 bis 2000 mit dem Zielmaßstab 1:50.000 erstellt. Ökologische Aspekte wurden dabei durch die Gliederung der Ergebnisse nach Wuchsbezirken berücksichtigt. Auf dieser Grundlage können jedoch keine qualitativen Aussagen über konkrete Waldflächen getroffen werden.

Eine GIS-basierte Untersuchung der Standortabhängigkeit der Waldflächenentwicklung liegt daher nahe, wurde aber bislang nur selten mit quantitativen Methoden in Angriff genommen (JANSEN 2005). Die kombinierte Nutzung historischer und aktueller Karten der Waldbedeckung mit bodenkundlichen Standortskarten vergleichbaren Maßstabs ist deshalb ein vielversprechender Ansatz. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher, am Beispiel des oberbayerischen Fünfseenlandes darzustellen, in wieweit die Standortseigenschaften die Waldflächenentwicklung der letzten 200 Jahre beeinflusst haben.

Die Analyse gründet sich auf ein speziell für diesen Zweck erstelltes GIS. Als Datengrundlage dienen alte Flurkarten zur Rekonstruktion der Waldfläche von 1800, der aktuelle Stand der Waldfläche des Digitalen Basis-Landschaftsmodells und vektorisierte Bodenkarten im Maßstab 1:25.000. Das GIS ist bis zu einem Maßstab von 1:25.000 einsetzbar und liefert dadurch sehr detaillierte Informationen über die Beziehung zwischen Standort und Waldflächenentwicklung.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 20 km westlich von München und hat eine Gesamtausdehnung von etwa 230 km² (Abb. 3). Es liegt größtenteils in der submontanen Höhenstufe und umfasst Seehöhen von knapp 550 m ü.NN im Bereich der südlichen Münchner Schotterebene und im Ammerseebecken bis etwa 700 m n. N. in der Jungmoränenlandschaft.

Lediglich die Seenbecken, die nur einen kleinen Anteil am Untersuchungsgebiet haben, liegen nach VALENTOWSKI et al. (2004) klimabedingt in der kollinen Stufe. Die Durchschnittstemperatur liegt im Bereich der Seenbecken bei 7,5°C und im restlichen Untersuchungsgebiet bei etwa 7,0°C. Die Jahresniederschläge liegen, von Norden nach Süden zunehmend, zwischen 950 und 1.100 mm im Jahr.

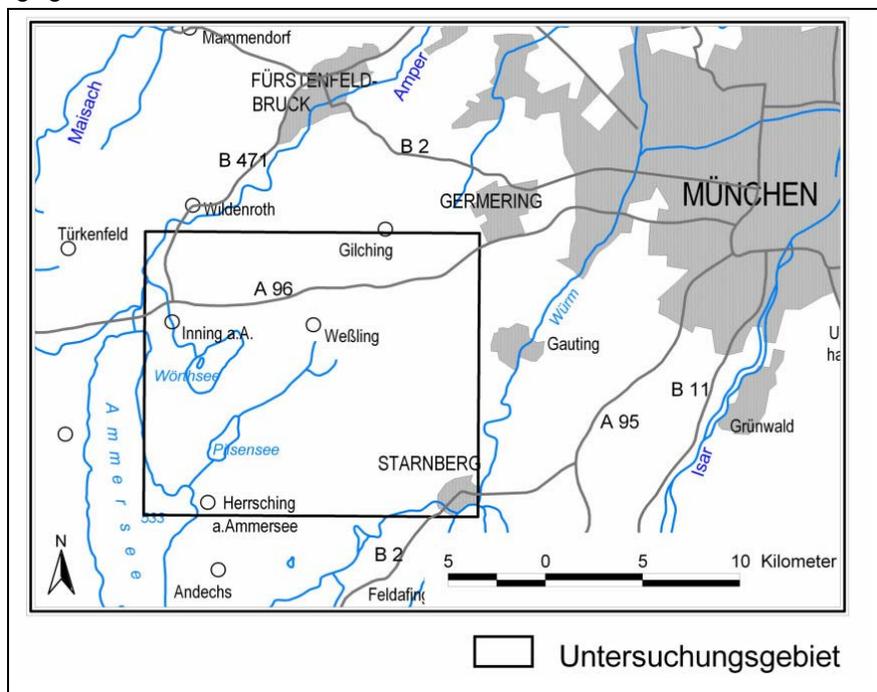


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Entsprechend der Datengrundlage für die Rekonstruktion der Waldfläche orientiert sich die Gebietsabgrenzung am Blattschnitt der bayerischen Katasterkarten und umfasst die Blätter 8 – 14 der Schichten II – VII im südwestlichen Quadranten.

2.1. Ergebnisse der Regionalplanung

Der ausgewählte, nördliche Teil des Oberbayerische Fünfseenlands eignet sich aufgrund seiner noch heute als ökologisch wertvoll eingestuften Landschaftsstruktur (REGIONALPLAN MÜNCHEN 2002, S. 18 ff) besonders für eine Untersuchung, die Einflüsse der Bodeneigenschaften auf die Waldflächenentwicklung der letzten 200 Jahre zum Gegenstand hat.

Der Regionalplan für die Planungsregion München weist den östlichen Teil des Untersuchungsgebietes als Stadt- und Umlandbereich des städtischen Verdichtungsraumes aus. In diesem Bereich liegt der Schwerpunkt der Regionalplanung in der Förderung der wirtschaftlichen Entwicklung. Ökologische Belange und Belange der Naherholung sollen dabei berücksichtigt werden (REGIONALPLAN MÜNCHEN 2002, S. 2). Der westliche Teil des Untersuchungsgebietes wird in der Regionalplanung zum ländlichen Raum gezählt. Hier soll die Wirtschafts- und Infrastruktur gefördert werden, wobei landschaftliche und kulturelle Besonderheiten sowie die Siedlungsstruktur erhalten bleiben sollen (REGIONALPLAN MÜNCHEN 2002, S. 2). Darüber hinaus sind wesentliche Teile des Untersuchungsgebietes in der Regionalplanung als Landschaftliche Vorbehaltsgebiete ausgewiesen. Durch ihren weitgehend intakten Naturhaushalt kommt diesen Gebieten eine besondere Bedeutung für Natur- und Landschaftsschutz zu (REGIONALPLAN MÜNCHEN 2002, S. 18 ff).

Der Kreuzlinger Forst und das Unterbrunner Holz reichen von Osten her in das Untersuchungsgebiet hinein. Sie zählen zu den großen Forsten in der Münchner Umgebung und sollen aufgrund ihrer Bedeutung für Klima- und Wasserhaushalt der Großstadt München erhalten bleiben. Sie sind bereits zur Ausweisung als Bannwald vorgeschlagen. Der übrige Teil des Untersuchungsgebietes zählt zum Landschaftlichen Vorbehaltsgebiet Landschaftsraum Fünfseen-Gebiet. Dieser Bereich um Ammersee, Wörthsee, Pilsensee und Weißlinger See ist eine der attraktivsten Landschaften in der Region München. Aufgrund des immensen Besucherdrucks, vor allem im Sommerhalbjahr, kommt es hier zu Konflikten mit den eigentlichen Zielen von Natur- und Landschaftsschutz. Das Naturschutzgebiet Herrschinger Moos und das zur Ausweisung als Naturschutzgebiet vorgeschlagene Schluifelder Moos zeichnen sich durch einen hohen Artenreichtum aus und bilden wichtige Brut- und Rastplätze für vom Aussterben bedrohte Vogelarten (REGIONALPLAN MÜNCHEN 2002, S. 28 ff). Aus dieser Beschreibung wird deutlich, dass in dem für die Untersuchung ausgewählten Gebiet gegensätzliche, ökologische und ökonomische Interessen aufeinanderprallen.

Die Untersuchung soll am Beispiel der Waldflächenentwicklung aufzuzeigen, ob und in wieweit die Standortfaktoren die Landschaftsentwicklung der letzten 200 Jahren in diesem Gebiet bestimmt haben. Auf der Grundlage des aufgebauten Informationssystems können darüber hinaus hinsichtlich ihrer Struktur und Artenzusammensetzung wertvolle alte Waldflächen ermittelt werden. Dadurch wird es ermöglicht, bei zukünftigen Eingriffen in die Landschaft diese wertvollen Flächen angemessen zu berücksichtigen und negative Konsequenzen für die Arten- und Biotopvielfalt zu reduzieren.

2.2. Forstliche Wuchsgebiete

Das Untersuchungsgebiet umfasst Teile der Teilwuchsbezirke 14.4/1 Westliche Kalkalpine Jungmoräne und 13.2/1 Südliche Münchner Schotterebene nach der Forstlichen Wuchsgebietsgliederung Bayerns (GULDER 2001). Die östlichen, stadtnahen Bereiche entfallen dabei auf den Teilwuchsbezirk Südliche Münchner Schotterebene, die westlichen, ländlich geprägten Bereiche auf die Westliche Kalkalpine Jungmoräne. Im Anhalt an WALENTOWSKI et al. (2004) lassen sich die vorkommenden Teilwuchsbezirke folgendermaßen charakterisieren:

Tab. 1: Charakterisierung der vorkommenden Teilwuchsbezirke, Quellen: WALENTOWSKI et al. (2004, S. 37, 39) und GULDER (2001), verändert.

Teilwuchsbezirk	14.4/1	13.2/1
Natürliche Baumartenzusammensetzung	Bu-Ta-(Fi) + (Elbh) + Fi + Es/SEr	Bu-(Ta) mit Fi
Basenangebot	mittel und hoch	mittel und hoch
Klimatönung	präalpid	präalpid
Höhenstufe	tiefmontan	submontan

Zeichenerklärung:

- : Hauptbaumarten gemischt, () : örtliches natürliches Vorkommen, + Hauptbaumarten auf verschiedenen Standorten, / Mischungstypen (ökologische Sonderbedingungen)

2.3. Landwirtschaftliche Produktionsverhältnisse

Das gesamte Untersuchungsgebiet zeichnet sich sowohl im Bereich des Teilwuchsbezirkes Südliche Münchner Schotterebene als auch in der Westlichen Kalkalpinen Jungmoräne durch einen im Vergleich zum Landesdurchschnitt leicht höheren Waldanteil aus. Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Kulturartenverteilung bestehen jedoch Unterschiede zwischen den beiden Teilwuchsbezirken. Bedingt durch Standortverhältnisse und Klima überwiegt im Bereich der Jungmoräne die Grünlandwirtschaft, wenn auch noch nicht in dem Maße wie in den Bereichen, die näher an den Alpen liegen. Hier nimmt Grünland 69,2 % der Produktionsfläche ein. In der Südlichen Münchner Schotterebene überwiegt dagegen aufgrund der guten Drainagewirkung der Schotterböden, die die hohen Niederschläge weitgehend ausgleichen, der Ackerbau. Der Grünlandanteil liegt hier mit nur 19,5 % deutlich niedriger als in der Jungmoräne (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 1986, S. 100 ff).

2.4. Historischer Kontext

An der Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert stand Bayern, wie ganz Mitteleuropa, unter dem Einfluss des aufklärerischen Geistes der französischen Revolution und erfuhr durch die Kriege, die ebenfalls von Frankreich ausgingen, eine politische und territoriale Neuordnung. Bayern entwickelte sich im Zuge dieser Strömungen unter Kurfürst Max IV. Joseph, ab 1806 König Max I. Joseph vom Kurfürstentum zum Königreich (SEEBERGER 2001, S. 9 ff). Neben dem aufklärerischen Geist, der vor allem in den Reformen des Ministers Maximilian Joseph Freiherr von Montgelas (1759 – 1838) zum Ausdruck kam, wurden auch die Ideen liberaler englischer Wirtschaftstheoretiker wie Adam Smith (1723 – 1790) aufgegriffen (BECK 2003, S. 152).

Entscheidend für die Entwicklung der Landschaft, und damit für die Entwicklung der Waldfläche, waren vor allem die Reformen im Bereich der Landwirtschaft. Sie wurden bereits in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts unter Kurfürst Karl IV. Theodor begonnen und später unter Kurfürst Max IV. Joseph weitergeführt. Joseph von Hazzi, bedeutender Agrarpolitiker seiner Zeit (SCHMID 2003, S. 13), wurde mit der Leitung der zu diesem Zweck gegründeten Deputation zur Förderung des Landeskulturwesens betraut (BECK 2003, S. 149). Ziel der Reformen war es, die häufig nur halbherzig bestellten Allmenden in Privateigentum umzuwandeln, um den künftigen Besitzern dadurch einen größeren Anreiz zur Produktion zu geben. BECK (2003, S. 151) bezeichnet den Vorgang der Aufteilung als „Entflechtung“ des Eigentums und die Produktivitätssteigerung der Bewirtschaftung, die man sich aus dieser Privatisierung erhoffte als Vorgänge der „Intensivierung“. Zu Letzterer zählen auch die zahlreichen, im Zuge der Reformen durchgeführten Kultivierungen von Ödländern. Eine solche Kultivierung ist aus dem Bereich des Untersuchungsgebietes mit der Trockenlegung des Schluifelder Mooses zu Beginn des 19. Jahrhunderts belegt. Seine Größe sank von ursprünglich etwa 30 ha auf nur mehr etwa 10 ha (BÜLOW 1988, S. 171).

Der Wald wurde zur Zeit dieser Wirtschaftsreformen als ein Kulturhindernis gesehen (MANTEL 1990, S. 67). Dies verdeutlichen die Berichte aus Joseph von Hazzis Beschreibung des Herzogtums Bayern. Dabei ist zu beachten, dass es sich dabei weniger um objektive Tatsachenberichte, als um subjektive Beschreibungen handelt, die den damaligen Zeitgeist wiedergeben (BECK 2003, S. 19). Die lößüberdeckte Hochterrassenlandschaft entlang dem Lech, nördlich von Landsberg entspricht demnach relativ genau den Wunschvorstellungen der damaligen Landesplaner:

„... 5/6 des Flächeninhalts sind gewiß kultiviert..., nur 1/6 als Moos, Weide und Holz anzunehmen. Alles wird beinahe zu Feldern benutzt, die mit allem Fleiß behandelt werden... Von allen Seiten werden Raine, Wiesen abgestochen und mit diesem ausgeschlagenen Koth der Acker überführt ...“ (BECK 2003, S. 20).

Die Moränenlandschaft westlich des Ammersees, die vom Landschaftsbild her mit derjenigen des Untersuchungsgebietes vergleichbar ist, scheint dem damaligen Ideal einer Kulturlandschaft hingegen nicht gerecht zu werden:

„ ... Das aufgeschwemmte, in Gries und Thon bestehende Terrain [enthält] nebst der Windach mehrere Bäche, Filze und Moos und einiges Gehügel ... [Die] Wege sind ... nicht zu passieren. Das Ganze hat ein wildes Aussehen. Die meistens großen, von Holz erbauten Dörfern sind von Waldungen umrungen und die Kirchen ragen wie aus Holzstößen hervor... Die Landwirthschaft ist hier schlecht bestellt und nimmt höchstens den dritten Theil ein – das übrige ist Wald, Weide oder Filz.“ (BECK 2003, S. 20).

Wirtschaftliche Interessen waren auch für die Lockerung der Rodungsbestimmungen in dieser Zeit verantwortlich. Mit dem Verkauf königlicher Forste wollte man die leeren Staatskassen wieder auffüllen. Nachhaltiges Wirtschaften und Zukunftsvorsorge blieben vorübergehend hinter diesen Interessen zurück. Die Umwandlung von Wäldern, auch verkauften Staatswäldern, in Offenlandflächen wurde in größerem Rahmen durchgeführt, um die landwirtschaftliche Nutzfläche zu vergrößern. Eine Holznot wurde dadurch offenbar nicht befürchtet, da aus den Rodungen genug Holz für die Versorgung der Bevölkerung erwartet wurde. Durch die Verknappung des Rohstoffes Holz erhoffte man sich sogar eine gewisse Preissteigerung und damit höhere Einnahmen aus der Forstwirtschaft (MANTEL 1990, S. 67 f). Für Bayern leitet MANTEL (1990, S. 68) aus den Staatswaldverkäufen bis 1831 mit etwa 25.000 ha einen ungefähren Anhaltspunkt für den Gesamtumfang der Rodungen ab.

Der Staatswaldverkauf wurde jedoch in Bayern nicht in dem Maße umgesetzt, wie es liberale Wirtschaftler dieser Zeit, z.B. Joseph von Hazzi, forderten. Zunächst beschränkte man sich auf Flächentausche, um vorhandene Flächen zu arrondieren, Kleinflächen abzustoßen und so die Effizienz der Bewirtschaftung zu steigern sowie auf die Ablösung bestehender Forstrechte (BAUER 2002, S. 242). Durch die späteren Kriege mit und gegen Frankreich und die damit verbundene Geldnot, wurden vorübergehend größere Flächen verkauft. Aufgrund des nur mäßigen finanziellen Erfolgs erlahmte das Verkaufsinteresse jedoch relativ schnell. Erst durch die großen Flächenzuwächse in der Folge der Säkularisierung wurde von landesherrlicher Stelle angeordnet, sämtliche Staatswaldflächen zu veräußern, die nicht für den Betrieb staatlicher Industrien benötigt wurden oder die ungünstig lagen und schlecht arrondiert waren (BAUER 2002, S. 242 f). Die im östlichen Teil des Untersuchungsgebiets gelegenen großen Staatswaldkomplexe Unterbrunner Holz, Staatsforst Unterbrunn und Kreuzlinger Forst waren von diesen Veräußerungen und Rodungen nicht betroffen.

Den Rodungen standen um 1800 örtlich auch Waldflächenmehrungen durch Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen gegenüber. Zunächst wurden vor allem Weideflächen aufgeforstet, die aufgrund der Stallhaltung, die mit Einführung des Hackfruchtanbaus als Brache und der Ablösung der Dreifelderwirtschaft durch komplexere Fruchtfolgen einherging, nicht mehr benötigt wurden. Von dieser Entwicklung waren vor allem Allmendeweiden betroffen (MANTEL 1990, S. 68 f). Welchen Umfang Rodungen und Aufforstungen zum Beginn des 19. Jahrhunderts annehmen und ob es sich dabei um großflächige Eingriffe oder eher kleine Arrondierungen vorhandener Flächen handelt, ist unklar (HASEL 1985, S. 57). Für den Bereich des Untersuchungsgebietes gibt VON HAZZI (1801-1808) lediglich an, dass Wald, Weide und Moose zusammen 2/3 der Fläche einnehmen.

Die oben beschriebene Auflockerung der Rodungsbeschränkungen im Zuge der Landeskulturreform von 1800 hielt sich noch etwa bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts. Damals kam es durch Getreideimporte aus Übersee zu einem enormen Preisverfall in der Landwirtschaft und als Folge daraus zu einer schweren Agrarkrise (HASEL 1985, S. 56 f). Von dieser Krise waren jedoch hauptsächlich Betriebe in klimatisch wenig begünstigten Gebieten, vor allem in den hohen Mittelgebirgen und den Alpen betroffen.

Im 20. Jahrhundert ist der Hauptfaktor für die Waldflächenentwicklung der Flächenbedarf für Verkehr, Siedlungen und Gewerbe, der angesichts der steigenden Bevölkerungszahlen und der wirtschaftlichen Entwicklung zunahm. Rodungen zugunsten der Landwirtschaft beschränken sich auf Einzelfälle. Eine letzte große Rodungswelle drohte infolge des Nahrungsmangels und der Agrarreformgesetze nach dem zweiten Weltkrieg (MANTEL 1990, S. 69 f). Für das Untersuchungsgebiet ließen sich jedoch keine Rodungsflächen ermitteln, die auf die Zeit direkt nach dem Krieg zurückzuführen sind.

Zu Aufforstungen kam es im späten 19. und 20. Jahrhundert vereinzelt durch den Bankrott von landwirtschaftlichen Klein(st)betrieben im Zuge der zunehmenden Mechanisierung der Landwirtschaft. Frei werdende Flächen wurden häufig von zahlungskräftigen Industriellen aus Gründen der sozialen Repräsentation (z.B. Jagd) und wegen der steigenden Nadelholzpreise aufgekauft. Auch der Staat erwarb viele der aufgegebenen Flächen. Neben den steigenden Holzpreisen waren hier vor allem forst- und agrarpolitische Motive maßgebend (MANTEL 1990, S. 69).

Im Bezug auf die Waldfläche ist Ende des 20. Jahrhunderts großräumig betrachtet ein Gleichgewichtszustand erreicht ist, den man unter anderem durch die Bestimmungen der Waldgesetze zu Rodung und Aufforstung zu halten versucht. Lokal herrschen jedoch große Unterschiede hinsichtlich des Waldflächenanteils (HASEL 1985, S. 58). Dabei kann zwischen dicht besiedelten, hauptsächlich industriell und gewerblich geprägten, waldarmen und landwirtschaftlich genutzten, walddreicheren Regionen unterschieden werden (MANTEL 1990, S. 70).

3. Material und Methode

3.1. Begriffsdefinition Wald

Für die Untersuchung der Waldflächenentwicklung ist es notwendig, den Begriff Wald eindeutig zu definieren. In der vorliegenden Arbeit wurde als Grundlage die Mindestgröße für Waldflächen des Digitalen Basis-Landschaftsmodells aus ATKIS-OK (2003) verwendet. Diese erfasst sämtliche Flächen, die größer als 1.000 m² sind, als Waldflächen. Sie wird zwar der Definition von Wald als Ökosystem (MITSCHERLICH 1970) nur bedingt gerecht, berücksichtigt aber sämtliche mit Waldbäumen bestockte Flächen, die den Status Wald nach BAYWALDG (2005) genießen und auf die die Regelungen dieses Gesetzes Anwendung finden. Schmalflächen, die in der Realität keine Waldflächen, sondern Baumreihen darstellen, wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Als Kriterium wurde eine Mindestbreite von 35 m für Waldflächen festgelegt, da diese in etwa dem Durchmesser einer kreisförmigen Fläche mit 1.000 m² Flächeninhalt entspricht.

3.2. Verwendetes Kartenmaterial

Aus Gründen der Genauigkeit wurden zur Rekonstruktion der Waldfläche um 1800 die Flurkartenblätter 8 – 14 der Schichten II – VII im südwestlichen Quadranten der ersten bayerischen Katastervermessung zu Beginn des 19. Jahrhunderts verwendet. Sie weisen Lagefehler unter 2,50 m auf und erfüllen damit die Anforderungen des National Map Accuracy Standard, der für den Maßstab 1:50.000 als Toleranzgrenze 25 m für 90% der Objekte vorgibt (U.S.G.S., 2003). Auch die thematische Genauigkeit ist für die vorliegende Untersuchung ausreichend. Die Landnutzung wurden bei den Aufnahmarbeiten gemäß der tatsächlich vor Ort vorgefundene Kulturart kartiert (BENDER 2002, S. 26). Der heutige Stand der Waldfläche entspricht dem Digitalen Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) des bayerischen Landesamtes für Vermessung und Geoinformation, einem Produkt aus dem amtlichen topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS). Die wichtigsten Informationen zur Objektart Wald, Forst sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tab. 2: Informationen zu thematischer Genauigkeit und Lagegenauigkeit der Objektart Wald, Forst im Basis-DLM, Quellen: ATKIS-OK (2003) und BKG (2003/ 2005).

Objektart 4107 Wald, Forst	
Definition	Fläche, die mit Forstpflanzen bestockt ist
Erfassungskriterium	> = 0,1 ha
Objekttyp	flächenförmig
Thematische Genauigkeit	Keine Information verfügbar
Lagegenauigkeit	RMS = 10 m
Vollständigkeit	Keine Information verfügbar
Zeitliche Aktualität	1998 - 2003

Die Grundlage für die Untersuchung der Waldflächenentwicklung auf standortkundlicher Grundlage bildet die Konzeptbodenkarte 1:25.000 (KBK), weil sie als einzige großflächige Bodenkarte bereits in vektorisierter Form vorliegt (BIS BAYERN 2005). Die zu dieser Karte vom Bayerischen Geologischen Landesamt zu Verfügung gestellten Sachdaten zur Charakterisierung der vorkommenden Böden beschränken sich auf eine allgemein gehaltene Kartenlegende, mit deren Hilfe keine detaillierte Auswertung der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit von Standortseigenschaften möglich ist. Um dieses Defizit auszugleichen wurden die benötigten Kennwerte dem Ergänzungsband zur Standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000 München – Augsburg und Umgebung (SBK) (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 1986) entnommen.

Die Kombination dieser Sachdaten mit den Geometriedaten der KBK ist ohne große Probleme möglich, da die Systematik beider Kartenwerke weitgehend identisch ist. In der KBK werden lediglich einige Bodeneinheiten, die in der SBK zu einer Einheit zusammengefasst sind, genauer untergliedert. Die Gegenüberstellung der betroffenen Bodeneinheiten in Tabelle 3 verdeutlicht, dass ein Verlust an Genauigkeit durch die Kombination der beiden Kartenwerke praktisch nicht stattfindet.

Tab. 3: Gegenüberstellung der abweichenden Legendeneinheiten aus KBK und SBK, Quelle: BIS BAYERN (2005), verändert.

Konzeptbodenkarte 1:25:000		Standortkundliche Bodenkarte 1:50.000	
Legenden-Einheit	Beschreibung	Legenden-Einheit	Beschreibung
12a	Kolluvisol, örtlich pseudovergleyt oder vergleyt, aus lehmigen Abschwemmassen	12	Kolluvium, örtlich pseudovergleyt oder vergleyt, aus lehmigen Abschwemmassen, vorwiegend aus Lößlehm
16b	Braunerde-Pseudogley und Pseudo-gley aus Lößlehm bzw. Lößlehm mit Anteilen an Fremdmaterial unterschiedlicher Herkunft	16	Braunerde-Pseudogley und Pseudogley aus Lößlehm und Decklehm, z. T. aus Deckschichten unterschiedlicher Herkunft
48a	Braunerde aus lehmigem oder sandigem Molassematerial, verbreitet mit schwachem Kies- und Lößanteil, örtlich mit Lößlehm-Deckschicht (< 3 dm)	48	Braunerde aus lehmigem, fein- und mittelsandigem Molassematerial, verbreitet mit schwacher Kies- und Lößlehmbeimischung, örtlich mit Lößlehm-Deckschicht (< 4 dm)

3.3. Auswertungsmethode

Die Auswertung der Waldflächenentwicklung für das Untersuchungsgebiet soll einen Überblick über den Gang der Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 geben. Sie ist die Grundlage für alle weiteren, im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen. Zu diesem Zweck werden die Waldflächen von 1800, die aus den Kartenblättern der ersten bayerischen Katasteraufnahme rekonstruiert wurden, mit den Waldflächen aus dem Basis-DLM verschnitten. Daraus wird eine Waldflächenbilanz für das Untersuchungsgebiet erstellt, die Aufschluss darüber geben soll, wie sich der Waldanteil insgesamt verändert hat und welchen flächenmäßigen Umfang Rodungen und Aufforstungen einnehmen. Die aus der Verschneidung resultierenden Flächen werden dazu den drei Kategorien Waldflächenverlust, Waldflächenmehrung und Bestand Wald zugeordnet.

Die Auswertung der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit vom Standort stellt den Schwerpunkt der Arbeit dar. Auf der Grundlage der Waldflächenbilanz, die für das Untersuchungsgebiet erstellt wurde, wird durch eine Verschneidung mit der KBK ermittelt, ob es Standorte gibt, die aufgrund ihrer Bodeneigenschaften seit 1800 bevorzugt in einer bestimmten Weise genutzt wurden. In diesem und allen weiteren Untersuchungsansätzen werden die Flächen daher, im Gegensatz zur Untersuchung für das Gesamtgebiet, in die vier Kategorien Bestand Offenland (BO), Bestand Waldfläche (BW), Waldflächenverlust (WV) und Waldflächenmehrung (WM) unterteilt.

3.4. Ermittlung standortsbedingter Präferenzen

Die Präferenzen hinsichtlich der Waldflächenentwicklung für einzelne Bodeneinheiten wurden anhand eines von EWALD (2004, mündl. Mitteilung) vorgeschlagenen Index ermittelt. Dieser Index zeigt für jede Bodeneinheit die Abweichungen des prozentualen Flächenanteils der Kategorien Waldflächenmehrung, Waldflächenverlust, Bestand Wald und Bestand Offenland an der Gesamtfläche der Bodeneinheit im Vergleich zum prozentualen Anteil der entsprechenden Kategorie für das gesamte Untersuchungsgebiet an. Liegt dieser Wert oberhalb eines gesetzten Grenzwertes, weist die Bodeneinheit eine Präferenz in der entsprechenden Kategorie auf (Abb. 2).

Die Grenze, ab der eine Abweichung als Präferenz gewertet wird, liegt in der vorliegenden Arbeit bei einer Differenz zum Gebietsdurchschnitt in Höhe von + 5 %. Versuche mit verschiedenen Grenzwerten haben gezeigt, dass bei niedriger angesetzten Werten keine Tendenzen mehr abgeleitet werden können, da nahezu alle Bodeneinheiten leichte Abweichungen vom Gebietsdurchschnitt aufweisen und die Ergebnisse unübersichtlich werden. Wird der Grenzwert höher angesetzt, fallen viele Bodeneinheiten, deren Präferenz explizit auf die Standortseigenschaften zurückgeführt werden kann, durch das Raster.

$P_{B,K} - P_{G,K} = P_{B,K}$	Berechnung des Index zur Darstellung von Präferenzen einzelner Standortseinheiten
$P_{B,K}$	prozentualer Anteil der Bodeneinheit B in der Kategorie K
$P_{G,K}$	prozentualer Anteil des Gesamtgebietes G in der Kategorie K
$P_{B,K}$	Prozentuale Abweichung der Bodeneinheit B in der Kategorie K im Vergleich zum Gebietsdurchschnitt $P_{G,K}$

Abb. 2: Berechnung des Präferenzindex.

Durch das angewendete Verfahren werden neben positiven Präferenzen für eine Flächenkategorie auch negative Präferenzwerte ermittelt, die aussagen, dass der Flächenanteil einer Bodeneinheit in einer Kategorie unter dem Durchschnittswert dieser Kategorie für das Untersuchungsgebiet liegt. Da diese negativen Abweichungen aber immer auch positive Abweichungen in einer anderen Kategorie mit sich bringen, beschränkt sich die durchgeführte Auswertung ausschließlich auf die Darstellung positiver Präferenzwerte.

3.5. Auswertung ermittelter Präferenzen

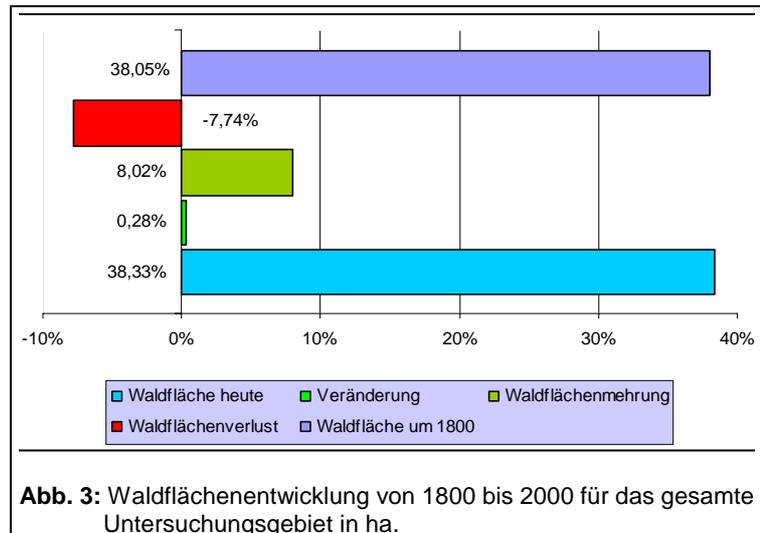
Für die Analyse wurden die Bodeneinheiten je nach der Flächenkategorie, in denen sie Präferenzen aufweisen, einer oder mehreren der vier Präferenzgruppen Bestand Offenland (GpBO), Bestand Wald (GpBW), Waldflächenmehrung (GpWM) und Waldflächenverlust (GpWV) zugeordnet. Dabei stellt die Analyse der Standortverhältnisse in diesen Präferenzgruppen anhand der Bodeneigenschaften Nutzungseignung, ökologischer Feuchtegrad und Lage für jede Flächenkategorie heraus, in wie weit diese Eigenschaften für die Waldflächenentwicklung nach 1800 von Bedeutung waren. Dabei werden nur Bodeneinheiten betrachtet, die flächenmäßig von Bedeutung sind (Flächenanteil über 0,05 % der Gebietsfläche, ca. 10 ha). Bodeneinheiten mit einem geringeren Flächenanteil werden in der weiteren Untersuchung nicht berücksichtigt. Hier handelt es sich um Einzelfälle, die es erschweren, eindeutige, standortsbedingte Tendenzen der Waldflächenentwicklung aufzuzeigen.

4. Ergebnisse

4.1. Waldflächenentwicklung im Untersuchungsgebiet

Der Waldanteil im Untersuchungsgebiet hat sich nach 1800 per saldo nur unwesentlich verändert. Trotzdem weist die Waldflächenentwicklung eine hohe Dynamik auf, die sich in umfangreichen Rodungen und Waldflächenmehrungen ausdrückt. Einem Waldflächenverlust von 1.773,33 ha (7,74 % der Gebietsfläche) steht eine Waldflächenmehrung von 1.837,06 ha (8,02 % der Gebietsfläche) gegenüber (Abb. 3).

Eine kartographische Darstellung der Waldflächenentwicklung im Untersuchungsgebiet im Maßstab 1:50.000 findet sich in Beilage 2.



4.2. Räumliche Muster

Kleinflächige mit Waldflächenmehrungen und -verluste treten im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Im Hinblick auf die großflächigen Verlagerungen lassen sich jedoch durch die empirische Auswertung der Übersichtskarte (Abb. 4) vier größere Zonen mit unterschiedlichen Schwerpunkten erkennen, die entsprechend nummeriert sind.

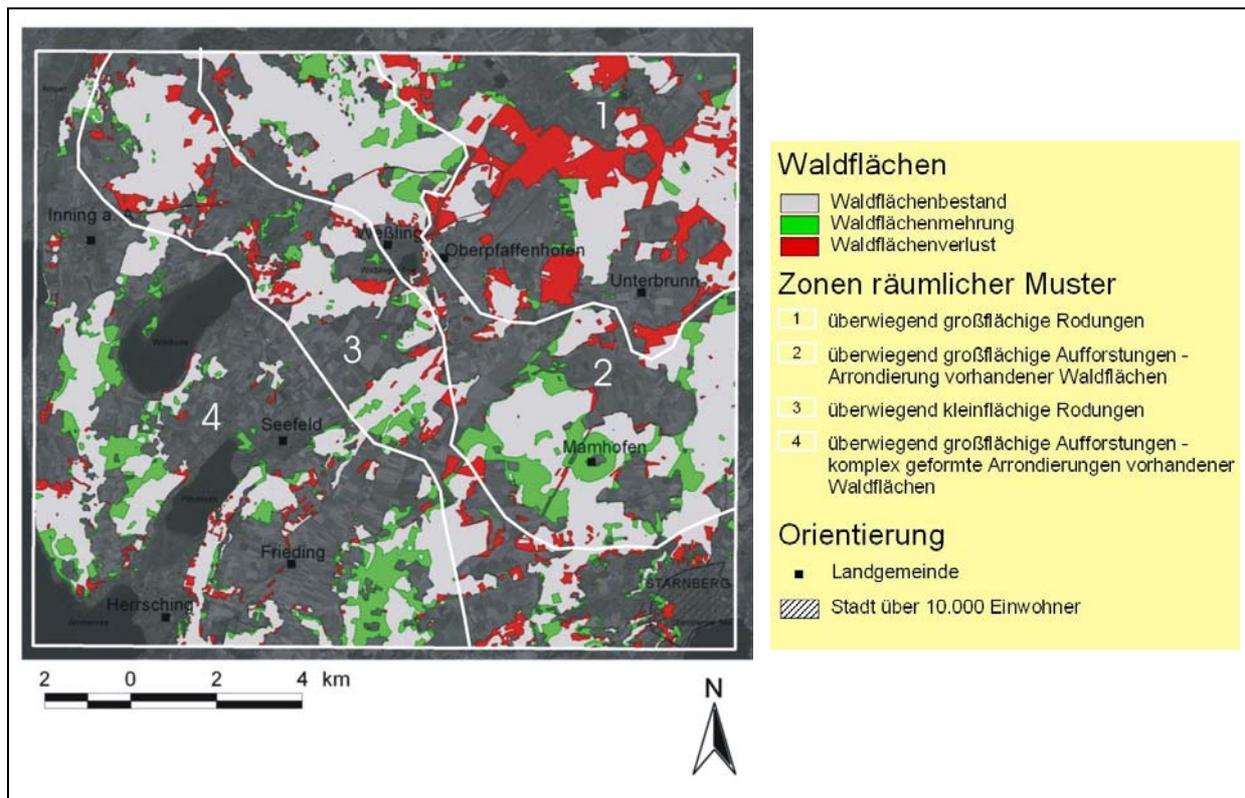


Abb. 4: Übersicht über die Waldflächenentwicklung im Untersuchungsgebiet. Orte: Geologische Karte 1:500.000, Copyright: Bayerisches Geologisches Landesamt, TK25, Copyright: Bayerisches Landesamt für Vermessung und Geoinformation, Landsat eTM+ Szene: Global Land Cover Facility.

In Zone 1, die München am nächsten gelegen ist, dominieren großflächige Verluste. Nordwestlich und südwestlich angrenzend befindet sich Zone 2, in der großflächige Mehrungen, überwiegend in Form von Arrondierungen und Zusammenführungen alter Wälder überwiegen. Diese Zone weist Ähnlichkeiten mit Zone 4 im Westen und Südwesten des Untersuchungsgebietes auf, allerdings sind

die Formen der Waldflächenmehrerungen hier deutlich komplexer. Zone 3, die ein schmales Band zwischen den Zonen 2 und 4 bildet, dominieren kleinflächige Verluste.

4.3. Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit vom Standort

4.3.1. Quantifizierung des Standorteinflusses

Bodeneinheiten mit standortsbedingten Präferenzen nehmen insgesamt 97,23% der Gebietsfläche ein. In den Flächenkategorien Bestand Offenland, Bestand Wald und Waldflächenverlust entfallen jeweils hohe Flächenanteile auf Bodeneinheiten mit Präferenzen, während ihr Anteil in der Kategorie Waldflächenmehrerung mit nur 5,63% sehr gering ist (Tab. 4).

Tab. 4: Flächenanteile auf Bodeneinheiten mit Präferenz in den Flächenkategorien und im Untersuchungsgebiet.

Kategorie	Fläche auf Bodeneinheiten mit Präferenz [ha]	Gesamtfläche [ha]	Flächenanteil [%]
BO	5.367,26	12.350,05	43,46
BW	4.593,61	6.939,43	66,20
WV	789,12	1.836,92	42,96
WM	99,83	1.773,20	5,63
Gesamtgebiet	22.899,60	22.899,60	97,23

Erklärungen:
 BO: Flächenkategorie Bestand Offenland, BW: Flächenkategorie Bestand Wald,
 WM: Flächenkategorie Waldflächenmehrerung, WV: Flächenkategorie Waldflächenverlust

4.3.2. Einzeldarstellung ausgewählter Bodeneinheiten

Der höchste Waldanteil im Untersuchungsgebiet findet sich heute mit 70,70% auf Bodeneinheit 79, in der die Hochmoore zusammengefasst sind (Tab. 5). Der hohe Waldanteil ist in diesem Fall ausschließlich auf Waldflächenmehrerungen seit 1800 zurückzuführen. Damit ist für das Untersuchungsgebiet ein Verlust dieser seltenen Offenlandbiotope durch die Waldflächenmehrerung seit 1800 zu verzeichnen. Im Gegensatz dazu ist das hohe Bewaldungsprozent der Bodeneinheiten 29 und 56a von 70,1 % bzw. 60,7 % nicht auf umfangreichen Waldflächenmehrerungen seit 1800 zurückzuführen. Beide Bodeneinheiten zeichneten sich bereits um 1800 durch einen überdurchschnittlich hohen Waldanteil aus.

Tab. 5: Bodeneinheiten mit den höchsten Waldanteilen.

BE	Bodeneigenschaften (klassiert)						Präferenzgruppe	Flächenanteil [%]					Waldanteil [%]		
	BT	AG	Lage	FG	BR	Nutzung		Gebiet	BO	BW	WM	WV	1800	2000	Veränderung
79	6	8	1	5	4	6	GpWM	0,1	29,3	0,1	70,6	0,0	0,2	70,7	70,5
29	1	1	3	2	2	2	GpBW	9,8	22,9	57,8	12,3	7,0	64,8	70,1	5,3
56a	7	0	2	0	0	5	GpBW	1,9	31,7	53,4	7,3	7,7	61,0	60,7	-0,4

Erklärungen:

BE: Nummer der Bodeneinheit auf der Standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000

Bodeneigenschaften (klassiert): BT: Bodentyp, AG: Ausgangsgestein, Lage: Lage im Gelände, FG: ökologischer Feuchtegrad, BR: Bodenreaktion, Nutzung: Nutzungseignung

Präferenzgruppen: GpWM: Präferenzgruppe Waldflächenmehrerung, GpWV: Präferenzgruppe Waldflächenverlust,

GpBW: Präferenzgruppe Bestand Wald, BpBO: Präferenzgruppe Bestand Offenland

Flächenanteile [%] BO, BW, WM, WV: Flächenanteile der Bodeneinheit in den einzelnen Flächenkategorien

Waldanteil 1800, Waldanteil 2000: Bewaldungsprozent der Bodeneinheit um das Jahr 1800 und heute,

Veränderung: Abgang bzw. Zugang an Waldflächen zwischen 1800 und 2000

Die niedrigsten Waldanteile im Untersuchungsgebiet weisen Gleye mit Grünlandtauglichkeit (Bodeneinheit 64c) und grünlandtaugliche Biotope in grundwasserbeeinflussten Bereichen der Nieder- und Übergangsmoore (Bodeneinheit 91a) auf. In beiden Fällen hat sich der Waldanteil gegenüber 1800 kaum verändert (Tab. 6). Hier blieben somit Standorte waldfrei, die zum Teil eine hohe Naturschutzrelevanz besitzen. Auch Gewerbe- und Siedlungsflächen mit Versiegelungsgraden bis 70 % (Bodeneinheit 997b), deren Entstehung in der Regel zeitlich ins 20. Jahrhundert fällt, beschränken sich überwiegend auf Flächen, die bereits um 1800 waldfrei waren.

Tab. 6: Bodeneinheiten mit den geringsten Waldanteilen.

BE	Bodeneigenschaften (klassiert)						Präferenzgruppe	Flächenanteile [%]					Waldanteil		
	BT	AG	Lage	FG	BR	Nutzung		Gebiet	BO	BW	WM	WV	1800	2000	Veränderung
91a	5	7	1	4	1	6	GpBO	0,2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
997b	8	0	0	0	0	5	GpBO	1,3	98,3	0,2	0,3	1,2	1,4	0,5	-0,9
64c	4	7	1	4	1	3	GpBO	0,3	98,4	0,2	0,8	0,7	0,8	0,9	0,1

Erklärungen:

BE: Nummer der Bodeneinheit auf der Standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000

Bodeneigenschaften (klassiert): BT: Bodentyp, AG: Ausgangsgestein, Lage: Lage im Gelände, FG: ökologischer Feuchtegrad, BR: Bodenreaktion, Nutzung: Nutzungseignung

Präferenzgruppen: GpWM: Präferenzgruppe Waldflächenmehrung, GpWV: Präferenzgruppe Waldflächenverlust, GpBW: Präferenzgruppe Bestand Wald, BpBO: Präferenzgruppe Bestand Offenland

Flächenanteile [%] BO, BW, WM, WV: Flächenanteile der Bodeneinheit in den einzelnen Flächenkategorien

Waldanteil 1800, Waldanteil 2000: Bewaldungsprozent der Bodeneinheit um das Jahr 1800 und heute,

Veränderung: Abgang bzw. Zugang an Waldflächen zwischen 1800 und 2000

Den größten absoluten Waldflächenzuwachs weisen, wie oben bereits beschrieben, die Hochmoore der Bodeneinheit 79 auf (Tab. 7). Die übrigen Standorte mit hohen Waldflächenzuwächsen entfallen auf Nieder- und Übergangsmoore der Nutzungsklasse *teilweise grünlandtaugliche Biotop* (Bodeneinheit 63) und auf Gleye der Feuchtestufen mäßig feucht bis mäßig nass, die in erster Linie grünlandtauglich sind (Bodeneinheit 71). Zwar ist in den Fällen der Bodeneinheiten 63 und 71 der Waldflächenzuwachs besonders hoch, jedoch liegt der Waldanteil auf beiden Standorten auch heute noch unter dem Gebietsdurchschnitt.

Tab. 7: Bodeneinheiten mit den größten absoluten Waldflächenzuwächsen.

BE	Bodeneigenschaften (klassiert)						Präferenzgruppe	Flächenanteile [%]					Waldanteil		
	BT	AG	Lage	FG	BR	Nutzung		Gebiet	BO	BW	WM	WV	1800	2000	Veränderung
79	6	8	1	5	4	6	GpWM	0,1	29,3	0,1	70,6	0,0	0,2	70,7	70,5
63	5	8	1	4	1	6	GpBO, GpWM	0,1	78,0	0,7	21,3	0,0	0,7	22,0	21,3
71	4	8	1	4	2	3	GpWM	0,2	57,1	17,2	18,7	7,0	24,2	36,0	11,7

Erklärungen:

BE: Nummer der Bodeneinheit auf der Standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000

Bodeneigenschaften (klassiert): BT: Bodentyp, AG: Ausgangsgestein, Lage: Lage im Gelände, FG: ökologischer Feuchtegrad, BR: Bodenreaktion, Nutzung: Nutzungseignung

Präferenzgruppen: GpWM: Präferenzgruppe Waldflächenmehrung, GpWV: Präferenzgruppe Waldflächenverlust,

GpBW: Präferenzgruppe Bestand Wald, BpBO: Präferenzgruppe Bestand Offenland

Flächenanteile [%] BO, BW, WM, WV: Flächenanteile der Bodeneinheit in den einzelnen Flächenkategorien

Waldanteil 1800, Waldanteil 2000: Bewaldungsprozent der Bodeneinheit um das Jahr 1800 und heute, Veränderung:

Abgang bzw. Zugang an Waldflächen zwischen 1800 und 2000

Während die Standorte, auf denen die größten Waldflächenzunahmen zu verzeichnen sind, ausschließlich auf grundwasserbeeinflusste Bereiche entfallen, zeigen die Bodeneinheiten mit den größten Waldflächenverlusten einen ausgeglichenen Wasserhaushalt der Feuchtekategorie 2 oder tendenziell schlechtere Wasserversorgung der Feuchtekategorie 1. Die betroffenen Böden besitzen durchweg gute ackerbauliche Eignung der Nutzungseignungsklassen 1 und 2, die reine Ackerböden und Ackerböden mit Grünlandtauglichkeit beinhalten (Tab. 8). Auffällig ist, dass nur für Parabraunerden aus Lösslehm mit weitgehend ausgeglichenem Wasser- und Lufthaushalt, die in erster Linie ackertauglich sind (Bodeneinheit 5), gleichzeitig eine Präferenz für die Flächenkategorie *Waldflächenverlust* ermittelt wurde, für die Bodeneinheiten 37 und 28a hingegen eine Präferenz in der Kategorie Bestand Wald.

Tab. 8: Bodeneinheiten mit den größten absoluten Waldflächenverlusten.

BE	Bodeneigenschaften (klassiert)						Präferenzgruppe	Flächenanteile [%]					Waldanteil		
	BT	AG	Lage	FG	BR	Nutzung		Gebiet	BO	BW	WM	WV	1800	2000	Veränderung
5	1	3	2	2	2	2	GpWV	4,3	39,4	42,2	3,7	14,7	56,9	45,9	-10,9
37	1	2	1	2	2	1	GpBW	7,4	39,3	45,0	4,6	11,2	56,1	49,6	-6,6
28a	2	1	3	1	1	2	GpBW	6,7	44,0	41,7	5,8	8,5	50,2	47,5	-2,7

Erklärungen:

BE: Nummer der Bodeneinheit auf der Standortskundlichen Bodenkarte 1:50.000

Bodeneigenschaften (klassiert): BT: Bodentyp, AG: Ausgangsgestein, Lage: Lage im Gelände, FG: ökologischer

Feuchtegrad, BR: Bodenreaktion, Nutzung: Nutzungseignung

Präferenzgruppen: GpWM: Präferenzgruppe Waldflächenmehring, GpWV: Präferenzgruppe Waldflächenverlust, GpBW:

Präferenzgruppe Bestand Wald, BpBO: Präferenzgruppe Bestand Offenland

Flächenanteile [%] BO, BW, WM, WV: Flächenanteile der Bodeneinheit in den einzelnen Flächenkategorien

Waldanteil 1800, Waldanteil 2000: Bewaldungsprozent der Bodeneinheit um das Jahr 1800 und heute, Veränderung:

Abgang bzw. Zugang an Waldflächen zwischen 1800 und 2000

Erklärungen:**4.4. Standortsverhältnisse in den Präferenzgruppen**

Für die Darstellung der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit vom Standort werden die Standortmerkmale Lage, ökologischer Feuchtegrad und Nutzungseignung verwendet. Die Verteilung der Merkmalsausprägungen dieser Standortfaktoren im Untersuchungsgebiet verdeutlicht erst, in welchem naturräumlichen Kontext die Ergebnisse für die einzelnen Präferenzgruppen verstanden werden müssen. Daher ist in den Abbildungen zu den einzelnen Standortmerkmalen jeweils eine fünfte Säule dargestellt, die die Verteilung des jeweiligen Merkmals im Untersuchungsgebiet wiedergibt.

4.4.1. Standortmerkmal Lage

Der größte Teil der Gebietsfläche (43,24%) entfällt auf weitgehend ebene Lagen, die überwiegend dem Teilwuchsbezirk 13.2/1 Südliche Münchner Schotterebene zugeordnet werden können. Die Bereiche der Lageklassen 2 mit 42,26% und 3 mit 8,29% Anteil am Gesamtgebiet entfallen zum größten Teil auf den Teilwuchsbezirk 14.4/1, Westliche Kalkalpine Jungmoräne. Ausnahmen bilden hier lediglich die Höhenzüge der Altmoräne, die jedoch geringen Anteil am Untersuchungsgebiet haben und treten nur im nordöstlichen Teil auf (Abb. 5). Der kleine Anteil von Flächen mit nicht differenzierbarer Lage entfällt auf bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad bis 70%, die in der Bodeneinheit 997b zusammengefasst sind. Innerhalb der Präferenzgruppen zeigen lediglich die Präferenzgruppen Bestand Offenland und Bestand Wald größere Unterschiede. Waldflächenverlust und Waldflächenmehring unterscheiden sich dagegen bezüglich der Geländelage nur wenig (Abb. 5).

Für die Standorte mit Präferenz in der Flächenkategorie Bestand Offenland ergibt sich ein Schwerpunkt mit 45,13 % in weitgehend ebenen Lagen, gefolgt von Lagen mit stärkerer Neigung oder mit bewegtem Relief, die 43,84 % der Gesamtfläche ausmachen. Der Anteil von 4,21 % nicht differenzierbarer Lagen entfällt auf bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad bis 70 %. In der Präferenzgruppe Bestand Wald entfallen mit 68,15 % große Teile der Gesamtfläche auf Lagen mit stärkerer Hangneigung oder bewegtem Relief. Standorte in weitgehend ebener Lage nehmen nur einen Anteil von 17,33 % ein. Die übrigen Flächen (14,52 %) entfallen auf schwach geneigte Bereiche oder auf Standorte mit wenig bewegtem Relief. Während Standorte mit Präferenz in der Flächenkategorie Bestand Offenland tendenziell häufiger in ebenen Lagen zu finden sind, jedoch auch einen Schwerpunkt in stärker geneigtem oder gegliedertem Gelände aufweisen, ist der Anteil der Standorte in schwach bis stark geneigte Bereichen und in Bereichen mit unterschiedlich stark bewegtem Relief in der Präferenzgruppe Bestand Wald deutlich höher.

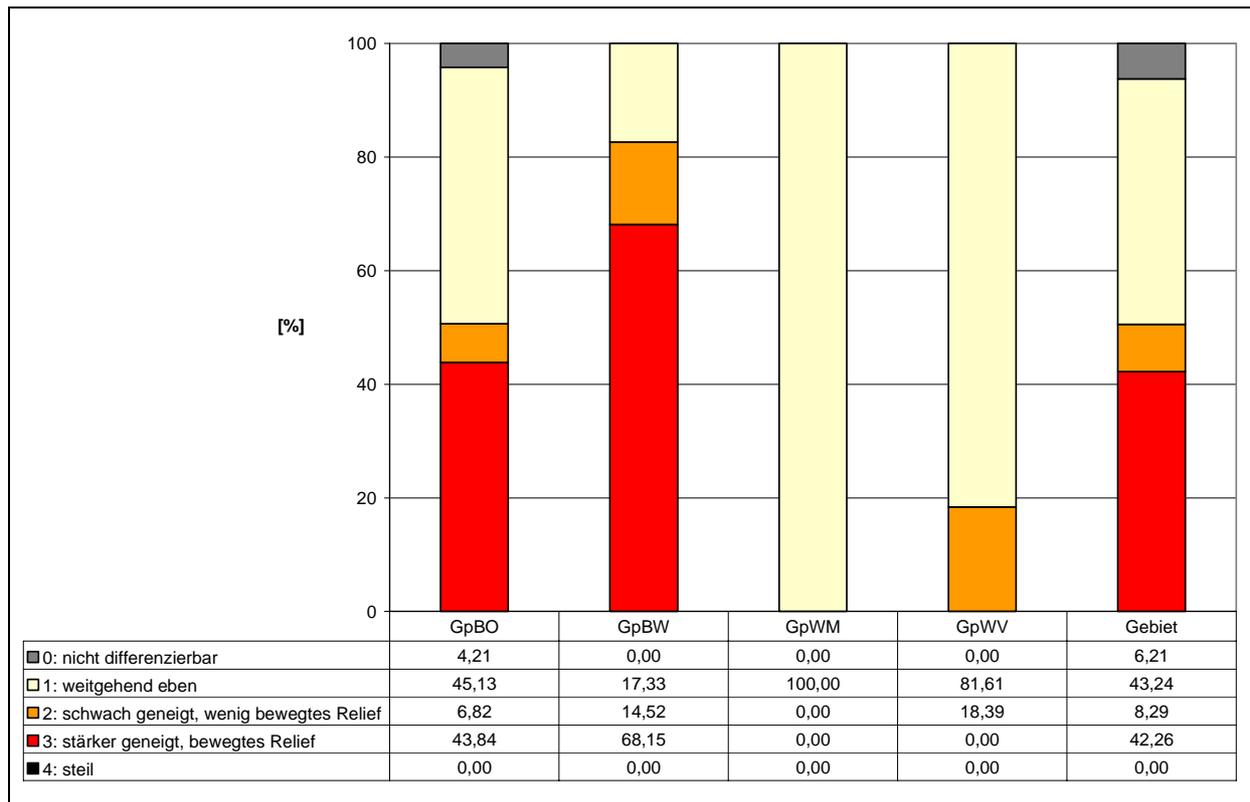


Abb. 5: Verteilung der Lageklassen in den Präferenzgruppen und im Untersuchungsgebiet

4.4.2. Standortsmerkmal ökologischer Feuchtegrad

Die vergleichsweise hohen Jahresniederschläge im Untersuchungsgebiet von 950 – 1.100 mm führen noch nicht in dem Maße zur Vernässung der Böden durch Stauwasser wie dies näher an den Alpen der Fall ist. Ebenso wird eine geringe Wasserspeicherkapazität des Bodens durch die relativ hohen Niederschläge zum Teil ausgeglichen. Stauwasserbeeinflusste Standorte beschränken sich auf ein Minimum. Dies wird sowohl durch den hohen Anteil mäßig frischer bis sehr frischer Standorte im Gesamtgebiet, wie auch bei der Betrachtung der einzelnen Präferenzgruppen deutlich, in denen die Standorte der Feuchtegrad-Klasse 2 jeweils den größten Anteil bilden. In den Randbereichen unterscheiden sich die einzelnen Präferenzgruppen jedoch zum Teil deutlich voneinander (Abb. 6).

In der Präferenzgruppe Bestand Offenland bilden grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte den Randbereich. Hier entfällt der größte Anteil mit 15,92 % auf nasse Standorte, die sich ausschließlich aus Niedermooren zusammensetzen. Mäßig feuchte bis mäßig nasse Standorte nehmen 4,73 % der Fläche ein. Die Beteiligung von stauwasserbeeinflussten Böden liegt lediglich bei 1,94 %. Diese Standorte sind in keiner anderen Präferenzgruppe vertreten. Die mit 4,21 % an dieser Präferenzgruppe beteiligten Standorte mit nicht differenzierbarem Feuchtegrad entfallen ausschließlich auf bebaute Flächen mit einem Versiegelungsgrad bis 70 % (Bodeneinheit 997b). In der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung zeigen die Standorte eine ähnliche Zusammensetzung. Der Randbereich entfällt hier auf grundwasserbeeinflusste Standorte. Mäßig feuchte bis mäßig nasse Standorte bilden dabei einen Anteil von 15,84 % der Gesamtfläche. Nasse Standorte (ausschließlich Hochmoore) machen 6,18% der Gesamtfläche aus. In der Präferenzgruppe Waldflächenverlust finden sich ausschließlich Standorte der Feuchtegrad-Klasse 2 mit weitgehend ausgeglichenem Wasser- und Lufthaushalt.

Im Gegensatz dazu zeigt die Präferenzgruppe Bestand Wald eine Tendenz zur Wasserunterversorgung. 15,73% der Fläche entfallen auf trockene bis mäßig frische Standorte. Die Standorte mit nicht differenzierbarem Wasserhaushalt entfallen auf verschiedene Rohböden unterschiedlicher geologischer Herkunft. Seit 1800 blieben somit, neben dem Gros der Standorte mit weitgehend ausgeglichenem Wasser- und Lufthaushalt, Standorte mit Wasserüberschuss bevorzugt waldfrei, während Standorte, die tendenziell ein geringeres Wasserangebot aufweisen, seit 1800 bevorzugt durchgehend bewaldet blieben.

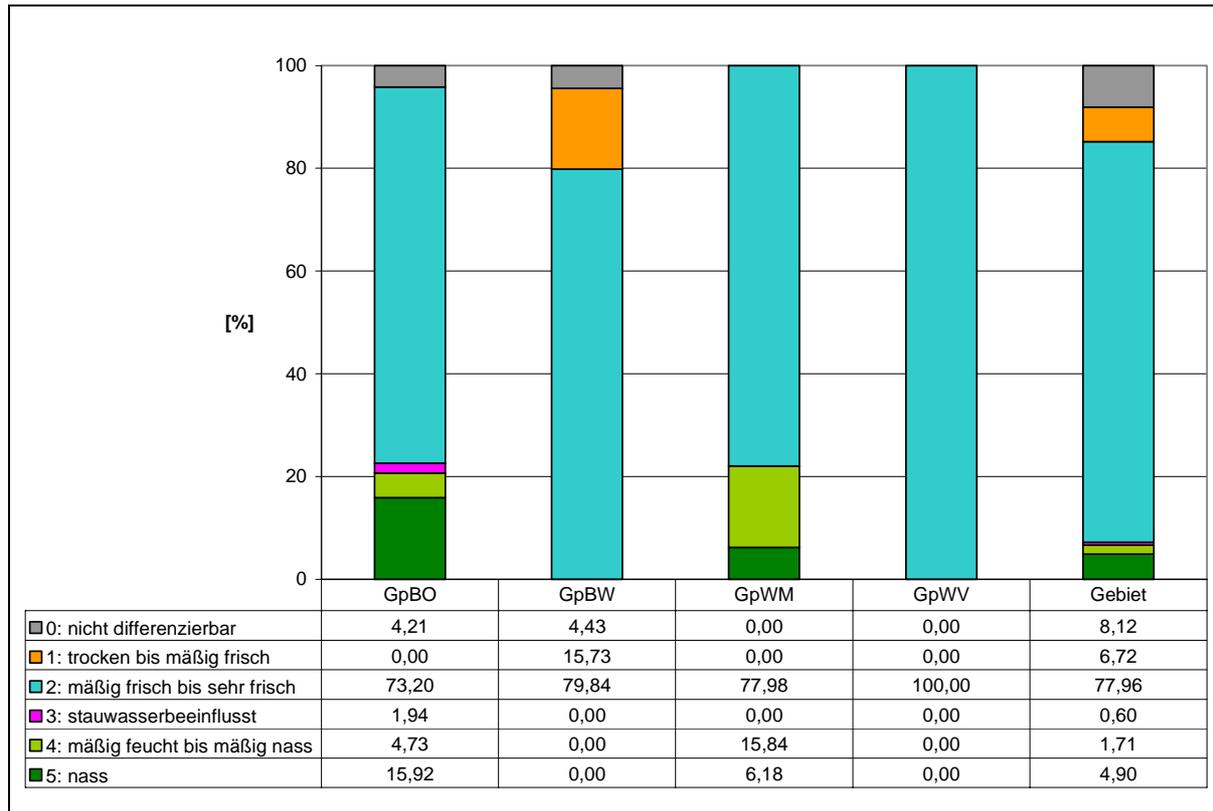


Abb. 6: Verteilung der ökologischen Feuchtegrade in den Präferenzgruppen und im Untersuchungsgebiet.

4.4.3. Standortmerkmal Nutzungseignung

Die Grünlandwirtschaft, die die landwirtschaftliche Produktion im Bereich des Untersuchungsgebietes dominiert, kann direkt auf die Standortbedingungen zurückgeführt werden (Abb. 7). Reine Ackerböden nehmen nur einen Anteil von 7,88 % der Gesamtfläche ein. Landwirtschaftlich nicht nutzbar sind neben den Seen wiederum die bereits erwähnten, nicht weiter differenzierten Rohböden (Bodeneinheit 65a) und stärker versiegelte Flächen (Bodeneinheit 997b), die zusammen 3,15 % der Gebietsfläche ausmachen.

Im Gegensatz zu den geringen Unterschieden bei der Lage, weisen die Präferenzgruppen Waldflächenverlust und Waldflächenmehrung hinsichtlich der Nutzungseignung eindeutige Unterschiede auf. Der Kontrast in den Präferenzgruppen Bestand Offenland und Bestand Wald ist dagegen weniger ausgeprägt. Die Böden der Präferenzgruppe Bestand Wald sind alles in allem nicht schlechter für landwirtschaftliche Nutzung geeignet als diejenigen mit Präferenz in der Kategorie Bestand Offenland (Abb. 7).

Standörtlich erklärbare Rodungen fanden seit 1800 ausschließlich auf boden- und standortkundlich gut für Ackerbau geeigneten Böden statt, die auch grünlandtauglich sind (Nutzungseignungs-Klasse 2). In der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung fehlen Böden dieser Nutzungsklasse dagegen völlig. Den größten Anteil nehmen hier mit 87,80 % Grünlandböden ein, die erst in zweiter Linie für Ackerbau geeignet sind (Nutzungseignungs-Klasse 2). Auffällig ist, dass auch schützenswerte Biotope, die zum Teil grünlandtauglich sind, seit 1800 bevorzugt aufgeforstet oder der Sukzession überlassen wurden. Sie nehmen die übrigen Flächen in der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung ein (12,20 %). Standorte mit Präferenz für Waldflächenmehrung weisen damit durchweg schlechtere ackerbauliche Nutzungsmöglichkeiten auf, als Standorte der Präferenzgruppe Waldflächenverlust.

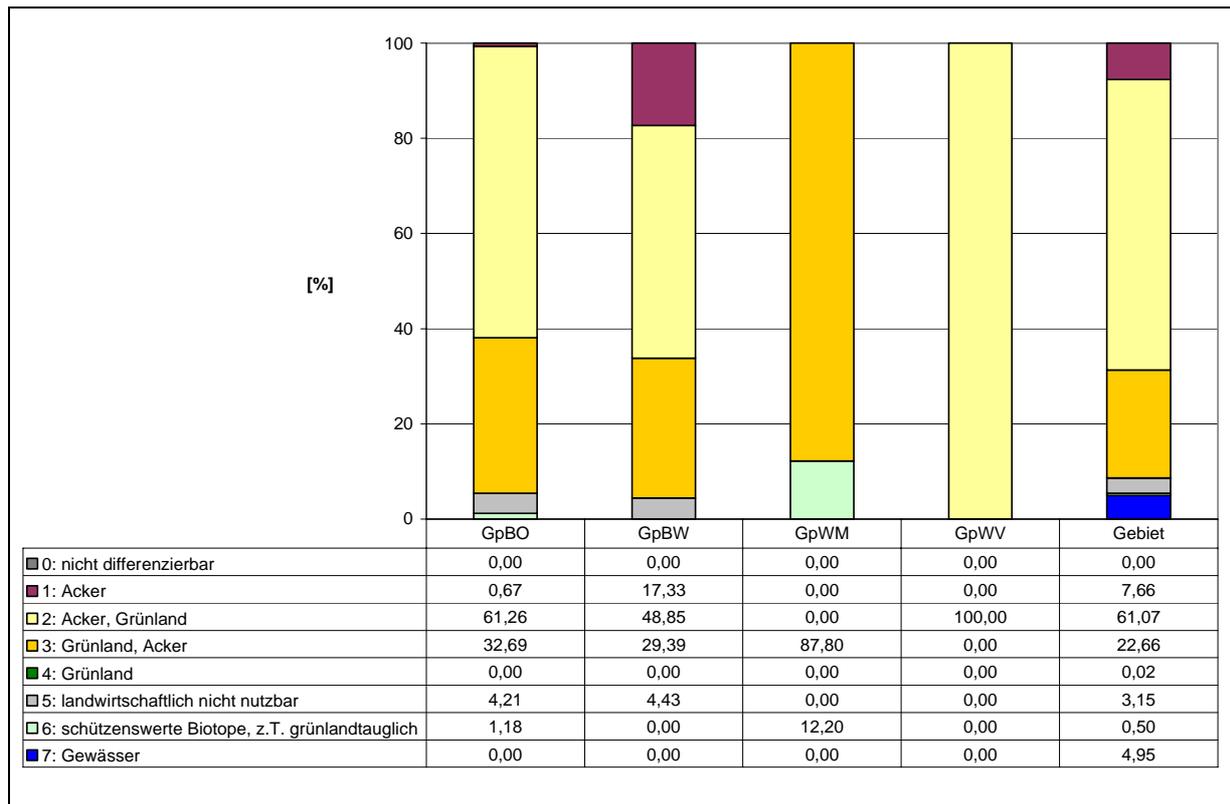


Abb. 7: Verteilung der Nutzungseignungsklassen in den Präferenzgruppen und im Untersuchungsgebiet

4.5. Gemeinsamkeiten der Böden in den Präferenzgruppen

4.5.1. Präferenzgruppe Bestand Offenland

Die Präferenzgruppe Bestand Offenland ist hinsichtlich der Standortmerkmale Lage, ökologischer Feuchtegrad und Nutzungseignung insgesamt sehr heterogen zusammengesetzt, flächenmäßig dominieren jedoch zwei größere Gruppen (Tab. 9).

Den größten Anteil an der Präferenzgruppe Bestand Offenland haben mit 61,3% Standorte mit guter ackerbaulicher Eignung, die auch als Grünland nutzbar sind und denen ein ausgeglichener Wasserhaushalt der Stufe mäßig frisch bis sehr frisch gemeinsam ist. Der überwiegende Teil entfällt auf Lagen mit stärkerer Hangneigung oder bewegtem Relief, die 43,8% der Gesamtfläche der Standorte mit Präferenz in der Kategorie Bestand Offenland einnehmen. Die übrigen Standorte dieser Gruppe finden sich hauptsächlich in weitgehend ebenen Lagen (17,2% der Gesamtfläche). Daraus ist ersichtlich, dass bei gut ackerbaulich geeigneten Standorten, die seit 1800 bevorzugt Offenland blieben, das Merkmal Lage weitgehend bedeutungslos ist, jedoch einem ausgeglichenen Wasserhaushalt besondere Bedeutung zukommt.

Die zweite große Gruppe, allerdings mit 32,7% Anteil an der Gesamtfläche der Präferenzgruppe weit weniger häufig, bilden Grünlandböden, die auch ackertauglich sind. Darin haben Standorte mit dem ökologischen Feuchtegrad nass in weitgehend ebener Lage mit einem Anteil an der Gesamtfläche der Präferenzgruppe von 15,9% den größten Anteil, gefolgt von Böden mit weitgehend ausgeglichenem Wasserhaushalt, die auf ebene oder nur schwach geneigte Lagen entfallen (11,3% der Gesamtfläche). Die übrigen Grünlandböden verteilen sich zu etwa gleichen Teilen auf mäßig feuchte bis mäßig nasse Standorte und stauwasserbeeinflusste Standorte in ebener bis schwach geneigter Lage. Bei den besser als Grünland nutzbaren Böden fällt auf, dass sie sich im Gegensatz zu den vorwiegend ackerbaulich nutzbaren Standorten ausschließlich auf ebene bis schwach geneigte Bereiche beschränken. Auch einem ausgeglichenen Wasserhaushalt des Bodens kommt eine geringe Bedeutung zu, so lange kein Wassermangel auftritt.

Tab. 9: Standorte in der Präferenzgruppe Bestand Offenland, gruppiert nach den Merkmalen Nutzungseignung (Nutzung), ökologischer Feuchtegrad (FG) und Lage.

Nutzung Klassen	FG Klassen	Lage-Klassen	Flächenanteil [%]	
1	2	1	0,7	
	Summe FG: 2		0,7	
Summe Nutzung: 1			0,7	
2	2	1	17,2	
		2	0,2	
		3	43,8	
	Summe FG: 2		61,3	
Summe Nutzung: 2			61,3	
3	2	1	8,5	
		2	2,8	
	Summe FG: 2		11,3	
	3	2	1,9	
		Summe FG: 3		1,9
	4	1	1,7	
		2	1,9	
	Summe FG: 4		3,6	
	5	1	1	15,9
			Summe FG: 5	
Summe Nutzung: 3			32,7	
5	0	0	4,2	
			Summe FG: 0	
Summe Nutzung: 5			4,2	
6	4	1	1,2	
			Summe FG: 4	
Summe Nutzung: 6			1,2	
Summe Präferenzgruppe Bestand Offenland			100,0	

4.5.2. Präferenzgruppe Bestand Wald

Die Zusammensetzung der Präferenzgruppe Bestand Wald weist ein einheitliches Erscheinungsbild auf (Tab. 10). Die Standorte unterscheiden sich entweder durch die Kombination der Merkmalsausprägungen Lage und Nutzungseignung, oder in ihrem Wasserhaushalt von den Böden der Präferenzgruppe Bestand Offenland. Dabei lassen sich drei größere Gruppen bilden.

Die größte einheitliche Gruppe bilden Standorte mit weitgehend ausgeglichenem Wasserhaushalt, die ausschließlich auf Lagen mit bewegtem Relief und stärker geneigte Hangbereiche entfallen (Tab. 10). Der wesentliche Unterschied zu den stärker geneigten Böden in der Präferenzgruppe Bestand Offenland besteht hier in der Nutzungseignung. Während Standorte mit vergleichbarer Ausprägung der Merkmale Lage und Wasserhaushalt, die seit 1800 überdurchschnittlich häufig Offenland blieben, in erster Linie für Ackerbau geeignet sind, sind die Böden in der Präferenzgruppe Bestand Wald grünlandtauglich und nur bedingt für Ackerbau geeignet.

Die zweite Gruppe umfasst Ackerböden, auf denen auch Grünlandnutzung möglich ist mit bewegtem Relief oder in stärker geneigten Lagen. Die Standorte dieser Gruppe unterscheiden sich durch eine Tendenz zu Wasserunterversorgung von den Böden der Präferenzgruppe Bestand Offenland mit ansonsten vergleichbaren Standortseigenschaften. Die Böden dieser Gruppe mit Feuchtegrad 1 (mäßig trocken bis mäßig frisch) machen insgesamt 15,7 % der Präferenzgruppe Bestand Wald aus.

In einer dritten Gruppe können Standorte zusammengefasst werden, die einen mäßig frischen bis frischen Wasserhaushalt aufweisen und entweder auf weitgehend ebene Lagen (17,3 % der Präferenzgruppe Bestand Wald) oder auf nur schwach geneigte Lagen (10,1 % der Präferenzgruppe Bestand Wald) entfallen. Diese Standorte weisen keine Unterschiede zu Standorten auf, die seit 1800 bevorzugt waldfrei gehalten wurden. Ein Anteil von 4,4 % entfällt in der Präferenzgruppe Bestand Wald auf landwirtschaftlich nicht nutzbare Rohböden in schwächer geneigten Lagen oder Lagen mit wenig bewegtem Relief.

Tab. 10: Standorte der Präferenzgruppe Bestand Wald, gruppiert nach den Standortmerkmalen Nutzungseignung (Nutzung), ökologischer Feuchtegrad (FG) und Lage.

Nutzung Klassen	FG Klassen	Lage-Klassen	Flächenanteil [%]
1	2	1	17,3
	Summe FG: 2		17,3
Summe Nutzung: 1			17,3
2	1	3	15,7
	Summe FG: 1		15,7
	2	2	10,1
		3	23,0
Summe FG: 2		33,1	
Summe Nutzung: 2			48,8
3	2	3	29,4
	Summe FG: 2		29,4
Summe Nutzung: 3			29,4
5	0	2	4,4
	Summe FG: 0		4,4
Summe Nutzung: 5			4,4
Summe Präferenzgruppe Bestand Wald			100,0

4.5.3. Präferenzgruppe Waldflächenmehrung

Die Bedeutung der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung für die Waldflächenentwicklung ist insgesamt nur gering, da die Standorte dieser Präferenzgruppe nur 5,4 % der Gesamtmehrung im Untersuchungsgebiet ausmachen. Dennoch weist die Präferenzgruppe in sich ein geschlossenes Bild auf (Tab. 11). Es handelt sich in weiterem Sinne ausschließlich Grünlandstandorte. Böden der Nutzungseignungsklasse 3 Grünland, Acker machen 87,8 % der Gesamtfläche dieser Kategorie aus. Auch die mäßig feuchten bis mäßig nassen Standorte der Nutzungseignungs-Klasse 6 können als Grünland genutzt werden und fügen sich daher ebenfalls in dieses Bild.

Tab. 11: Standorte der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung, gruppiert nach den Standortmerkmalen Nutzungseignung (Nutzung), ökologischer Feuchtegrad (FG) und Lage.

Nutzung-Klassen	FG-Klassen	Lage-Klassen	Flächenanteil [%]
3	2	1	78,0
	4	1	9,8
Summe Nutzung: 3			87,8
6	4	1	6,0
	5	1	6,2
Summe Nutzung: 6			12,2
Summe Präferenzgruppe Waldflächenmehrung			100,0

Eine Sonderrolle aus naturschutzfachlicher Sicht spielen die 6,2 % der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung, die auf schützenswerte Biotop mit dem Feuchtegrad nass entfallen. Zwar sind auch diese Standorte bedingt für Grünlandnutzung geeignet, es handelt sich dabei jedoch ausschließlich um Hochmoore, durch deren bevorzugte Aufforstung der überwiegende Teil dieser seltenen Biotop verloren ging.

4.5.4. Präferenzgruppe Waldflächenverlust

Die Standorte, die seit 1800 überdurchschnittlich häufig gerodet wurden, entfallen ausschließlich in die Nutzungskategorie 2 Acker, Grünland und haben mit Feuchtegraden von mäßig frisch bis sehr frisch einen weitgehend ausgeglichenen Wasserhaushalt (Tab. 12). Sie entfallen zu 81,6 % auf ebene und zu 18,4 % auf schwach geneigte Bereiche und Lagen mit wenig bewegtem Relief. Damit zeigt die Gruppe Parallelen zu Standorten der Präferenzgruppe Bestand Offenland, in der vergleichbare Böden 17,4 % der Fläche ausmachen und zur Präferenzgruppe Bestand Wald, in der grünlandtaugliche Ackerböden der Lageklasse 2 einen Flächenanteil von 10,2 % einnehmen. Es zeigt sich die klare Gesetzmäßigkeit, dass standortsabhängige Rodungen ausschließlich gut ackerbaulich geeignete Böden umfassen, die aufgrund ihrer Geländeform einfach zu bewirtschaften sind.

Tab. 12: Standorte der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung, gruppiert nach den Standortmerkmalen Nutzungseignung (Nutzung), ökologischer Feuchtegrad (FG) und Lage.

Nutzung-Klassen	FG-Klassen	Lage-Klassen	Flächenanteil
2	2	1	81,6
2	2	2	18,4
Summe Präferenzgruppe Waldflächenverlust			100,0

4.5.5. Standorte mit Mehrfachpräferenzen

Mehrfachpräferenzen treten zwischen den Präferenzgruppen Bestand Offenland und Waldflächenmehrung sowie zwischen Bestand Wald und Waldflächenverlust auf. Im Fall der Präferenzgruppen Bestand Offenland und Waldflächenmehrung entfällt die Überschneidung auf Grünlandböden, die auch für Ackerbau geeignet sind und mit den ökologischen Feuchtegraden mäßig frisch bis sehr frisch einen weitgehend ausgeglichenen Wasserhaushalt aufweisen. Ihr Anteil liegt in der Präferenzgruppe Bestand Offenland bei 6,3% und bildet in der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung mit 78,0% den größten Anteil. Auch schützenswerte Biotope mit teilweiser Grünlandeignung der Feuchtegrade mäßig feucht bis nass in ebenen Lagen sind in geringerem Umfang in beiden Präferenzgruppen vertreten. In der Präferenzgruppe Bestand Offenland liegt ihr Anteil bei 1,2%, in der Präferenzgruppe Waldflächenmehrung bei 6,2%. Dadurch wird deutlich, dass auf diesen Standorten eine Tendenz zur Aufgabe ehemaliger landwirtschaftlicher Nutzflächen besteht.

Zwischen den Präferenzgruppen Bestand Wald und Waldflächenverlust treten Überschneidungen bei grünlandtauglichen Ackerböden mit mäßig frischem bis sehr frischem Wasserhaushalt auf, die auf schwach geneigte Lagen und Bereiche mit bewegtem Relief entfallen. Ihr Flächenanteil an der Präferenzgruppe Bestand Wald beträgt 10,1%. Bei den Standorten mit Präferenz für Waldflächenverlust nehmen sie 18,4% der Gesamtfläche ein. Hier wird deutlich, dass ein Teil der besser für landwirtschaftliche Nutzung geeigneten Böden, die dem Wald seit 1800 überdurchschnittlich häufig verblieben sind, gleichzeitig auch bevorzugt gerodet wurden.

5. Diskussion

Ziel der vorliegenden Arbeit war es zu zeigen, in wieweit die Waldflächenentwicklung nach 1800 im Oberbayerischen Fünfseenland anhand des Merkmals Standort erklärt werden kann. Die Auswertung erfolgte in einem zu diesem Zweck aufgebauten geographischen Informationssystem (GIS), das Informationen über die Waldflächenverteilung von 1800 und heute sowie Daten zur Verteilung der Standorte im Untersuchungsgebiet enthält.

Aufforstungen und Rodungen seit 1800 gleichen sich im Bereich des Untersuchungsgebietes zwar flächenmäßig weitgehend aus. Es fand jedoch eine deutliche räumliche Verschiebung der Waldflächen statt, bei der in den nordöstlichen, stadtnahen Bereichen großflächige Rodungen und im westlichen, ländlich geprägten Teil des Untersuchungsgebietes zum einen großflächige Arrondierungen und Zusammenführungen von Waldflächen und zum anderen kleine bis mittelgroße Rodungsflächen dominieren. Durch die Analyse der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit von den Standortseigenschaften konnte gezeigt werden, dass diese Verschiebungen nicht ausschließlich durch den Faktor Standort erklärt werden können, da vielfältige soziale, ökonomische und ökologische Faktoren die Waldflächenentwicklung beeinflussen.

Bedeutende Flächenanteile der Kategorien Bestand Offenland und Bestand Wald konnten auf eine standortsbedingte Behandlung der Flächen zurückgeführt werden. Daraus ist ersichtlich, dass Flächen, auf denen sich die Wald-Offenland-Verteilung bereits vor 1800 an den standörtlichen Gegebenheiten orientierte, auch heute noch weitgehend in gleicher Weise genutzt werden.

Eine Ausnahme bilden gute Ackerböden in der Präferenzgruppe Bestand Wald, für deren Präferenz aber nicht die Standortseigenschaften, sondern vermutlich die Besitzverhältnisse ausschlaggebend sind. Bei rationaler Entscheidung des Grundeigentümers wären hier Rodungen zugunsten landwirtschaftlicher Bodennutzung zu erwarten gewesen. Eine mögliche Erklärung für den Verbleib dieser Flächen als Wald könnte die Hypothese liefern, dass im Raum des Untersuchungsgebietes kein Bedarf für weitere Ackerflächen bestand und diese Flächen deshalb überdurchschnittlich häufig dem Wald verblieben. In der Präferenzgruppe Waldflächenverlust finden sich jedoch ausschließlich gut ackerbaulich nutzbare Standorte der Nutzungsklasse 2 Acker, Grünland. Daraus kann abgeleitet werden, dass eindeutig Bedarf an landwirtschaftlicher Nutzfläche im Untersuchungsgebiet bestand. Plausibler erscheint die Möglichkeit, dass die betroffenen Flächen aufgrund der Zielsetzung der Grundeigentümer als Wald verblieben, was im Falle von Staatswald und Großprivatwald durchaus denkbar ist. Aus der Karte in Beilage 3 geht hervor, dass sich die betroffenen Flächen vor allem im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden, in dem auch größere Staatswaldkomplexe liegen.

Die Verlagerung der Waldflächen, die in den Kategorien Waldflächenmehrung und Waldflächenverlust zum Ausdruck kommt, ist zwar im Falle der Kategorie Waldflächenverlust scheinbar eindeutig durch die Standortfaktoren erklärbar, da es sich ausschließlich um gut zu bewirtschaftende Standorte der Nutzungskategorie 2 Acker, Grünland mit ausgeglichenem Wasserhaushalt in weitgehend ebener Lage handelt. Jedoch liegen große Flächenanteile der betroffenen Bodeneinheiten gleichzeitig auch nahe an München, wo nach 1800 großflächige Rodungen stattfanden. Die Bevölkerungszahl der bayerischen Landeshauptstadt betrug im Jahre 1871 170.000 (BAUER 2003, S. 127) und stieg bis 2001 etwa um das 8-fache auf 1,4 Millionen (STADT MÜNCHEN 2005). Dieser empirische Befund legt nahe, dass im Falle der standortsbedingten Rodungen Überschneidungen mit Prozessen der Stadtentwicklung bestehen. Das Aufsuchen entsprechender Flächen im Gelände hat gezeigt, dass die betroffenen Flächen heute sowohl landwirtschaftlich, wie auch städtisch genutzt werden. Die meist ebene Lage der betroffenen Bodeneinheiten ist auch für urbane Nutzungen günstig, so dass hier eine Überlagerung von standortsbedingter und städtisch bedingter Waldflächenentwicklung anzunehmen ist.

Standortsbedingte Waldflächenmehrungen lassen sich zwar plausibel anhand der Standortbedingungen erklären, machen aber nur 5,4 % der gesamten Waldflächenmehrung aus. Mögliche Erklärungsansätze liefern hier die Aufgabe und Aufforstung von Klein(st)betrieben und nicht mehr benötigten Allmenden. Die frei geworden Flächen wurden häufig ohne Berücksichtigung der Standortseigenschaften einzelner Teilflächen komplett aufgeforstet. Die aus der Karte in Beilage 3 ersichtlichen, großflächigen Waldflächenmehrungen, die sich ausschließlich in größerer Entfernung zu München finden, untermauern diesen Erklärungsansatz.

6. Praktische Anwendungsmöglichkeiten

6.1. Waldökologische Untersuchungen

Die vorliegende Arbeit bildet eine Grundlage für vegetationsgeschichtliche und zoologische Fragestellungen. Mit der vorhandenen Datengrundlage können alte und neue Wälder identifiziert und gezielt im Gelände aufgesucht werden. Durch den Vergleich der Artenzusammensetzung im Bezug auf Vegetation und Fauna ist es möglich, Zeigerarten für alte Wälder zu identifizieren und den Einfluss der vorangegangenen Nutzung auf die Artenzusammensetzung neuer Wälder zu untersuchen. Ein Vorteil ergibt sich hierbei vor allem aus der Verfügbarkeit von Daten zu den Standortseigenschaften. Flächen mit besonderen Standortbedingungen können dadurch im Gelände gezielt aufgesucht werden.

Derartige Forschungsarbeiten können auf der Grundlage des aufgebauten GIS auch im Privatwald mit relativ geringem Aufwand durchgeführt werden. Forsteinrichtungswerke, die Aufschluss über die Kontinuität der Bestockung liefern, fehlen hier weitgehend. Diese Informationen können aus dem erstellten GIS durch Einbeziehung der Baumartenverteilung, beispielsweise durch die Auswertung von CIR-Luftbildern abgeleitet werden. Die Anpassung des Datenbestandes an das Basis-DLM gewährleistet eine einfache Integration der Baumartenzusammensetzung in das aufgebaute GIS.

Aufgrund der hohen Genauigkeit der Datengrundlage ist das aufgebaute GIS für diese Anwendungen besser geeignet als die Arbeit von GLASER (2004), da durch den sehr kleinen Maßstab der Karten, die aus dessen Arbeit hervorgehen und die Erfassungsgrenze für Waldflächen von 25 ha, bereits bei der Einteilung der Flächenkategorien kleinflächige Veränderungen der Waldfläche untergehen. Die Kenntnis dieser Flächen ist zur Bearbeitung waldökologischer Fragestellungen jedoch nötig (Abb. 8).

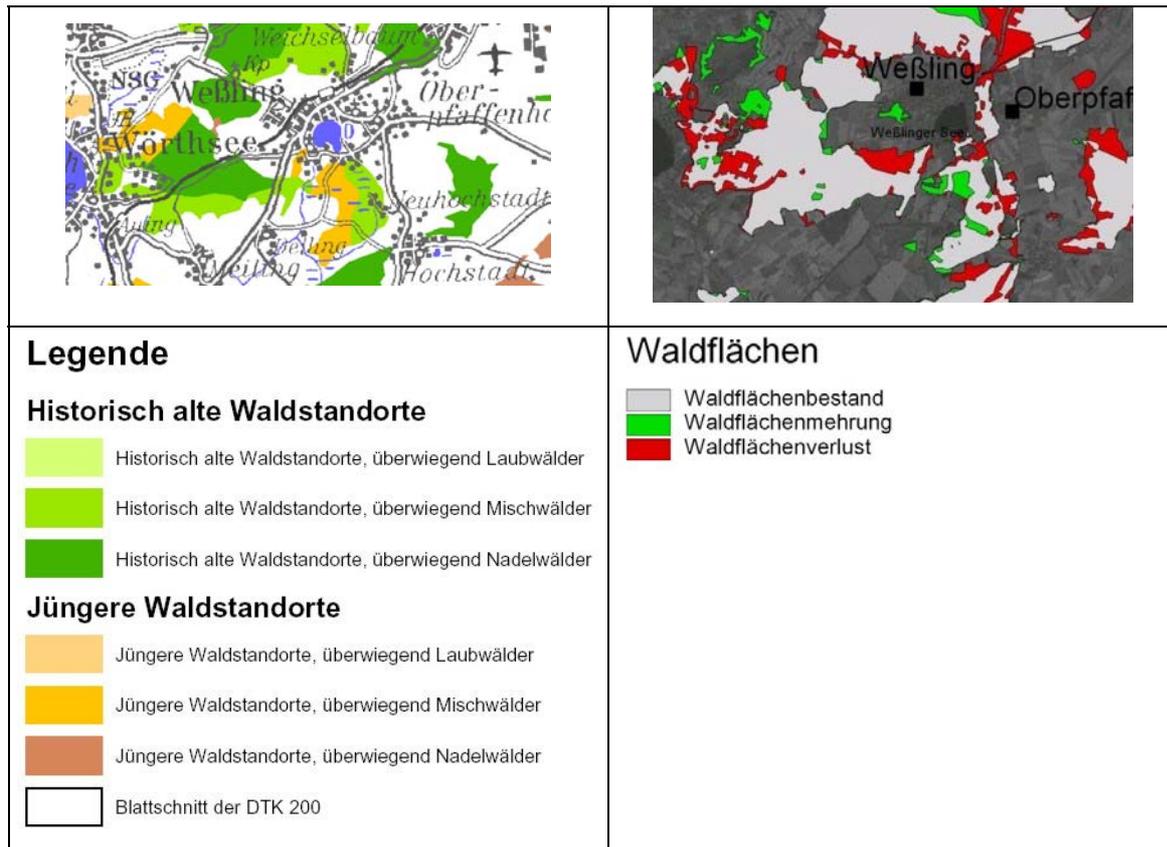


Abb. 8: Vergleich der Kartierung von GLASER (2004) mit der vorliegenden Arbeit im Bezug auf die Genauigkeit der Ausscheidung einzelner Flächenkategorien.

6.2. Einsatz in Planungsämtern

Das aufgebaute GIS ist durch die Einbeziehung der Standortfaktoren besonders zur Prüfung von Rodungs- und Erstaufforstungsanträgen geeignet. Geschützte Biotope nach Art. 13d BayNatSchG, die eine Rodung oder Erstaufforstung gegebenenfalls ausschließen, können anhand der Standortseigenschaften bereits im Vorfeld ohne Geländebegänge ermittelt werden. Da für Erstaufforstungsflächen in der Regel keine forstliche Standortskartierung vorliegt, können zudem Entscheidungen über die standortsgemäße Baumartenzusammensetzung von Erstaufforstungsflächen getroffen werden. Bei den Planungs- und Naturschutzbehörden der Landratsämter kann das GIS eine wichtige Grundlage für die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bevorstehenden Bauvorhaben oder für geplante Flächenumwidmungen bilden. Im Falle von unvermeidlichen Eingriffen in den Natur- und Landschaftshaushalt können potentielle Ausgleichsflächen in räumlicher Nähe zu den betroffenen Flächen einfach und schnell ermittelt werden. Auch Arbeiten zur Biotopkartierung können mit dem aufgebauten GIS wesentlich erleichtert werden, da alte Wälder mit spezifischen Standortbedingungen gezielt aufgesucht werden können.

Ein aktuelles Beispiel für die Anwendung zeigt ein Projekt der Fachhochschule Weihenstephan. In Zusammenarbeit mit dem Bund Naturschutz und der Münchner Stadtverwaltung soll ein Informationssystem nach dem Vorbild dieser Arbeit aufgebaut werden, das zusammen mit anderen naturschutzfachlichen Instrumenten die Bewertung von zur Rodung oder Nutzungsumwidmung anstehenden Waldflächen verbessern soll.

6.3. Einsatz bei Naturschutzverbänden

Auch im Bereich der Naturschutzverbände bieten sich interessante Anwendungsmöglichkeiten für das aufgebaute GIS. Es bietet die Möglichkeit, ökologisch wertvolle Biotope zu ermitteln, die durch Aufforstungen bzw. Rodungen seit 1800 besonders selten geworden sind. Dadurch können bei der Planung von Naturschutzmaßnahmen regional Prioritäten gesetzt werden. Der Flächenschutz muss sich dadurch weniger am Angebot potentieller Biotopflächen orientieren. Naturschutzverbände können beispielsweise gezielt auf Grundeigentümer zugehen, die im Besitz wertvoller Biotopflächen sind und direkt mit ihnen in Verhandlungen über Vertragsnaturschutz treten.

Ein Beispiel dafür liefern die Ergebnisse dieser Arbeit im Bezug auf die Hochmoorflächen im Untersuchungsgebiet. Hier konnten deutliche Auswirkungen der Waldflächenentwicklung seit 1800 auf den ökologischen Wert der Landschaft ermittelt werden. Seit 1800 ist im Raum des Untersuchungsgebietes ein massiver Verlust dieser wertvollen Offenlandbiotope im untersuchten Gebiet zu verzeichnen. Lag der Waldanteil auf Hochmooren um 1800 noch weit unter 1 %, so sind heute, bedingt durch die Trockenlegungen und Aufforstungen im Zuge der Landeskulturreformen um 1800, etwa 70 % aller Hochmoorstandorte im Untersuchungsgebiet bewaldet. Andere potentielle Offenlandbiotope im Bereich grundwasserbeeinflusster Standorte blieben dagegen in größerem Umfang erhalten. Hier besteht ein konkreter Ansatzpunkt, den Fortbestand noch intakter Hochmoorflächen, beispielsweise über Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes, zu sichern oder über gezielte Renaturierungsmaßnahmen wieder intakte Hochmoorflächen herzustellen.

7. Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es darzulegen, welche Rolle die Standortseigenschaften in dem komplexen Gefüge sozialer, ökonomischer und ökologischer Faktoren einnehmen, durch die die Waldflächenentwicklung im 19. und 20. Jahrhundert beeinflusst wurde. Durch Literaturrecherche konnte für Bayern keine Arbeit ermittelt werden, die sich explizit mit diesem Thema auseinandersetzt. Als Untersuchungsgebiet wurde bewusst ein Teil des oberbayerischen Fünfseenlandes gewählt, einer Erholungslandschaft mit ökologisch wertvollen Landschaftsstrukturen direkt vor den Toren der Großstadt München. Durch den Versuch, diese wertvollen Strukturen zu erhalten einerseits und die Nähe zu München andererseits, prallen im Untersuchungsgebiet gegensätzliche ökonomische und ökologische Interessen aufeinander. Dadurch kommen die verschiedenen Faktoren, die die Waldflächenentwicklung seit 1800 beeinflussten, besonders zur Geltung.

Die Analysen stützen sich auf ein speziell zu diesem Zweck aufgebautes geographisches Informationssystem. Bei der Auswahl der Datengrundlagen wurde besonderes Augenmerk auf die Genauigkeit der verwendeten Daten gelegt. Zur Rekonstruktion der Waldflächen von 1800 wurden Flurkarten im Maßstab 1:5.000 verwendet, die mit maximalen Lageabweichungen von 2,50 m sogar die Lagegenauigkeit der Daten für die aktuellen Waldflächen übertreffen, die aus dem Basis-DLM stammen und einen RMS von 10,00 m aufweisen. Zur Implementierung der Standortseigenschaften wurde die Konzeptbodenkarte 1:25.000 verwendet, die vom Bayerischen Geologischen Landesamt erstellt wird. Die Waldfläche im Untersuchungsgebiet blieb von 1800 bis heute per saldo weitgehend konstant. Es ist lediglich eine kaum merkliche Zunahme des Waldanteils von 38,1 % auf 38,3 % zu verzeichnen. Es fand jedoch eine umfangreiche Verlagerung von Waldflächen statt, die durch großflächige Rodungen im stadtnahen Bereich und großflächige, zum Teil komplexe Zusammenführungen und Arrondierungen vorhandener Waldflächen sowie mittelgroße Rodungen an der Peripherie vorhandener Wälder in stadtfernen Bereichen gekennzeichnet ist. Der Waldflächenabgang beträgt insgesamt 7,9 %, neue Waldflächen entstanden auf 8,2 % der Gebietsfläche.

Die Analyse der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit vom Standort ergab, dass die Waldflächenmehrungen nur zu 5,4 % durch den Faktor Standort erklärt werden können. Diese Tatsache konnte darauf zurückgeführt werden, dass durch Allmendenaufforstung und durch die Aufgabe von Klein(st)betrieben häufig sowohl schlecht wie auch gut landwirtschaftlich nutzbare Flächen aufgeforstet wurden.

Rodungen zeigen eine größere Abhängigkeit vom Standort. 43,0 % der Gesamtrodungsfläche entfallen auf solche Standorte, die ohnehin in den letzten 200 Jahren bevorzugt gerodet wurden. Sie sind durchweg gut landwirtschaftlich nutzbar und befinden sich in weitgehend ebener Lage. Allerdings liegen viele dieser Flächen auch zugleich in stadtnahen Bereichen, so dass eine Überschneidung von Stadteinfluss und Standortseinfluss hier nicht von der Hand zu weisen ist. 43,5 % aller Flächen, die seit 1800 Offenland sind, entfallen auf Standorte, die wegen guter landwirtschaftliche Nutzungseignung, günstiger Geländelage oder günstigem Wasserhaushalt überdurchschnittlich häufig waldfrei blieben.

Standorte, die seit 1800 bevorzugt durchgehend bewaldet sind, haben einen Anteil an der Gesamtfläche der Flächenkategorie Bestand Wald von 66,2 %. Der Großteil dieser Standorte weist entweder eine Kombination von ungünstiger Geländelage und tendenziell schlechterer Nutzungseignung oder Wasserunterversorgung auf. Eine Ausnahme bilden diejenigen sehr gut ackerbaulich nutzbaren Böden, die unter Wald verblieben, aber dennoch in der Präferenzgruppe Bestand Wald auftauchen. Ihre Präferenz ist nicht durch Standortseigenschaften begründbar. Als

wahrscheinlicher Erklärungsansatz sind die Besitzverhältnisse denkbar, von denen auch die Eigentümerentscheidung abhängt, ob eine konkrete Fläche gerodet werden soll. Der Anteil dieser sehr gut landwirtschaftlich nutzbaren Standorte macht 17,3 % aller Flächen aus, die seit 1800 bevorzugt als Wald verblieben.

Die Einzelbetrachtung ausgewählter Standorte ergab ein ähnliches Bild. Die höchsten Waldanteile weisen Hochmoore, grünlandtaugliche Böden der Jungmoräne in Bereichen mit bewegtem Relief und landwirtschaftlich nicht nutzbare Rohböden auf. In allen Fällen liegt der Waldanteil heute über 60 %. Die niedrigsten Waldanteile von jeweils unter 1 % finden sich auf Gleyen und Niedermooren mit hohem Nährstoffangebot, die grünlandtauglich sind und zum Teil schützenswerte Biotope beinhalten. Den größten absoluten Waldflächenzuwachs weisen Hochmoore mit 70,6 % auf. Bei Nieder-, Übergangsmooren und Gleyen, die im Vergleich zu den Standorten mit Waldanteilen unter 1 % ein niedrigeres Nährstoffangebot aufweisen, liegen die Mehrungen über 10 %. Die größten Waldflächenverluste seit 1800 treten im Untersuchungsgebiet durchweg auf Böden in ebener Lage mit guter und sehr guter landwirtschaftlicher Nutzungseignung auf. Die Verluste liegen hier zwischen 2,7 % und 10 %.

Die Überschneidungen zwischen standortsbedingter Waldflächenentwicklung und Stadteinfluss bzw. Besitzart wurden in der vorliegenden Arbeit nicht näher analysiert. Es wurde jedoch abschließend ein Gedankenmodell aufgebaut, das es ermöglicht, mit der vorhandenen Datengrundlage Überschneidungen zwischen Stadteinfluss und Standortseinfluss zu ermitteln.

Das aufgebaute GIS kann aufgrund seiner hohen Genauigkeit Datengrundlage für waldökologische Forschungsarbeiten sein, in denen die Artenzusammensetzung von Tier- und Pflanzenbeständen in alten und neuen Wäldern auf konkreten Standorten miteinander verglichen wird. Praktische Anwendung in der Landschaftsplanung kann das erstellte Informationssystem beispielsweise in den Ämtern für Land und Forstwirtschaft bei der Bearbeitung von Rodungs- und Erstaufforstungsanträgen finden. In Planungsämtern und in der unteren Naturschutzbehörde kann es als Datengrundlage für Entscheidungen bei Flächenumwidmungen und Eingriffen in den Landschaftshaushalt dienen. Maßnahmen können so im landeskulturellen und naturräumlichen Kontext geplant und bewertet werden.

8. Referenzen

8.1. Literatur

- BAUER, O. (2002): Von der unregelmäßigen Waldnutzung zur nachhaltigen Forstwirtschaft – eine Analyse der Prozesse in Bayern an der Schwelle zum 19. Jahrhundert - Forstliche Forschungsberichte München Nr. 189 – Schriftenreihe des Wissenschaftszentrums Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Fachgebiet für Raumordnung und Umweltrecht (Hrsg.), Freising.
- BAUER, R. (2003): Geschichte Münchens, C. H. Beck, 1. Auflage, München.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.) (1986): Standortkundliche Bodenkarte 1:50.000 München – Augsburg und Umgebung - Erläuterungen zu den Kartenblättern L 7530 Wertingen, L 7532 Schrobenhausen, L 7730 Augsburg, L 7732 Altomünster, L 7734 Dachau, L 7736 Erding, L 7930 Landsberg a. Lech, L 7932 Fürstenfeldbruck, L 7934 München, L 7936 Grafing b. München, L 8130 Schongau, L 8132 Weilheim i. OB, L 8134 Wolfratshausen und L 8136 Holzkirchen, Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- BECK, R. (1993): Unterfinning – Ländliche Welt vor Anbruch der Moderne, C. H. Beck, München.
- BECK, R. (2003): Ebersberg oder das Ende der Wildnis – Eine Landschaftsgeschichte, C. H. Beck, München.
- BENDER, O. [ET AL.] (2002): Spatial Decision Support im Naturschutz auf Basis diachronischer Geoinformationssysteme, in: STROBEL [ET AL.] (Hrsg.) (2002), Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIV – Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002, Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 20 – 29.
- BÜLOW, W. (1988): Der Wörthsee und seine Umgebung im Wandel der Zeiten – Heimatgeschehen im Landesgeschichtlichen Zusammenhang, Oreos Verlag, Schaftlach.
- GLASER, F. [ET AL.] (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland - Angewandte Landschaftsökologie Heft 61, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn.
- GULDER, H.J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- HASEL, K. (1985): Forstgeschichte – ein Grundriß für Studium und Praxis, Parey, Hamburg, Berlin.
- HAZZI, J. VON (1801-1808): Statistische Aufschlüsse über das Herzogthum Baiern aus ächten Quellen geschöpft. Ein Allgemeiner Beitrag zur Länder und Menschenkunde, 4 Bde., Nürnberg, in: BECK, RAINER (2003): Ebersberg oder das Ende der Wildnis – Eine Landschaftsgeschichte, C. H. Beck, München.
- JANSEN, F. (2005): Ansätze zu einer historischen Landschaftsökologie – Landschaftsbilanzen und Natürlichkeitsgrade mit Hilfe der Schwedischen Matrikelkarten Vorpommerns, Diss. bot. 394 Cramer, Berlin/ Stuttgart.
- LIEBIG, W. (1999): Desktop-GIS mit ArcView – Leitfaden für Anwender – 2., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Herbert Wichmann Verlag, 2. Auflage, Heidelberg.
- MANTEL, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte: Ein Lehr- und Handbuch, Schapper, Hannover.
- MITSCHERLICH, G. (1970): Wald, Wachstum und Umwelt, 3 Bde, Sauerländer, 1. Auflage, Frankfurt am Main.
- SCHMID, A. (Hrsg.) (2003): Handbuch der Bayerischen Geschichte – Vierter Band: Das Neue Bayern: Von 1800 bis zur Gegenwart: Erster Teilband: Staat und Politik, C. H. Beck, 2. überarbeitete Auflage, München.

- SEEBERGER, M. (2001): Hefte zur Bayerischen Geschichte und Kultur Band 26 – Wie Bayern vermessen wurde, X Bde., 26. Bd., Bayerisches Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst Haus der Bayerischen Geschichte, Augsburg.
- UEBERFUHR, F., MIETHKE, A. (2003): Die Waldflächenentwicklung im Freistaat Sachsen von 1800 bis 2000 – Vergleichende Betrachtungen sächsischer Wälder in sächsischen Naturräumen, in: Beiträge zu Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 37, S. 67 – 74.
- WALENTOWSKI, H. [ET AL.] (2001): Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising
- WALENTOWSKI, H. [ET AL.] (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns – Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz, Verlag Geobotanica, Freising.

8.2. Kartenwerke

Kartenwerk	zeitliche Aktualität	Copyright
Uraufnahmen der bayerischen Katasterkarten, Kartenblätter 8 – 14 der Schichten II bis VII im SW-Quadranten	1809 bis 1810, teils ohne Jahresangabe	Bayerisches Landesamt für Vermessung und Geoinformation
Revisionsaufnahmen der bayerischen Katasterkarten, Kartenblätter 8 – 14 der Schichten II bis VII im SW-Quadranten	1863	Bayerisches Landesamt für Vermessung und Geoinformation
Konzeptbodenkarte 1:25.000 als ESRI-Shapedatei	k.A.	Bayerisches Geologisches Landesamt
Digitales Basis –Landschaftsmodell (Basis-DLM), Objektart 4107 Wald, Forst als ESRI-Shapedatei	1998 – 2003	Bayerisches Landesamt für Vermessung und Geoinformation

8.3. Internetquellen

- ATKIS-OK (ATKIS – OBJEKTARTENKATALOG, AKTUELLER KATALOG, TEIL D1: BASIS DLM) (2003): *Amtliches Topographisch – Kartographisches Informationssystem - ATKIS - Objektartenkatalog - Basis-DLM - Stand 01.07.2003 - Version 3.2*, <http://www.atkis.de/dstinfo/> (09.05.2005).
- BAYWALDG (BAYERISCHES WALDGESETZ) (2005): *Bayerisches Waldgesetz, in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. Juli 2005*, http://by.juris.de/WaldG_BY_2005_rahmen.htm (2.08.2005).
- BIS-BAYERN (BODENINFORMATIONSSYSTEM BAYERN) (2005): *Informationen zum Fachthema Konzeptbodenkarte 1:25 000 (KBK 25) Räumliche Verfügbarkeit*, <http://www.bis.bayern.de/bis/index.html>.
- BKG (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE), ADV (ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND) (2005): *AdV – Metainformationssystem*, http://www.atkis.de/metainfo/metainfo.meta_start?inf_sprache=deu (09.05.2005).
- BKG (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE), ADV (ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND) (2003): *AdV – Metainformationssystem*, http://www.atkis.de/metainfo/metainfo.meta_start?inf_sprache=deu (09.05.2005).
- REGIONALPLAN MÜNCHEN (2002): *Regionalplan München*, <http://www.region-muenchen.com/regplan/rptext/Regionalplan-Muenchen.pdf> (5.09.2005).
- STADT MÜNCHEN (2002): *Bevölkerungsprognose 2002*, <http://www.muenchen.de> (5.09.2005).
- U.S.G.S. (U.S. GEOLOGICAL SURVEY) (2003): *National Map Accuracy Standard*, <http://rockyweb.cr.usgs.gov/nmpstds/nmas647.html> (10.08.2005).

9. Abbildungen und Beilagen

9.1. Abbildungen

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.....	6
Abb. 3: Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 für das gesamte Untersuchungsgebiet in ha.....	13
Abb. 5: Verteilung der Lageklassen in den Präferenzgruppen und im Untersuchungsgebiet.....	17
Abb. 7: Verteilung der Nutzungseignungsklassen in den Präferenzgruppen und im Untersuchungsgebiet.....	19
Abb. 8: Vergleich der Kartierung von GLASER (2004) mit der vorliegenden Arbeit im Bezug auf die Genauigkeit der Ausscheidung einzelner Flächenkategorien.....	24

9.2. Verzeichnis der Beilagen

- Beilage 1: Klasseneinteilung der Standortseigenschaften als PDF-Datei
- Beilage 2: Karte der Waldflächenentwicklung, 1:50.000 als PDF-Datei
- Beilage 3: Karte der Waldflächenentwicklung in Abhängigkeit vom Standort, 1:50.000 als PDF-Datei

submitted: 10.03.2006
 reviewed: 16.07.2005
 accepted: 18.07.2006

Autorenanschrift:

Dipl.-Ing. (FH) Andreas Brem
 Fuggerstr. 13
 82299 Türkenfeld
andreas.brem@gmx.de

Beilage 1: Klasseneinteilung der Bodeneigenschaften

Bodentyp

Klasse	Bodentypen
0	nicht differenzierbar
1	Parabraunerde, Braunerde (Kolluvium)
2	Pararendzina, Ackerpararendzina
3	Pseudogleye (alle Formen)
4	Gleye (alle Formen)
5	Niedermoore, Übergangsmoore
6	Hochmoore
7	verschiedene Rohböden
8	bebaute Flächen, Versiegelungsgrad < 70%

Ausgangsgestein

Klasse	Ausgangsgestein
0	nicht differenzierbar
1	Jungmoräne
2	Altmoräne
3	Lößlehm
4	obere Süßwassermolasse
5	Niederterrassenschotter
6	Hochterrassenschotter
7	holozäne Schotter
8	holozäne Ablagerungen

Lage

Klasse	Lage
0	nicht differenzierbar
1	weitgehend eben
2	schwach geneigt, wenig bewegtes Relief
3	stärker geneigt, bewegtes Relief
4	steil

Wasserhaushalt

Klasse	ökologischer Feuchtegrad
0	nicht differenzierbar
1	trocken bis mäßig frisch
2	mäßig frisch bis sehr frisch
3	stauwasserbeeinflusst (mäßig wechselfeucht bis wechsellässig)
4	mäßig feucht bis mäßig nass
5	nass

Bodenreaktion

Klasse	Bodenreaktion
0	nicht differenzierbar
1	neutral bis schwach alkalisch
2	schwach sauer bis mäßig sauer
3	mäßig sauer bis stark sauer
4	sehr stark sauer bis extrem sauer

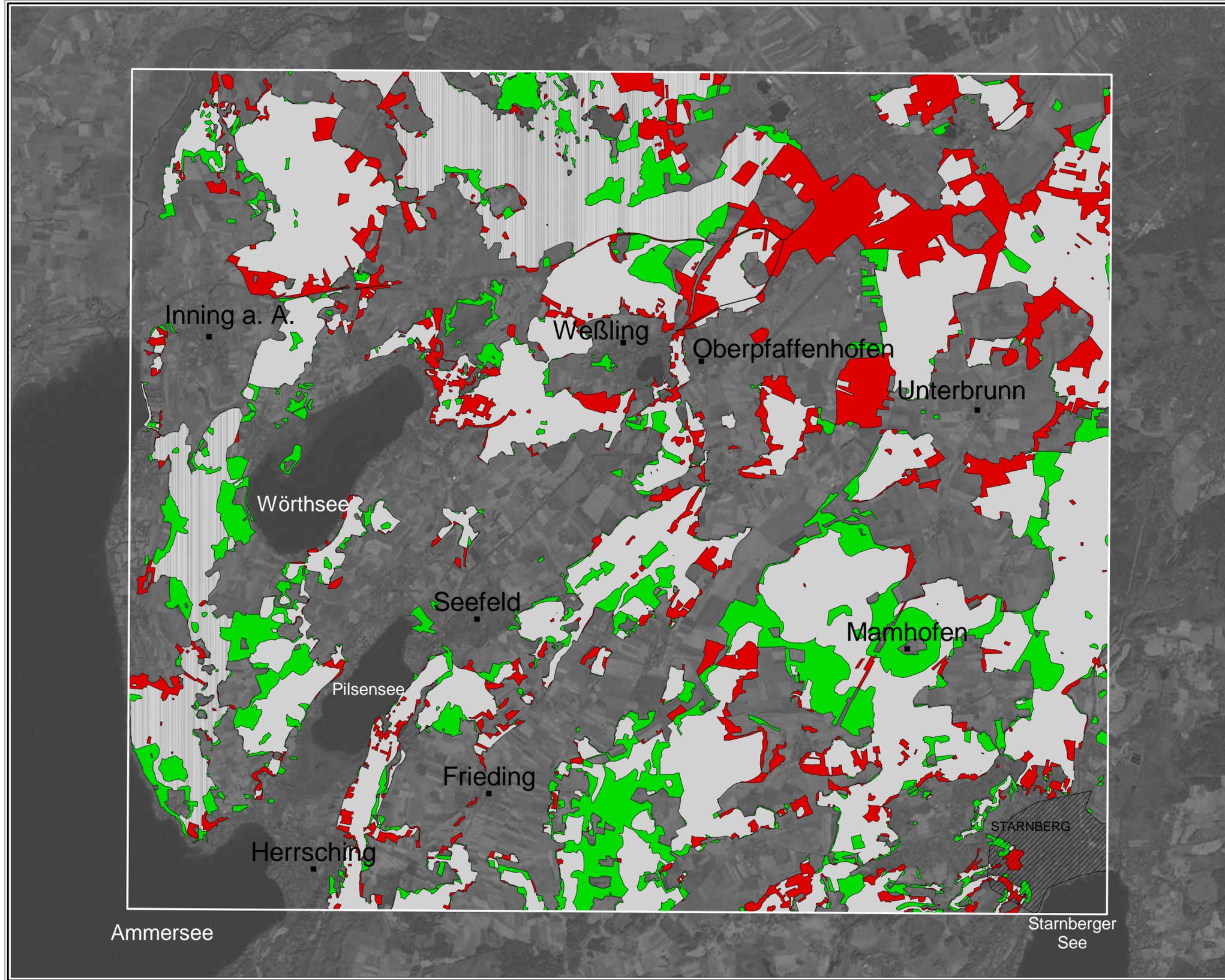
Nutzungsseignung

Klasse	Nutzungsseignung
0	nicht differenzierbar
1	Acker
2	Acker, Grünland
3	Grünland, Acker
4	Grünland
5	landwirtschaftlich nicht nutzbar
6	schützenswerte Biotope, z.T. grünlandtauglich
7	Gewässer

Waldflächenentwicklung von 1800 - 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland



Die Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften,
Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft 2005,
Beilage 2



Legende

Flächenkategorien

- Waldflächenbestand
- Waldflächenmehrung
- Waldflächenverlust

Orientierungshilfen

- Stadt
- Gemeinde
- Gebietsgrenze

N

Maßstab: 1:50.000

Flächenkategorien

Waldflächenbestand: seit 1800 kontinuierlich bestockte Flächen, Kahlschlag und Wiederaufforstung möglich
Waldflächenmehrung: nach 1800 entstandene Waldflächen
Waldflächenverlust: seit 1800 gerodete Flächen

Waldflächen:

Stand 1800: entsprechend den Flurkarten der Katasteraufnahme von 1809
Stand 2000: entsprechend Basis-DLM
Erfassungsgrenze: 0,1 ha

Bearbeitung:

BREM, Andreas (2005): Die Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften, Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft

Datenquellen:

Landsat eTM+ Szene: Global Land Cover Facility
<http://www.glc.f.umiacs.umd.edu/index.shtml>
Städte und Gemeinden: Geologische Karte von Bayern 1:500.000, Copyright: Bayerisches Geologisches Landesamt



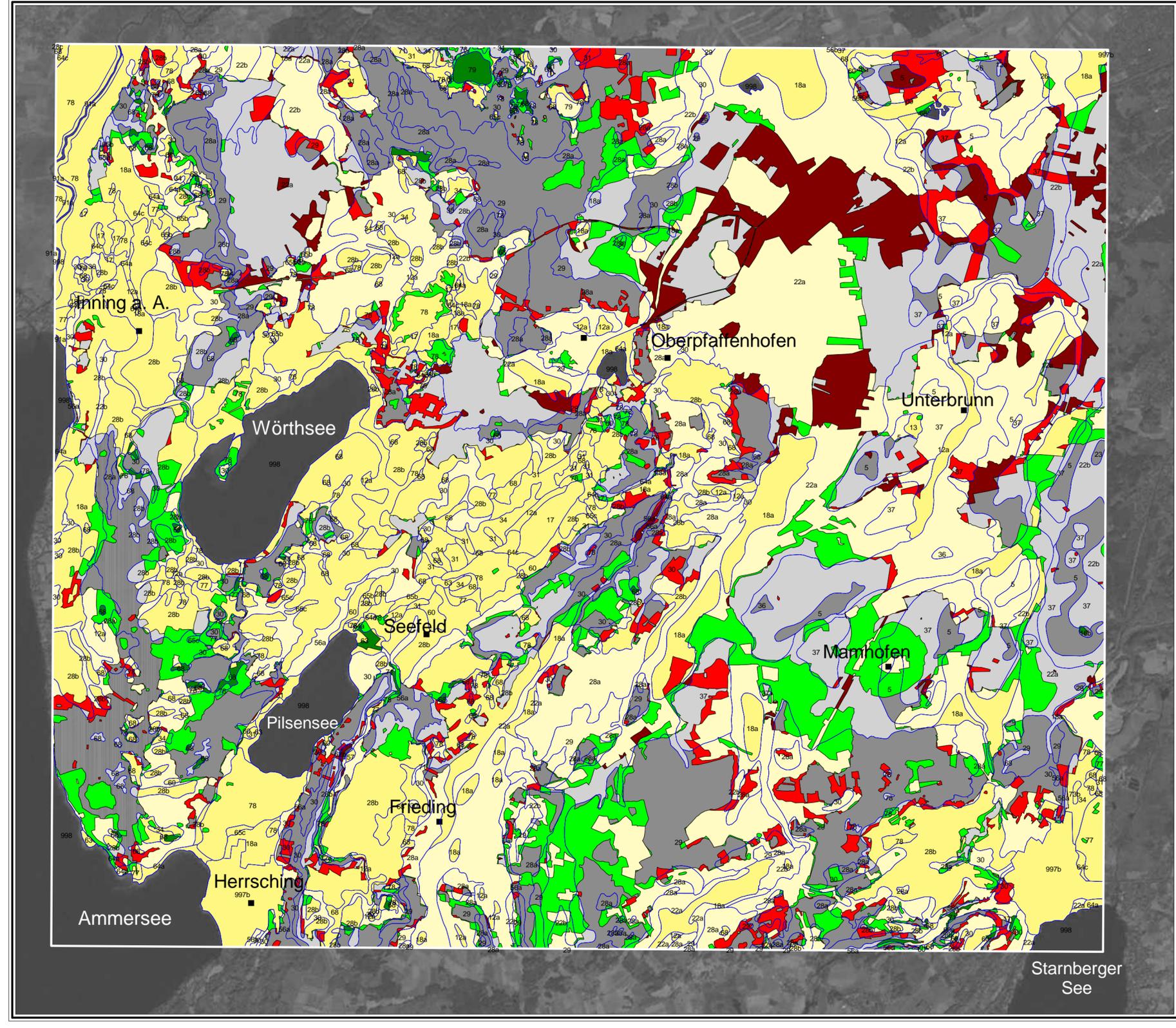
Waldflächenentwicklung von 1800 - 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland in Abhängigkeit vom Standort



Die Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften, Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft, 2005, Beilage 3

Bodeneinheiten

12a	Kolluvial, örtlich pseudovergleyt oder vergleyt, aus lehmigen Abchwermmassen
13	Pseudogley-Braunerde und Braunerde, pseudovergleyt, z.T. tiefreichend humos
16b	Braunerde-Pseudogley und Pseudogley aus Lösslehm bzw. Lösslehm mit Anteilen an Fremdmaterial unterschiedlicher Herkunft
17	Pararendzina und Braunerde-Pararendzina aus carbonatreichem Schotter
18a	Ackerpararendzina aus carbonatreichem Schotter
22a	Braunerde und Parabraunerde, geringer bis mittlerer Entwicklungstufe, z.T. tiefreichend humos, aus carbonatreichem Schotter, örtlich mit flacher Hochflurlehmedecke
22b	Braunerde und Parabraunerde, mittlerer bis großer Entwicklungstufe, z.T. tiefreichend humos, aus carbonatreichem Schotter, örtlich mit Hochflurlehmedecke
23	Parabraunerde, örtlich Braunerde, aus carbonatreichem Schotter mit Lösslehmabdeckung (3-7 dm)
26	Braunerde aus Hochterrassenschotter und dessen Verwitterungsprodukten, meist mit lehmigen (örtlich lehmig-sandigen) Deckschichten (< 4 dm)
28a	Pararendzina, z.T. Ackerpararendzina, aus überwiegend sandig-kiesiger Jungmoräne
28b	Pararendzina, z.T. Ackerpararendzina, aus überwiegend schluffig-kiesiger Jungmoräne
28c	Pararendzina, z.T. Ackerpararendzina, aus überwiegend kiesig-schluffiger Jungmoräne
29	Parabraunerde, örtlich auch Braunerde, aus überwiegend sandig-kiesiger Jungmoräne, örtlich mit schluffreicher Deckschicht
30	Parabraunerde, z.T. auch Braunerde, aus überwiegend schluffig-kiesiger Jungmoräne, z.T. mit schluffreicher Deckschicht
31	Parabraunerde, z.T. auch Braunerde, örtlich schwach pseudovergleyt, aus überwiegend kiesig-schluffiger Jungmoräne
34	Pseudogley-Parabraunerde, z.T. Pseudogley-Braunerde, aus überwiegend kiesig-schluffiger, z.T. tonig-schluffiger Jungmoräne
35	Braunerde-Pseudogley, Pseudogley und Haltpseudogley aus kiesig-schluffigem bis tonig-schluffigem Jungmoränenmaterial
36	Pararendzina aus Altmoräne
37	Braunerde und Parabraunerde aus Altmoräne und älteren Bodenresten, z.T. mit Lösslehmabdeckung (< 7 dm)
48a	Braunerde und Parabraunerde aus Altmoräne und älteren Bodenresten, z.T. mit Lösslehmabdeckung (< 7 dm)
5	Braunerde aus Lösslehm
56a	Bodenkomplex der Syrosem-Rendzinen, Pararendzinen und Braunerden, örtlich auch Gley-Braunerden, aus verschiedenem Ausgangsmaterial an größeren steilen Hängen
56b	Bodenkomplex der Syrosem-Rendzinen, Pararendzinen und Braunerden, örtlich auch Gley-Braunerden, aus Ausgangsmaterial an flach geneigten Sockelbereichen
57	Rendzina aus Kalktuff und Alm
60	Bodenkomplex der Hanggleye und Quellengleye aus verschiedenem Ausgangsmaterial
62b	Kalkgley aus Flussmergel oder Alm über carbonatreichem Schotter
63	Kalkniedergley aus holozänen Seeablagerungen
64a	Gley-Pararendzina und Pararendzina-Gley, tiefreichend humos, aus Flussmergel über carbonatreichem Schotter, z.T. aus carbonathaltigen Tal- und Bachsedimenten
64b	Kalkgley, örtlich tiefreichend humos, aus Flussmergel über carbonatreichem Schotter, teilweise aus carbonathaltigen Tal- und Bachsedimenten
64c	Kalkarmogleye aus Flussmergel über carbonatreichem Schotter, teilweise aus carbonathaltigen Tal- und Bachsedimenten
66b	Gley und Braunerde-Gley, örtlich tiefreichend humos, aus lehmigen bis sandig-lehmigen Talesedimenten, im Untergrund carbonathaltig
65c	Armoogleye, Niedermogleye und Naßgleye aus lehmigen bis sandig-lehmigen Talesedimenten, im Untergrund carbonathaltig
68	Bodenkomplex der kalkgründigen Gleye aus lehmigem Miozänenmaterial
71	Bodenkomplex der kalkgründigen Gleye bis Kalkgleye aus unterschiedlichen Substraten
73b	Gley und Braunerde-Gley aus lehmigen bis schluffigen Talesedimenten
77	Kalkniedermoor über carbonatreichem, kiesigem bis lehmigem Untergrund
78	Niedermoor und Übergangsmoor über carbonatreichem Untergrund mit weitem Bodenerspektrem
79	Hochmoor
91a	Auen-Kalkgley, örtlich mit fossilem Ah-Horizont, aus carbonatreichem, kiesigen, sandigen und schluffigen Flusssedimenten
997b	Bekultivierte Flächen mit einem Versiegelungsgrad < 70%; bodenkundlich nicht differenzierbar
998	Gewässer



Legende

Flächenkategorien

kBO	pBO
kBW	pBW
kWM	pWM
kWV	pWV

Orientierungshilfen

- Gemeinden
- Gebietsgrenze

Maßstab: 1:50.000

Flächenkategorien

kBW: seit 1800 kontinuierlich bestockte Flächen auf Standorten ohne Präferenz für Waldflächenbestand

pBW: seit 1800 kontinuierlich bestockte Flächen auf Standorten mit Präferenz für Waldflächenbestand

kBO: seit 1800 kontinuierlich waldfreie Flächen auf Standorten ohne Präferenz für Bestand Offenland

pBO: seit 1800 kontinuierlich waldfreie Flächen auf Standorten mit Präferenz für Bestand Offenland

kWM: neue Wälder auf Standorten ohne Präferenz für Waldflächenmehrung

pWM: neue Wälder auf Standorten mit Präferenz für Waldflächenmehrung

kWV: gerodete Wälder auf Standorten ohne Präferenz für Waldflächenverlust

pWV: gerodete Wälder auf Standorten mit Präferenz für Waldflächenverlust

Waldflächen:

Stand 1800: entsprechend den Flurkarten der Katastralaufnahme von 1809

Stand 2000: entsprechend Basis-DLM

Erfassungsgrenze: 0,1 ha

Bearbeitung:

BREM, Andreas (2005): Die Waldflächenentwicklung von 1800 bis 2000 im Oberbayerischen Fünfseenland und ihre Abhängigkeit von den Standortseigenschaften, Diplomarbeit an der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Wald und Forstwirtschaft

Datenquellen:

Bodeneinheiten: Konzeptbodenkarte 1:25.000, Copyright: Bayerisches Geologisches Landesamt

LandSAT eTM+ Szene: Global Land Cover Facility <http://www.glcf.umd.edu/index.shtml>

Städte und Gemeinden: Geologische Karte von Bayern 1:500.000, Copyright: Bayerisches Geologisches Landesamt



Epiphytische Flechten in den Tannenwäldern am Taubenberg

Epiphytic lichens in fir forests at the Taubenberg

Wolfgang von B r a c k e l

Abstract

Forests rich in silver fir (*Abies alba*) on the Taubenberg were studied randomly for epiphytic lichens (and bryophytes). Lists of species were taken for the different tree species (silver fir, beech, spruce and admixed trees) as well as for the different habitats. Altogether 47 epiphytic lichens and 41 epiphytic bryophytes were recorded, 19 epiphytic lichens and 10 epiphytic bryophytes are red-listed. Moreover four lichenicolous fungi and one hepaticolous fungus were noted. The study makes evident that the silver fir (in the studied region) creates the most important matrix for epiphytic lichens, whereas the beech bears more bryophytes on average. At this elevation (600-900 m), the spruce is of minor importance as a matrix for epiphytes. The occurrence of some severely endangered oceanic lichen species (*Allocetraria oakesiana*, *Arthonia leucopellaea*, *Cetrelia cetrarioides*, *Lobaria pulmonaria*, *Normandina pulchella*, *Parmeliella triptophylla*) and of *Milospium lacoizquetae*, a lichenicolous fungus until now unknown for Germany show the supra-regional importance of the fir-rich forests at the Taubenberg.

Zusammenfassung

Die tannenreichen Wälder des Taubenbergs wurden stichprobenhaft auf epiphytische Flechten (und Moose) untersucht, wobei getrennte Listen für die unterschiedlichen Baumarten (Tanne, Buche, Fichte und Nebenbaumarten) sowie die unterschiedlichen Standorte angefertigt wurden. Insgesamt wurden 47 epiphytische Flechtenarten und 41 epiphytische Moosarten gefunden, von denen jeweils 19 bzw. 10 Arten auf den Roten Listen verzeichnet sind. Zudem wurden vier lichenicole und ein hepaticoler Pilz notiert. Die Tanne stellte sich (im Untersuchungsgebiet) als wichtigster Trägerbaum für epiphytische Flechten heraus, während die Buche in der Regel mehr epiphytische Moose trug. Die Fichte spielt als Trägerbaum für Epiphyten in dieser Höhenlage (600-900 m) eine nur geringe Rolle. Das Vorkommen mehrerer zum Teil hochgradig gefährdeter ozeanischer Flechtenarten (*Allocetraria oakesiana*, *Arthonia leucopellaea*, *Cetrelia cetrarioides*, *Lobaria pulmonaria*, *Normandina pulchella*, *Parmeliella triptophylla*) und der Fund des bisher für Deutschland unbekanntes lichenicolen Pilzes *Milospium lacoizquetae* unterstreichen die überregionale Bedeutung der Tannenschwälder am Taubenberg.

Einleitung

Der Taubenberg liegt im Bayerischen Alpenvorland südöstlich von München zwischen Holzkirchen und Miesbach im Naturraum Inn-Chiemsee-Hügelland. Der tiefste Punkt liegt im Tal der Mangfall bei etwa 620 m, der höchste Punkt bei knapp 900 m. Die Ost-West-Ausdehnung beträgt etwa 6 km, die Nord-Süd-Ausdehnung 4 km.

Bis auf wenige Lichtungen ist der Taubenberg bewaldet, wobei das Waldbild von Nadelhölzern geprägt wird; Laubgehölze, vor allem die Buche, sind nur beigemischt. Im Gegensatz zu vielen anderen Nadelholzflächen des Alpenvorlands ist hier jedoch die Fichte nicht die allein beherrschende Baumart, vielmehr nimmt die Tanne große Flächenanteile ein, meist in enger Durchmischung mit der Fichte. Untergeordnet kommen Kiefer, Stieleiche, Lärche, Bergahorn und Birke vor.

Ziel dieser Studie ist eine Bestandserhebung der epiphytischen Flechten (und Moose) hinsichtlich der verschiedenen Baumarten und unterschiedlicher Standortverhältnisse.

Material und Methode

Während einer dreitägigen Begehung Anfang November 2005 wurden ausgesuchte tannenreiche Bestände am Taubenberg nach epiphytischen Flechten abgesucht. Es wurde darauf geachtet, auf einer Probefläche stets ähnliche Zahlen von Bäumen der verschiedenen Baumarten zu untersuchen. Bei den Nebenbaumarten war das allerdings oft nicht möglich. Die epiphytischen Moose wurden mit erhoben. Als Beibeobachtungen wurden zur Verdeutlichung der Standortverhältnisse die auffälligsten boden- und totholzbewohnenden Flechten und Moose notiert. Wegen der knappen zur Verfügung stehenden Zeit an den kurzen Novembertagen konnten die Erhebungen nur stichprobenhaft durchgeführt werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die wichtigsten Waldtypen erfasst wurden.

In den Wäldern wurden acht Probeflächen erfasst (T1-T3, T5-T9; Abb. 1). Die Probefläche T4 liegt am Rand einer Lichtung und umfasst einige licht stehende Laubbäume, deren Bewuchs sich grundlegend von dem der Waldbäume unterscheidet; sie wird hier nicht behandelt. Die im Gelände nicht eindeutig anzusprechenden Arten wurden aufgesammelt, getrocknet und im Labor mit den gängigen Methoden bestimmt. Zum Einsatz kamen ein Binokular Zeiss GSZ und ein Stereomikroskop Olympus BX 50 mit Normarski Differenzial-Interferenzkontrast sowie die gebräuchlichen Chemikalien. Proben von den nicht-kommunen Arten liegen im Herbar des IVL (hb IVL). Die Nomenklatur der Flechten und der flechtenbewohnenden Pilze richtet sich im Wesentlichen nach SCHOLZ (2000).

Tab. 1: Die Untersuchungsflächen, ihre Vegetationseinheiten und ihr Baumartenbestand (mit grob geschätzter prozentualer Zusammensetzung).

Nr.	Name	Vegetationseinheit	Bestand	Höhe über NN	Exposition
T1	Nüchternbrunn/Fentberg	Hainsimsen-Buchenwald	Fi60, Ta20, Bu10, (Ei, Ki, Bi)	770 m	20° S
T2	Nüchternbrunn	Waldmeister-Buchenwald	Ta70, Fi20 (Bu, Ki)	760 m	div.
T3	Schwarzer Berg w' Pkt. 894	Waldmeister-Buchenwald	Ta60, Fi15, Bu15, (Lä, Ei, Bi)	880 m	5° SW
T4	Kapelle Christoph	Offenland	Ah, Ei, Li	870 m	-
T5	e' Schmidham	Hainsimsen-Buchenwald	Fi50, Bu30, Ta10, (Hb, Ki)	710 m	-
T6	Bachlauf se' Rotberg	Waldmeister-Buchenwald	Bu,Ta, Fi, Ah	670 m	5° NE
T7	Am Farnbach	Waldmeister-Buchenwald	Ta75, Fi15, Bu10	670 m	15° N
T8	Brunen im Farnbachtal	Waldmeister-Buchenwald	Ta40, Bu40, (Ah, Fi, Ei)	690 m	5° N
T9	Steingraben	Waldmeister-Buchenwald	Ta50, Bu30, Fi20	760 m	15° SE

Ergebnisse

Epiphytische Flechten und flechtenbewohnende Pilze

Auf den Wald-Probeflächen wurden insgesamt 51 Flechten und flechtenbewohnende (lichenicole) Pilze gefunden, von denen 19 auf der Roten Liste (WIRTH et al. 1996) verzeichnet sind; 37 Arten kommen an Tanne vor, von denen 11 einen Rote-Liste-Status besitzen (siehe Tab. 1).

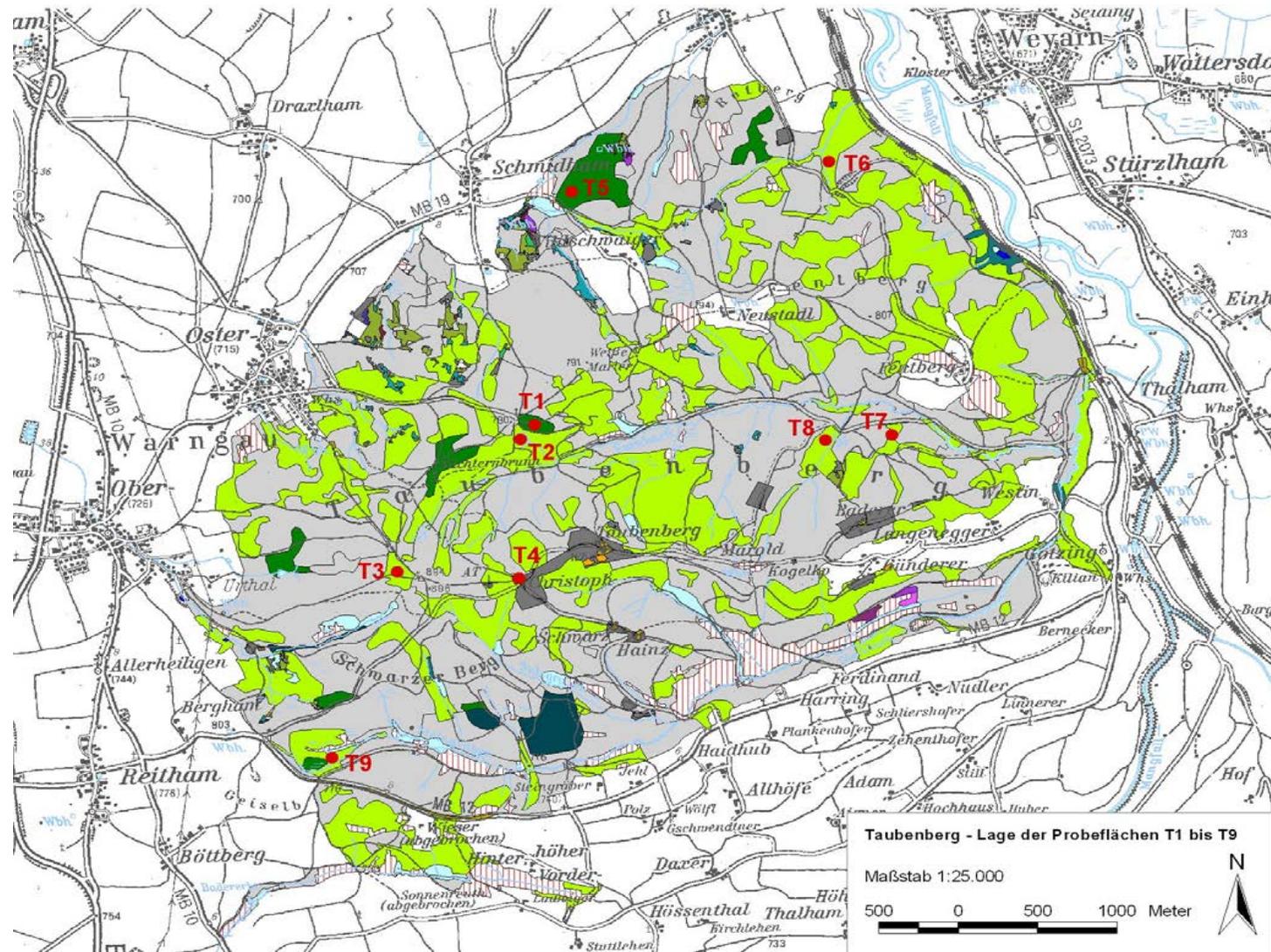


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen am Taubenberg. Wiedergabe der Kartengrundlage mit freundlicher Genehmigung des Bayerischen Landesamtes für Vermessung und Geoinformation; ©TK 25 Blatt 8136; Landesamt für Vermessung und Geoinformation; 2006.

Tab. 2: Epiphytische Flechten (incl. lichenicoler Pilze) und ihr Vorkommen auf den drei Hauptbaumarten am Taubenberg.

Rote Liste D	Flechten und lichenicole Pilze	Tanne								Buche								Fichte							
		T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9	T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9	T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9
1	<i>Allocetraria oakesiana</i>						X																		
2	<i>Arthonia leucopellaea</i>							X																	
3	<i>Arthonia radiata</i>											X													
	<i>Buellia griseovirens</i>				X		X																		
3	<i>Cetrelia cetrarioides</i>						X									X									
3	<i>Chaenotheca chrysocephala</i>		X				X																		
	<i>Chaenotheca ferruginea</i>	X	X	X	X												X								
2	<i>Chaenotheca furfuracea</i>		X																						
2	<i>Chaenotheca stemonea</i>				X																				
2	<i>Chrysothrix candelaris</i>						X																		
	<i>Cladonia chlorophaea</i>					X																			
	<i>Cladonia coniocrea</i>		X		X	X	X	X	X											X			X	X	
	<i>Cladonia digitata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X									X	X				X	X	
	<i>Cladonia ochrochlora</i>							X								X									
	<i>Cladonia polydactyla</i>		X																						
	<i>Cladonia squamosa</i>						X	X																	
	<i>Dimerella pineti</i>	X	X	X	X	X													X	X					
3	<i>Graphis scripta</i>									X		X	X	X	X	X									
	<i>Hyocenyomyce scalaris</i>		X																						
	<i>Hypogymnia physodes</i>	X	X				X	X	X																
3	<i>Imshaugia aleurites</i>	X		X																					
2	<i>Lecanactis abietina</i>						X	X																	
	<i>Lecanora chlarotera</i>									X			X												
	<i>Lecanora expallens</i>	X	X							X															
	<i>Lecanora pulicaris</i>									X															
	<i>Lepraria incana</i> agg.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Lepraria lobificans</i>				X	X	X	X				X	X	X	X	X									
	<i>Lepraria rigidula</i>				X																				
	<i>Lichenocodium usneae</i>																								
1	<i>Lobaria pulmonaria</i>											X													
	<i>Melanelia fuliginosa</i>						X					X				X								X	
3	<i>Micarea adnata</i>					X																			
	<i>Micarea bauschiana</i>	X																							
	<i>Micarea prasina</i>	X		X		X			X										X						
	<i>Milospium lacoizquetae</i>		X				X																		
	<i>Mycoblastus fucatus</i>									X		X													
G	<i>Normandina pulchella</i>											X				X									
	<i>Parmelia saxatilis</i>	X	X				X	X	X							X	X								
	<i>Parmelia sulcata</i>												X												
1	<i>Parmeliella triptophylla</i>												X												
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	X			X		X	X	X			X													
	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>						X	X																	
3	<i>Peltigera praetextata</i>												X		X										
3	<i>Pertusaria amara</i>														X	X									
	<i>Phaeopyxis punctum</i>						X																		
	<i>Phlyctis argena</i>	X	X	X	X	X	X	X					X		X	X									
	<i>Phoma cytospora</i>						X																		
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>																					X			
2	<i>Pyrenula nitida</i>												X												
	<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	X	X		X	X	X	X	X																
3	<i>Vulpicida pinastri</i>						X	X	X																

Besonders bemerkenswert ist das Vorkommen folgender Arten:

- ***Alloctetraria oakesiana*** (Rote Liste 1): Diese in ozeanischen Lagen verbreitete Art besitzt am Taubenberg einen isolierten Vorposten. In den älteren Floren (KREMPELHUBER 1861, REHM 1863) und in einer Arbeit über die ozeanischen Flechten im Nordalpenraum (SCHAUER 1965) sind neben etlichen alpinen auch einige wenige außeralpine Fundorte der Art angegeben. Aktuelle bayerische Nachweise liegen nur aus dem Nationalpark Berchtesgaden (TÜRK & WUNDER 1991) und dem Nationalpark Bayerischer Wald (MACHER 1992) vor. Ihr europäisches Areal erstreckt sich über die Nordalpen, den Schwarzwald, den Böhmerwald und die Ostkarpaten. Sie ist auf kühl-feuchte Standorte mit hoher Luftfeuchtigkeit angewiesen und konnte in wenigen Exemplaren an Tannen im Farnbachtal gefunden werden (Probefläche T7).
- ***Arthonia leucopellaea*** (Rote Liste 2): Die Charakterart des *L e c a n a c t i d e t u m a b i e t i n i* ist an niederschlagsreiche, luftfeuchte und kühle bis kalte Lagen gebunden. Sie wächst vor allem an Tanne und Fichte in den Alpen und höheren Mittelgebirgen wie Schwarzwald, Vogesen und Bayerischer Wald (WIRTH 1995). Sie wurde einmal an der Rinde von Tanne gefunden (Probefläche T8).
- ***Lecanactis abietina*** (Rote Liste 2): Die montan-hochmontane Art ist ebenfalls an Gebiete mit hohen Niederschlägen gebunden. Sie ist typisch für alte Nadelholzbestände in kühlen Lagen mit gleichmäßig hoher Luftfeuchtigkeit. Vorzugsweise kommt sie als Charakterart des *L e c a n a c t i d e t u m a b i e t i n i* an der Tanne vor. Sie wurde auf zwei Probeflächen an Tannen gefunden, jeweils steril, aber mit den typischen Pyknidien (Probeflächen T7 und T8).
- ***Lobaria pulmonaria*** (Rote Liste 1): Die Lungenflechte war früher nicht nur im Alpenraum, sondern in ganz Bayern verbreitet und in fruchtenden Exemplaren anzutreffen (z. B. MARTIUS 1817, KREMPELHUBER 1861, ARNOLD 1891, ARNOLD 1858-1885). Inzwischen ist sie aus dem Flachland fast völlig verschwunden und auch im Alpenraum gefährdet, da sie extrem empfindlich auch auf zeitlich begrenzte Einflüsse von Luftschadstoffen reagiert. Außerhalb der Alpen und des Bayerischen Waldes sind in den letzten 50 Jahren nur sehr wenige Nachweise gelungen (z. B. KALB 1972, RITSCHEL 1977), der jüngste durch HERTEL et al. (2000). *Lobaria pulmonaria* wurde von slowakischen Lichenologen beim Beitritt des Landes zur EU für die Aufnahme in die Anhänge zur FFH-Richtlinie vorgeschlagen (LACKOVIČOVÁ et al. 2000). Sie wurde in zwei kleinen Exemplaren an einer Buche in einem kühl-feuchten Tälchen am Nordostrand des Taubenberg gefunden (Probefläche T6).
- ***Milospium lacoizquetae***: Der flechtenbewohnende Pilz wurde auf zwei Probeflächen auf *Cladonia digitata* an Tanne gefunden. Er ist bisher aus Spanien (ETAYO & DIEDERICH 1996), Österreich (HAFELLNER et al. 2004) und Tschechien (KOCOURKOVÁ & V.D. BOOM 2005) bekannt, für Deutschland ist die Art neu (Probeflächen T2 und T7).
- ***Normandina pulchella*** (Rote Liste G): Die kleine, aber unverkennbare Flechte gehört zu den ozeanischen Arten, allerdings wagt sie sich weiter als andere Arten dieser Gruppe vom nördlichen Alpenrand mit seinen hohen Niederschlägen weg und kann auch noch am Ammersee oder in den Lechauen bei Augsburg gefunden werden. Sie wurde zweimal an Buchen gefunden und einmal außerhalb des Waldes an einer Eiche, jeweils über Moosen (Probeflächen T4, T5 und T9).
- ***Parmeliella triptophylla*** (Rote Liste 1): *Parmeliella triptophylla* ist ebenfalls eine Charakterart des Lobarion und wie etliche Arten aus diesem Verband heute nur noch in den Alpen und im Bayerischen Wald zu finden (z.B. TÜRK & WUNDER 1991, PRINTZEN et al. 2002). Sämtliche außeralpinen Fundorte, etwa die von ARNOLD (1891) bei München oder ARNOLD (1858-1885) im Frankenjura, konnten aktuell nicht mehr bestätigt werden. Außerhalb der Alpen, des Schwarzwaldes und des Bayerischen Waldes gilt sie in Deutschland als verschollen. Diese an Gebiete mit hohem Niederschlag gebundene Art wurde an derselben Buche wie die Lungenflechte gefunden. (Probefläche T6).
- ***Phaeopyxis punctum***: Die Art parasitiert auf verschiedenen Arten der Gattung *Cladonia*, am Taubenberg wurde sie auf *Cladonia digitata* nachgewiesen (Probefläche T7). Die Art wurde für Bayern bereits 1883 von WALTHER bei Bayreuth gefunden (TRIEBEL & SCHOLZ 2001) und seitdem mehrfach wieder in Bayern nachgewiesen (RAMBOLD & TRIEBEL 1990).

- ***Phoma cytospora***: Der relativ häufige Pilz parasitiert auf Arten der Gattungen *Parmelia*, *Ramalina* und *Hypogymnia*, eventuell auch auf weiteren¹. Am Taubenberg wurde sie in größeren Beständen an Tanne auf *Hypogymnia physodes* gefunden (Probefläche T7). Wahrscheinlich ist die Art in nahezu allen Probeflächen mit *Hypogymnia physodes* präsent, das Schadbild an den Flechten deutet darauf hin. Wegen fehlender Fruchtkörper konnte sie jedoch nur einmal sicher nachgewiesen werden.

Folgende Aufnahme zeigt die Vergesellschaftung der L o b a r i o n-Charakterarten *Lobaria pulmonaria* und *Parmeliella triptophylla*:

Bachtal am Taubenberg gegen die Mangfall, 11.11.2005, 670 m üNN, Stamm einer Buche, stark beschattet.
 Aufnahmefläche 30x30cm², 90° S, 70-100 cm über dem Boden
 Deckung gesamt 90%, Deckung Moose&Flechten 90%.

4	<i>Metzgeria conjugata</i>
2b	<i>Fissidens cristatus</i>
1a	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>
1a	<i>Orthodicranum montanum</i>
1a	<i>Lobaria pulmonaria</i>
1a	<i>Lejeunia cavifolia</i>
1a	<i>Brachythecium rutabulum</i>
+	<i>Tortella tortuosa</i>
+	<i>Plagiochila porelloides</i>
+	<i>Peltigera praetextata</i>
+	<i>Parmeliella triptophylla</i>
+	<i>Lepraria incana</i> agg.

Epiphytische Moose

Auf den Wald-Probeflächen wurden insgesamt 41 epiphytisch wachsende Moosarten aufgefunden, von denen 10 auf den Roten Listen (LUDWIG et al. 1996, MEINUNGER 1996) verzeichnet sind. Dazu kommen 11 Arten auf der Vorwarnliste. Arten, die nur am Stammfuß der Bäume wuchsen, wurden in der Tabelle mit „f“ gekennzeichnet. Aufgenommen wurden sie nur, wenn sie ohne Kontakt zum Boden am Stamm wuchsen, also nicht vom Boden her auf den Stamm übergriffen. Eine Art (*Frullania tamarisci*) trat nur an Ahorn auf und erscheint daher in der folgenden Tabelle ohne Kreuz.

¹ Die Sporenmaße des Fundes am Taubenberg weichen, wie auch bei anderen Funden der Art auf *Hypogymnia physodes*, leicht von denen in der Literatur für *Phoma cytospora* angegeben ab. Eventuell handelt es sich um eine eigene, noch zu beschreibende Art.
 Waldökologie online 3 (2006)

Tab. 3: Epiphytische Moose und ihr Vorkommen auf den drei Hauptbaumarten am Taubenberg.

Rote Liste		Moose	Tanne							Buche							Fichte										
D	By		T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9	T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9	T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9	
V		<i>Bazzania trilobata</i>					f	f	f																		
V		<i>Blepharostoma trichophyllum</i>						f	f																		
		<i>Brachythecium rutabulum</i>						X		X			f	f	X												
		<i>Bryum flaccidum</i>											X		X												
V		<i>Dicranodontium denudatum</i>					X		f																		
		<i>Dicranum scoparium</i>	f				X	X	X	f	f		X	X		X	X										
3	3	<i>Dicranum viride</i>																						X			
		<i>Eurhynchium angustirete</i>					f	f	f	f							f								f		
		<i>Fissidens cristatus</i>															X										
3	3	<i>Frullania dilatata</i>											X														
3	3	<i>Frullania tamarisci</i>																									
V		<i>Homalia trichomanoides</i>													X	X		X									
		<i>Hypnum cupressiforme</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
V		<i>Isoetecium alopecuroides</i>								X	X		f		X	X	f										
V		<i>Lejeunia cavifolia</i>													X												
		<i>Lepidozia reptans</i>						f	f	f																	
		<i>Lophocolea bidentata</i>						X								X											
		<i>Lophocolea heterophylla</i>						f	f																		
3		<i>Metzgeria conjugata</i>														X											
V		<i>Metzgeria furcata</i>					X			X	X		X	X	X	X	X										
3	3	<i>Metzgeria temperata</i>															X										
V		<i>Nowellia curvifolia</i>						X																			
		<i>Orthodicranum montanum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X			X		X		X		X		X	
V	3	<i>Orthotrichum affine</i>					X			X	X	X	X	X	X	X											
3	3	<i>Orthotrichum lyellii</i>								X																	
		<i>Orthotrichum diaphanum</i>									X																
V		<i>Plagiochila asplenioides</i>							f						f		f										
		<i>Plagiochila porelloides</i>													X												
		<i>Plagiomnium affine</i>								f							f										
		<i>Plagiomnium cuspidatum</i>													X	f											
		<i>Plagiothecium curvifolium</i>								f												X					
		<i>Plagiothecium nemorale</i>											f	X		X											
		<i>Polytrichum formosum</i>								f																	
		<i>Ptilidium pulcherrimum</i>		f				X	X																		
3	3	<i>Radula complanata</i>					X			X	X	X	X	X	X	X	X										
		<i>Thuidium tamariscinum</i>						f	f							f									f		
V		<i>Tortella tortuosa</i>													X												
V		<i>Ulota bruchii</i>					X	X		X	X	X	X		X	X	X										
3		<i>Ulota crispa</i>								X		X															
3	3	<i>Zygodon viridissimus</i>								X																	

Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Dicranum viride* (Rote Liste 3).

Das Grüne Gabelzahnmoos ist eine nach Anhang II der FFH-Richtlinie geschützte Art. In Südbayern ist es allerdings in geeigneten Beständen nicht extrem selten. Es wächst an der Rinde von Laubbäumen, insbesondere der Buche in luftfeuchten aber wärmebegünstigten Lagen. Am Taubenberg wurde die Art einmal an einer Buche gefunden (Probefläche T9).

Einmal wurde auf dem Lebermoos *Radula complanata* der wohl verbreitete (DÖBBELER, mdl. Mitt.) hepaticole Pilz *Bryonectria metzgeriae* gefunden. (Probefläche T8).

Vergleich der Artenzahlen der an den einzelnen Baumarten vorkommenden Epiphyten

Im Folgenden werden nur die Epiphytenbestände an den Hauptbaumarten Tanne, Buche und Fichte verglichen, da die untergeordneten Baumarten teilweise in so geringen Stückzahlen vorkamen, dass eine Vergleichbarkeit nicht mehr gegeben ist.

Von den insgesamt 93 Arten Flechten, Moose, lichenicole und hepaticole Pilze kamen 4 Arten (2 Moose, je ein lichenicoler und ein hepaticoler Pilz) nicht auf den drei Hauptbaumarten vor, so dass in die folgenden Betrachtungen jeweils insgesamt 89 Epiphytenarten eingehen. Alle Angaben beziehen sich nur auf die bei den Stichproben erfassten Funde am Taubenberg; die hier nur für eine Baumart angegebenen Arten können anderswo durchaus auch auf anderen Bäumen vorkommen.

Tab. 4: Verteilung der Epiphyten auf die drei Hauptbaumarten

	Flechten	Moose	alle Epiphyten
nur an Tanne	23	7	30
nur an Buche	10	18	28
nur an Fichte	1	0	1
an Tanne & Buche	7	9	16
an Buche & Fichte	0	1	1
an Tanne & Fichte	5	0	5
an Tanne, Buche & Fichte	4	4	8
gesamt	50	39	89

Die aufgefundenen Epiphytenarten sind nicht gleichmäßig auf die drei Trägerbaumarten verteilt. Von den insgesamt 89 Arten wurden 30 nur an der Tanne gefunden, 28 nur an der Buche und lediglich eine nur an der Fichte. Die übrigen Arten kommen entweder an zwei der drei Baumarten vor oder an allen drei Baumarten. Mehr als drei Viertel der Epiphytenarten kommen also nur an Tanne und Buche vor, während lediglich eine Art nur an der Fichte gefunden wurde. Diese ungleiche Verteilung ist sicher mit darauf zurückzuführen, dass die Fichte hier außerhalb ihres natürlichen Wuchsgebiets steht. Betrachtet man nur die epiphytischen Flechten und die auf ihnen lebenden Pilze, wird deutlich die Tanne bevorzugt. Von den 50 Arten kamen knapp die Hälfte nur an der Tanne vor und lediglich eine nur an der Fichte. Epiphytische Moose bevorzugten am Taubenberg deutlich die Buche, aber knapp ein Fünftel von ihnen konnte ausschließlich auf der Tanne nachgewiesen werden. Keine einzige Moosart kam nur auf der Fichte vor.

Leider sind uns keine vergleichbaren Untersuchungen aus dem natürlichen Wuchsgebiet der Fichte bekannt. Einen gewissen Eindruck von der Änderung der Bedeutung der Fichte als Trägerbaum für Flechten kann jedoch eine Artenliste geben, die in einem Bergmischwald aus Buche, Esche, Ahorn, Tanne und Fichte im Angerbachtobel im Oberallgäu erhoben wurde, wo die Fichte von Natur aus am Bestandsaufbau beteiligt ist (v.BRACKEL, unveröff. Gutachten). Hier kamen von 23 Flechtenarten sechs nur an den Laubbäumen, fünf nur an der Tanne und fünf nur an der Fichte vor. PFEFFERKORN-DELLALI & TÜRK (1999) führen in einer Liste der Flechten des Naturwaldreservats Rohrach (Vorarlberger Alpenvorland) für die drei Baumarten Tanne, Buche und Fichte 48 Flechtenarten auf, von denen sieben nur an der Tanne, 25 nur an der Buche und 2 nur an der Fichte vorkamen (abgesehen von den Vorkommen an den hier nicht betrachteten Baumarten). Bei einer Inventarisierung im Nationalpark Bayerischer Wald (MACHER & STEUBING 1986), bei der allerdings die Tanne nicht berücksichtigt wurde, traten 47 Arten nur an Buche und Ahorn, 15 Arten nur an Fichte und 15 Arten sowohl an den Laubbäumen wie an der Fichte auf.

Wo die Fichte Bestandteil der potentiellen natürlichen Vegetation ist, spielt sie durchaus eine Rolle als Trägerbaum für Epiphyten und in der alpinen Stufe beherbergt sie eine Fülle von Flechtenarten. Von den Alpen und den höchsten Lagen der Mittelgebirge ins Flach- und Hügelland folgen ihr jedoch nur weniger ihrer typischen Epiphyten. So berichten BAUMGARTNER & TÜRK (1996) vom Auftreten stark gefährdeter Flechtenarten im naturnahen *Soldanello-Piceetum*, während sie in dichten Fichtenforsten nur noch lepröse Arten wie *Lepraria* sp. fanden.

Die Bedeutung der Tanne als Trägerbaum für epiphytische Flechten wird auch durch eine Untersuchung von KOSSOWSKA (2003) aus dem Nationalpark Riesengebirge in Polen (Karkonoski Park Narodowy) belegt. Hier wurden, trotz der katastrophalen Belastung der Luft vor allem in den siebziger und achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts, 43 Flechtenarten an *Abies alba* gefunden. Die Nebenbaumarten Bergahorn, Hainbuche, Stieleiche, Birke, Kiefer und Lärche sind stets in geringerer Anzahl auf den Probestellen vertreten als Tanne, Buche und Fichte, oft nur in Einzelexemplaren. Die Zahlen der sie besiedelnden Epiphyten lassen sich also nicht mit denen der Hauptbaumarten vergleichen. Auffällig ist aber der relativ hohe Artenreichtum an Bergahornen.

Zusammenfassung der Bedeutung der Trägerbaumarten für die Epiphytenflora

In den Mischwäldern am Taubenberg sind Buchen und Tannen gleichermaßen als Trägerbäume für Epiphyten von Bedeutung, wobei die Tannen wichtiger für die Flechten, die Buchen wichtiger für die Moose sind. Da viele Arten jedoch auf eine der beiden Baumarten beschränkt sind, ist das Nebeneinander von beiden Baumarten von besonderer Bedeutung. Der nur in geringen Mengen eingestreute Bergahorn würde bei stärkerer Beteiligung sicher eine ähnlich wichtige Rolle spielen. Die Fichte ist für die Epiphytenflora am Taubenberg nahezu ohne Bedeutung.

Totholz- und bodenbewohnende Flechten und Moose

Wegen ihres Bezugs zu den epiphytischen Gemeinschaften wurden auch die auf Totholz bzw. am Boden um die Baumstämme lebenden Flechten und Moose stichprobenartig erfasst. Folgende Arten wurden auf den 8 Probeflächen aufgefunden (t = nur an Totholz):

Tab. 5: Boden- und Totholzflechten und –moose in den Untersuchungsflächen am Taubenberg.

Rote Liste			T1	T2	T3	T5	T6	T7	T8	T9
D	By									
		<i>Cladonia coniocrea</i>		t					t	
		<i>Cladonia digitata</i>	t				t			
		<i>Dimerella pineti</i>		t			t			
		Kruste gelb sorediös	t	t						
		<i>Lepraria incana</i> agg.		t	t					
3		<i>Micarea adnata</i>	t							
		<i>Micarea prasina</i>		t						
G		<i>Thelocarpon lichenicola</i>		t						
		<i>Atrichum undulatum</i>		x			x			
V		<i>Bazzania trilobata</i>	x	x		x	x		x	
		<i>Brachthecium rutabulum</i>				x	x		x	
		<i>Brachythecium salebrosum</i>			t					
		<i>Calliergonella cuspidata</i>							x	
D		<i>Calyptogeia neesiana</i> var. <i>meylanii</i>					x			
		<i>Cratoneuron commutatum</i>					x			
		<i>Cratoneuron filicinum</i>					x			
		<i>Dicranum scoparium</i>	x	x	x	x	x		x	
		<i>Diranella heteromalla</i>	x	x	x	x		x		
V		<i>Dicranodontium denudatum</i>					t		x	
		<i>Eurhynchium angustirete</i>		x	x		x	x	x	
		<i>Fissidens cristatus</i>	x	x			x			
3		<i>Hookeria lucens</i>					x			
		<i>Hypnum cupressiforme</i>	x	x	x	x	x		x	
		<i>Lepidozia reptans</i>	t			t	t	t	t	t
V		<i>Leucobryum glaucum</i>	x	x	x	x	x			
		<i>Lophocolea bidentata</i>	x	x	x	x			x	
		<i>Lophocolea heterophylla</i>	t	t	t	t				
3		<i>Metzgeria conjugata</i>					x			
		<i>Orthodicranum montanum</i>	t							
		<i>Pellia endiviaefolia</i>		x						
V		<i>Plagiochila asplenioides</i>		x			x	x	x	
		<i>Plagiomnium affine</i>		x		x	x	x		
		<i>Plagiomnium cuspidatum</i>					x	x		
		<i>Plagiomnium undulatum</i>		x		x	x	x	x	
		<i>Plagiothecium curvifolium</i>				x	x			
V		<i>Plagiothecium undulatum</i>		x			x		x	x
		<i>Pleurozium schreberi</i>		x	x					x
V		<i>Polytrichum commune</i>				x	x	x	x	x
		<i>Polytrichum formosum</i>	x	x		x	x	x	x	x
		<i>Rhizomnium punctatum</i>						x	x	
		<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	x							
V		<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>		x				x		
3		<i>Riccardia palmata</i>	t	t			t			
V		<i>Sanionia uncinata</i>							t	
V		<i>Scapania nemorea</i>					x			
V		<i>Sphagnum girgensohnii</i>								x
V		<i>Sphagnum nemoreum</i>		x						
		<i>Tetraphis pellucida</i>	t		t			t		
		<i>Thuidium tamariscinum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
V		<i>Tortella tortuosa</i>					x			
3		<i>Trichocolea tomentella</i>		x			x			
V		<i>Tritomaria exsecta</i>						t		

Bemerkenswert sind die großen Vorkommen der Moose *Trichocolea tomentella* und *Hookeria lucens* auf der Probefläche T6, wo sich auch insgesamt die reichste Moosflora fand. Von besonderer Bedeutung ist das Vorkommen der nur selten nachgewiesenen Flechte *Thelocarpon lichenicola* auf Totholz. Folgende Aufnahme zeigt die Vergesellschaftung:

Nordhang am Taubenberg über dem Farnbachtal, 10.11.2005, 760 m üNN, Stamm von Tanne, tot, entrindet, liegend, stark beschattet.
 Aufnahme­fläche 20x20cm², 20° N.
 Deckung gesamt 100%, Deckung Moose&Flechten 10%, Deckung Algen 90%.

5	Algae
2a	Kruste gelbgrün, sorediös
1a	Hypnum cupressiforme
+	Thelocarpon lichenicola
+	Dicranella heteromalla

Fazit und Empfehlungen zur Entwicklung

Die epiphytische Flechtenflora des Taubenberges stellt sich – für ein überwiegend von Nadelbäumen geprägtes Gebiet außerhalb der Alpen – als ausgesprochen reichhaltig dar. Das Vorkommen von *Lecanactis abietina* belegt die lange Tradition der hier vorkommenden Tannenwälder, das Erscheinen der ozeanischen Arten *Allocetraria oakesiana*, *Arthonia leucopellaea*, *Cetrelia cetrarioides*, *Lobaria pulmonaria*, *Normandina pulchella* und *Parmeliella triptophylla* die günstigen Bedingungen hinsichtlich Niederschlägen und Luftfeuchtigkeit. Die überregionale Bedeutung des Gebietes wird auch durch den für Deutschland neu gefundenen lichenicolen Pilz *Milospium lacoizquetae* auf *Cladonia digitata* an Tanne deutlich.

Knapp die Hälfte der auf den Probeflächen gefundenen epiphytischen Flechtenarten war auf die Tanne beschränkt, 20% auf die Buche und nur eine Art auf die Fichte. Dies macht den Wert der Tanne als Trägerbaum für epiphytische Flechten deutlich.

Bei der Bewirtschaftung der Wälder des Taubenberges sollte langfristig darauf hin gearbeitet werden, die Bestände großflächig in Mischwälder aus Tanne und Buche mit einem geringen bis verschwindendem Fichtenanteil umzuwandeln. Der Anteil der Ahorne sollte dort erhöht werden, wo sich die Art von selbst einstellt. Da sich die Tanne am Taubenberg freudig verjüngt, kann der Umbau allein durch selektive Holzentnahme erfolgen.

Zum Schutz der extremen Seltenheiten *Lobaria pulmonaria* und *Parmeliella triptophylla* sollten alle Buchen in dem Tälchen der Probefläche T6 erhalten bleiben; wünschenswert wäre die völlige Einstellung der Holzentnahme auf dieser Fläche. Ebenso sollte ein hoher Prozentsatz alter Tannen auf der ganzen Fläche, insbesondere aber im Farnbachtal auf und um die Probeflächen T7 und T8 aus der Bewirtschaftung genommen werden (unter anderem, um *Allocetraria oakesiana* und *Arthonia leucopellaea* zu erhalten); hier sollten kleine unbewirtschaftete Altholzinseln ausgewiesen werden.

Dank

Ich danke B. COPPINS (Edinburgh), P. DÖBBELER (München) und A. THELL (Lund) für die Revision einzelner kritischer Arten.

Literatur

- ARNOLD, F. (1858-1885): Die Lichenen des Fränkischen Jura. – Flora **41–68**. – Königstein: Koeltz. (Nachdruck 1985 1–324).
 ARNOLD, F. (1891): Zur Lichenenflora von München. Erste Abtheilung. Aufzählung der Arten. – Ber. Bayer. Bot. Ges. **1**, Anh.: 1–147.
 BAUMGARTNER, R. & TÜRK, R. (1996): Verbreitungsmuster epiphytischer Flechten im nördlichen Flachgau in bezug zur Hemerobie. – Mitteilungen d. Ges. f. Salzburger Landeskunde **136**: 329–366.
 ETAYO, J. & P. DIEDERICH (1996): Lichenicolous fungi from the Western Pyrenees, France and Spain II. More Deuteromycetes. – Mycotaxon **60**: 415–428.
 DÖBBELER, P. (2005): Ascospore diversity of bryophilous Hypocreales and two new hepaticolous *Nectria* species. – Mycologia **97**: 924–934.
 HAFELLNER, J., J. KOCOURKOVÁ & W. OBERMAYER (2004). Records of lichenicolous fungi from the northern Schladminger Tauern (Eastern Alps, Austria, Styria). – Herzogia **17**: 59–66.
 HERTEL, H., J. SCHWAIGER & B. VORWERK 2000. Die Flechtenflora der Staatsforste am Südrand Münchens, einst und jetzt. – Hoppea **61**: 445–524.
 KALB, K. (1972): Rindenbewohnende Flechtengesellschaften im Nürnberger Reichswald II. – Hoppea **30**: 73–92.
 KOCOURKOVÁ, J. & P. V.D. BOOM (2005): Lichenicolous fungi from the Czech Republic II. *Arthrorhaphis arctoparmeliae* sp. nov. and some new records for the country. – Herzogia **18**: 23–35.

- KOSSOWSKA, M. (2003): Lichens growing on *Abies alba* in the Karkonosze National Park (South west Poland) – The results of the first stage of the conservation programme. – *Botanica Lithuanica* **9**: 65-70
- KREMPELHUBER, A. v. (1861): Lichenen-Flora Bayerns. – Denkschriften K. bayr. Bot. Ges. Regensburg **4/2**: 1-317.
- LACKOVIČOVÁ, A., E. LISICKÁ, M. LISICKÝ, J. & A. GUTTOVÁ (2000): First Lichen species in Natura 2000? – *British Lichen Society Bulletin* **87**: 37-42.
- LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M., CASPARI, S., KOPERSKI, M., LÜTT, S., SCHULZ, F. & SCHWAB, G. (1996): Rote Liste der Moose (*Anthoceroophyta* et *Bryophyta*) Deutschlands. – *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **28**:189-306.
- MACHER, M. (1992): Epiphytische Flechten im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Schriftenreihe Bayer. Staatsm. Ernähr. Landw. Forsten* **13**: 1–113.
- MACHER, M. & L. STEUBING (1986): Flechten als Bioindikatoren zur immissionsökologischen Waldzustandserfassung im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Verh. Ges. Ökologie* **14**: 335-342.
- MARTIUS, C. F. P. (1817): *Flora Cryptogamica Erlangensis*. – Nürnberg: J. L. Schrag.
- MEINUNGER, L. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose in Bayern. – *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* **134**: 1-51 S.
- PFEFFERKORN-DELLALI, V. & TÜRK, R. (1999): Die Flechten im Naturwaldreservat Rohrach. – In: *Ein Wald im Aufbruch – Das Naturwaldreservat Rohrach, Voralberg, Österreich. Bristol-Schriftenreihe* **7**: 91-109; 195-209.
- PRINTZEN, C., HALDA, J., PALICE, Z. & TØNSBERG, T. (2002): New and interesting lichen records from old-growth forest stands in the German National Park Bayerischer Wald. – *Nova Hedwigia* **74**: 25–49.
- TRIEBEL, D. & P. SCHOLZ (2001): Lichenicolous fungi as represented in the Botanische Staatssammlung München. *Sendtnera* **7**: 211-231.
- TÜRK, R., WUNDER, H. (1991): Die Kartierung der ephiphytischen und epixylen Flechten im Nationalpark Berchtesgaden und dessen Vorfeld. – *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz* **102**: 79–91.
- RAMBOLD, G. & D. TRIEBEL (1990): *Gelatinopsis*, *Geltingia* and *Phaeopyxis*: three helotielean genera with lichenicolous species. – *Notes Roy. Bot. Gard. Edinburgh* **46**(3): 375-389.
- REHM, H. (1863): Beiträge zur Flechtenflora des Allgäu. – *Ber. Naturwiss. Vereins Schwaben* **16**: 85–128.
- RITSCHEL, G. (1977): Verbreitung und Soziologie epiphytischer Flechten in NW-Bayern. – *Biblioth. Lichenol.* **7**: 1–192.
- SCHAUER, T. (1965): Ozeanische Flechten im Nordalpenraum. – *Portugaliae Acta Biol. (B)* **8**: 17-229
- SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **31**: 1-298.
- WIRTH, V. (1995): *Die Flechten Baden-Württembergs*. – Stuttgart: Ulmer.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, F. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (*Lichenes*) der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **28**:307-368, Bonn-Bad Godesberg.

submitted: 09.02.2006
 reviewed: 08.07.2005
 accepted: 11.07.2006

Autorenanschrift:

Wolfgang von Brackel

IVL, Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie
 Georg-Eger-Straße 1b
 D-91334 Hemhofen
wolfgang.von.brackel@ivl-web.de

Zur Bedeutung von Nadel- und Laubtotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtals, Nordbayern

Importance of coniferous and deciduous dead wood in colline beech forests for land gastropods in the valley "Wässernachtal" in Northern Bavaria

Christian S t r ä t z, Jörg M ü l l e r

Abstract

We investigated the mollusc fauna of the valley „Wässernachtal“ in Northern Bavaria. A number of 64 species was found. For comparing the importance of dead wood in this base-rich soil we sampled 30 standardised plots in each categorie litter cover, deciduous dead wood, coniferous dead wood. We found significant higher numbers of species and specimens in both dead wood categories compared to the litter ($p<0.001$). The number of specimens was higher in deciduous than in coniferous dead wood ($p=0.08$) also.

Keywords

Totholz, Landschnecken

1. Einleitung

Die Bewirtschaftung von Waldökosystemen unter Berücksichtigung der natürlichen Lebensgemeinschaften ist heute anerkanntes Ziel der Mehrzahl mitteleuropäischer Forstbetriebe. Dies zeigen auch die verschiedenen forstlichen Zertifizierungssysteme (PEFC, FSC, Naturland). Dass es sich dabei immer um einen Kompromiss zwischen Nutz- und Schutzfunktionen handeln muss, beruht auf der Tatsache, dass einerseits der Rohstoff Holz auf Grund seiner günstigen Ökobilanz zu den umweltfreundlichsten gehört, andererseits entnommenes Holz im Wald immer auch einen Verlust an Nährstoff und Lebensraum darstellt (SPEIGHT 1989, GROVE 2002b).

Um so wichtiger ist eine nach Artengruppen und Prozessen differenzierte Analyse zur Bedeutung der verschiedenen Totholzarten und Mengen. Erst diese kann dann in einem optimierten Kompromiss münden. Dass Totholz eine überragende Rolle im Naturnähecharakter von Wäldern spielt ist inzwischen unbestritten. Es hat sich auch gezeigt dass für Strukturspezialisten bestimmte Mengen (BÜTLER ET AL. 2004, MÜLLER 2005a) und Vernetzungen (SCHIEGG 2000), für andere wieder ein ausreichendes Angebot an seltenen Totholzhabitaten wie Mulmhöhlen (RANIUS 2002) notwendig sind.

Tatsächlich dominieren im Gegensatz zu Skandinavien in den heutigen mitteleuropäischen Wäldern häufig nicht mehr die Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften. Diese standortheimischen Arten wurden durch raschwüchsige Koniferen (meist Fichte, Kiefer oder Lärche, seltener Douglasie) ersetzt (GOßNER 2004). Für spezialisierte Insektenarten wie xylobionte Käfer, zeigt sich dabei, dass letztlich nur weit verbreitete Generalisten hier den Wirtspflanzen gefolgt sind (GOßNER 2004, MÜLLER 2005b). Spezialisten der Nadelbäume, die sich häufig in den Roten Listen wiederfinden, bedürfen aber einer Kombination aus Standortparametern und Nadelbaumart, an die sie sich im Laufe der Evolution angepasst haben.

2. Totholz für Landgastropoden

Bei der Kartierung von Naturwaldreservaten in Bayern war seit längerem aufgefallen, dass sich insbesondere an und unter liegendem Totholz innerhalb kürzester Zeit viele Arten nachweisen ließen, die in der damaligen Roten Liste Bayerns (FALKNER 1992) als hochgradig gefährdet oder gar als Arten mit geografischer Restriktion eingestuft wurden. Die Untersuchungsergebnisse aus den Naturwaldreservaten (KITTEL 1997b, HELFER 2000, KITTEL & STRÄTZ 2005, STRÄTZ 2005) haben u. a. dazu geführt, dass einige dieser anspruchsvollen Waldarten in der aktuellen Roten Liste Bayerns um eine oder sogar um zwei Kategorien zurückgestuft werden konnten (FALKNER et al. 2003).

Es handelt sich hier größtenteils tatsächlich um Arten, die in der Vergangenheit in Wirtschaftswäldern nicht oder nur mit erheblichem Bearbeitungsaufwand in geringer Dichte nachweisbar waren. Die leichte Auffindbarkeit dieser und anderer anspruchsvoller Waldarten in Naturwaldreservaten und anderen naturnahen Wäldern wurde von den Bearbeitern als direkte Folge des Totholzreichtums angesehen, da Vertreter dieser Arten fast ausschließlich in oder an liegendem Totholzstücken gefunden wurden und in den parallel abgesuchten Waldböden und auch in der durchsiebten Laubstreu nur sehr selten aufzuspüren waren.

Dass Arten wie die beiden Raublungenschnecken (*Daudebardia rufa*, *D. brevipes*) heute tatsächlich wesentlich häufiger sind als in den devastierten Gehölzbeständen gegen Ende des vorletzten Jahrhunderts, aus denen selbst noch Reisig und Streu entfernt wurden (REIF 1996), lässt sich nachvollziehen, wenn man alte Lokalfaunen auswertet. So gibt beispielsweise ein ausgesprochen versierter und zuverlässiger Beobachter wie BRÜCKNER (1926), der umfangreiche eigene Aufsammlungen und frühere Daten von STUDY (1881) und anderen Autoren für das „Coburger Gebiet“ (Landkreis Coburg und Teile der angrenzenden Lkr. Kronach, Lichtenfels, Kulmbach, Bamberg, Haßberge, Hildburghausen und Sonneberg; ca. 1.000 km²) publiziert hat, explizit an: „...*Daudebardia*, *Chondrula tridens* und links gewundene Gehäuse der Weinbergschnecke, nach welchen ich unausgesetzt gesucht, habe ich nicht gefunden...“.

Heute sind aus dem Arbeitsgebiet Brückners ca. 20 Daudebardien-Fundorte (beide Arten zusammen; Fundzeitraum: 1990-2005) bekannt. Im Regierungsbezirk Oberfranken sind es 54 Fundstellen, davon stammen 16 aus Naturwaldreservaten (STRÄTZ 2005). Hinweise, speziell auf die für anspruchsvolle Landschnecken günstigeren Bedingungen in Wäldern mit hohen Totholzmengen (v.a. liegendes Totholz, Stubben) finden sich bei sehr vielen Autoren: GEYER (1900), EHRMANN (1933), HÄSSLEIN (1960), HÄSSLEIN (1966), RÜETSCHI (1999), BÖßNECK (2002).

In diesem Zusammenhang wird auch auf die an Totholz reichlich zur Verfügung stehende Nahrung (Fruchtkörper der Großpilze, Pilzmyzel, Algen, Flechten, Bakterienrasen, Detritus) hingewiesen, die den hier lebenden Arten fast ganzjährig zur Verfügung steht und abgeweidet werden kann. RÜETSCHI (1999) weist darauf hin, dass selbst auf versauerten Böden der von ihm untersuchten Eschenwälder eine große Artenvielfalt auftreten kann, „...wenn mindestens ein Totholzstamm oder ein nicht überwachsener Steinblock oder Felsen in den von ihm untersuchten Eschenbeständen vorhanden ist...“.

Bereits HÄSSLEIN (1966) stellt für die basenarmen Ulmen-Ahorn-Schluchten in den Hochlagen des Bayerischen Waldes eine hinsichtlich Arten- und Individuenzahl differenzierende Wirkung von Totholzansammlungen, im Vergleich zu reinen Streuauflagen, fest: „... im gegenteiligen Sinne wirken in den Schattlagen nicht zersetzte Anhäufungen von Rotbuchenlaub und Moosverfilzung. Sie zerstören den Zusammenhang der Besiedlung und lösen den Standort in inselartig liegende Wohnstätten auf (Stubben, liegengebliebene Baumstämme)...“.

Dass diese begünstigende Wirkung liegenden Totholzes für die Malakofauna auch in den in Bayern weit verbreiteten bodensauren Buchenwäldern (L u z l o – F a g e t u m) der collinen bis submontanen Höhenstufen verbreitet auftritt, zeigen entsprechende Beobachtungen aus vielen bisher untersuchten Beständen in Nordbayern (STRÄTZ, unveröffentlicht). Durch die Untersuchungen, die von MÜLLER et al. (2005) im nördlichen Steigerwald mit hoher Stichprobenanzahl gewonnen wurden, konnte das Phänomen erhöhter pH-Werte und Ca-Vorräte unter liegendem Totholzstämmen auch statistisch abgesichert werden.

Im Gegensatz zu beispielsweise Käfern ist für Mollusken die Bindung an Totholz weniger baumartenspezifisch. Hier ist es eher der Prozess der Nährstoffnachlieferung und die Anreicherung von Basen, insbesondere Calcium, und der gegenüber Streu und Oberboden erhöhte pH-Wert (MÜLLER et al. 2005), der günstigere Voraussetzungen für arten- und individuenreiche

Molluskenzönosen schafft. Allgemein bekannt sind die Schutzfunktion (Versteckplätze, Deckung, Winterquartier) sowie, in sommerlichen Trockenperioden, die Erhöhung der Bodenfeuchte unter Totholz gegenüber den offen liegenden oder nur durch eine Laubstreuenschicht geschützten Waldböden. Im Winter kommt möglicherweise eine zusätzliche Funktion, der Schutz vor extremer Frosteinwirkung, hinzu, da sich die meisten Schnecken tief in den Mulm der Stämme oder in die lockeren und gut durchwühlbaren Ton-Humusböden (Krümelgefüge) unter liegendem Totholz eingraben.

Eine differenzierende Betrachtung unterschiedlicher Totholzarten (Laub-, Nadelholzarten) wurde unseres Wissens noch nicht vorgenommen. Fest steht, dass die sehr schnell von Pilzen aufbereiteten Buchen- und Hainbuchenstämme von Waldschnecken schon nach 2 – 3 Jahren besiedelt werden können. Durch die, im Vergleich zu widerstandsfähigeren Holzarten, „rasche“ Zersetzung und Vermulung steht Buchen-Totholz im Waldökosystem jedoch nur eine vergleichsweise „kurze“ Zeit zur Verfügung. Beobachtungen aus den Bergwäldern der Hohen Rhön, der Nördlichen Frankenalb und der Ostbayerischen Grenzgebirge zeigen, dass z. B. liegendes Ulmen-Totholz stets sehr arten- und individuenreiche Landschneckenbestände aufweist. Hier wurden in Einzelfällen pro Quadratmeter besiedelbarer Fläche alleine bei den Schließmundschnecken (Familie *Clausiliidae*) bis zu 8 Arten und mehrere Hundert Tiere nachgewiesen. Bei der Ulme handelt es sich um eine Kernholzbaumart (vergleichbar Eiche und Esche). Kernholz ist im Vergleich zum Splintholz trockener, fester, dichter und durch die Einlagerung von Gerb- und Farbstoffen, Harzen und Gummi sowie das Fehlen von Reservestoffen dem Angriff von holzzersetzenden Pilzen weniger stark ausgesetzt.

Nadelbäume sind in den Buchenwaldgesellschaften das Ergebnis forstlicher Kulturtätigkeit. Nachdem die grundsätzliche Bedeutung von Totholz für bodensaure Laubwälder bereits untersucht wurde, war das Ziel der vorliegenden Arbeit, die Bedeutung von Totholz der Nadelbaum- (Fichte/Kiefer) und Laubbaumarten (Buche/Hainbuche/Eiche) untereinander und im Vergleich zur Streu in einem Laubmischwaldgebiet zu analysieren, das von Natur aus artenreiche, eu-mesotrophente Buchen und Buchenmischwälder aufweisen würde, in das aber bereits vor 200 bis 100 Jahren lokal standortfremde Nadelgehölze (zunächst v.a. Kiefer, später Fichte) forstlich eingebracht wurden.

3. Untersuchungsgebiet

Die Wald- und Forstbestände des Universitätsforstamtes Sailershausen (Universität Würzburg) liegen nordwestlich von Haßfurt, zwischen Sailershausen und Buch an den Hängen des Wässernachtales (Landkreis Haßberge, Bezirk Unterfranken) im Wuchsgebiet 4.1 „Nördliche Fränkische Platte“ (GULDER 2001). Das Gebiet ist Teil des Naturraumes 139 „Hesselbacher Waldland“, das im Westen an die flache Mulde des „Schweinfurter Beckens“ (Nr. 136) grenzt. Im Osten wird das „Hesselbacher Waldland“ durch das dem ebenfalls walddreichen Naturraum „Haßberge“ (Nr. 116) vorgelagerte schmale Gipskeuperband des „Grabfeldes“ (Nr. 138) begrenzt, in dem Ackerbau dominiert. Die mittlere Jahres(luft)temperatur liegt zwischen 7,5 und 8,5 °C (mild bis mäßig warm), die Jahresniederschläge zwischen 650 und 750 mm.

Bei der Flächenauswahl wurden nur die mittleren Hangstandorte zwischen 280 und 340 ü. NN berücksichtigt, die auf Oberem Muschelkalk (graue bis graublau bankige Kalk- und olivgraue blättrige Kalkmergelsteine, Tonsteine) stocken. Bei den Böden handelt es sich um Rendzinen, die aus hoch basengesättigten, mittel- bis tiefgründige Kalkverwitterungslehmen hervorgegangen sind. Der Skelettanteil im Boden wechselt stark; an der Bodenoberfläche treten jedoch nur wenige größere Steine auf. Kalkschutthalden, die von Landschnecken als Versteckplätze genutzt werden könnten, treten im Gebiet nicht auf. Nicht einbezogen wurden die Auenwaldbestände des Talgrundes und die im südlichsten Teil des Wässernachtales und auf den obersten Hanglagen anstehenden Wälder auf Unterem Keuper bzw. dort auflagernden Lößlehmdecken.

Nach Angaben von WALENTOWSKI et al. (2001) zur regionalen natürlichen Waldzusammensetzung Bayerns, würden im betreffenden Wuchsraum bei mittlerem und hohem Basenangebot und subozeanischer Klimatönung in der kollin-submontanen Höhenstufe natürlicherweise Buchenwälder zu erwarten sein. Auf den gut mit Basen versorgten Böden wäre auf mäßig trockenen (SW-Lagen) bis frischen Standorten (NO-Lagen) der Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymoeuropaei-Fagetum*) die dominierende Waldgesellschaft. Nur örtlich wären von Eichen und Hainbuchen dominierte Waldbestände ausgeprägt (WALENTOWSKI et al. 2004). Durch die Umwandlung in Mittelwälder wurde die Buche im Untersuchungsgebiet jedoch stellenweise zurückgedrängt und auch nach Aufgabe dieser Waldnutzungsform ist im Gebiet der hieraus resultierende Baumartenreichtum (Trauben- und Stieleiche, Hainbuche, Winterlinde, Feldahorn, Esche, Elsbeere, Speierling) und eine

reich entwickelte Strauch- (Hasel, Weißdorn, Blutroter Hartriegel) und Krautschicht erhalten geblieben. Die forstlich eingebrachten Nadelgehölze (Fichte, Douglasie, Kiefer, Lärche) sind im Gebiet ursprünglich nicht standortheimisch. Sie bilden nur lokal größere Dominanzbestände (v.a. Fichte, Douglasie) und sind meist horstweise oder in Schlägen in den Buchen- und Eichen-Hainbuchenbeständen verteilt. Die Stichprobeninventur ergab für den Forstbetrieb einen Totholzvorrat von 6 m³/ha (>20 cm, ohne Stockholz).

Nach einer Recherche im Datenbestand der Artenschutzkartierung (ASK, BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELT), eigenen Literatursauswertungen und nach Angaben von Fachkollegen wurde das Wässernachtal malakologisch bislang noch nicht bearbeitet. Beziehungen dürften insbesondere zu den bereits untersuchten artenreichen Waldschnecken-Zönosen der Restwaldbestände der Wern-Lauer-Platten, des Grabfeldgäues und des westlichen Steigerwaldvorlandes bestehen (STRÄTZ 2000), während die bodensauren, von *Luzulo-Fagetum* dominierten Waldbestände des Sandsteinkeuper (Haßberge, Steigerwald) hinsichtlich Artenvielfalt und Individuenzahl deutlich ärmer einzustufen sind (STRÄTZ 1996, 2001, 2005, MÜLLER et al. 2005).

4. Methode

4.1 Molluskenerfassung, Probenstratifizierung

Zeitnormierte Handaufsammlungen von Landschnecken (mittelgroße und große Gehäuse- und Nacktschnecken-Arten; Gehäuse \geq 5 mm) wurden an und unter liegendem Totholz (20 – 30 cm Durchmesser) vorgenommen. Der Durchmesser der Totholzstücke wurde auf den Zentimeter genau protokolliert. Berücksichtigt wurden ausschließlich Laub- und Nadelholzstücke der Zersetzungsklassen Z^o 2 (beginnende Zersetzung; Klassifikation nach ALBRECHT 1990) und Z^o 3 (fortgeschrittene Zersetzung), da die Besiedlung von frisch gefallenem Totholz (Z^o 1: 1 bis 2 Jahre) noch unvollständig ist (MÜLLER et al. 2005) und bereits sehr stark vermoderte bzw. vermumte Stücke (Z^o 4) bekanntermaßen nur noch von einigen spezialisierten Waldarten genutzt werden können: „... mit fortschreitender Verpilzung und Vermoderung verliert der Stock seine Molluskenbesetzung. Am zähesten behauptet sich dabei *Causa holosericea* (Maskenschnecke; Nomenklatur aktualisiert; Anm. Verf.). Man trifft sie noch im Innersten des vollkommen durchgefauten Holzkörpers an, gezeichnet durch eine abgeblätterte Oberhaut (*Periostracum*) und Korrosionschäden...“ (HÄSSLEIN 1966).

Aufgenommen wurden jeweils 30 Nadel- und 30 Laubholzstücke (à 200 cm Länge), die zwischen Oktober und November 2005 jeweils 15 Minuten intensiv abgesammelt wurden. Zum Vergleich wurden auch 30 Bereiche ohne Totholz am Waldboden aufgenommen (Streuproben). Zu lebenden Bäumen und liegendem Totholz wurde bei der Aufnahme der Streuproben ein Mindestabstand von 2 m eingehalten. Für die Beprobung wurden 200 x 30 cm große Bereiche des Waldbodens von der Streu befreit und die Bodenoberfläche 15 Minuten nach Landschnecken abgesucht. Die Streu wurde gesondert mit einem Reitter-Sieb in Fraktionen von 5 – 10 mm und > 10 mm geteilt und ausgelesen. Gewertet wurden lebende Tiere sowie frische Leergehäuse. Bestimmt wurde der größte Teil der Tiere im Gelände und konnte vor Ort wieder frei gelassen werden. Bestimmungskritische Gattungen und Jungtiere einiger Arten (*Aegopinella* spec., *Arion* spec., *Deroceras* spec., *Daudebardia* spec.) wurden lebend gesammelt und unter dem Binokular im Labor bestimmt. Nur in Einzelfällen war es nötig Tiere abzutöten, um an Hand artspezifischer Weichkörperstrukturen eine sichere Determination vornehmen zu können. Nomenklatur und Gefährdungseinstufung folgen FALKNER et al. (2003). Bei der ökologischen Kennzeichnung wurden die Angaben von LOZEK (1964) verwendet. Diese Angaben wurden durch FALKNER (1991) teilweise an bayerische Verhältnisse angepasst.

Die Fraktion < 5 mm (Kleinstschnecken) wurde für die vorliegende Auswertung nicht berücksichtigt. Dieses Probenmaterial wurde gesondert in Baumwolltüten verpackt, im Labor bei 20 Grad in einem Trockenschrank mit starker Belüftung schnell getrocknet und anschließend in einer Siebapparatur (Retsch Vibro) mit den Maschenweiten 4.0, 3.0, 2.0, 1.4, 1.0 und 0.63 mm weiter aufgetrennt. Die hierbei ausgelesenen Tiere wurden für die Erstellung einer Gesamtartenliste für das Wässernachtal verwendet (siehe Tab. 3 im Anhang). Eine umfassende Darstellung der Molluskenfauna des Wässernachtals, die alle für Weichtiere relevanten Lebensraumtypen (Bach, Teiche, Grünland) berücksichtigt, soll an anderer Stelle publiziert werden (STRÄTZ, in Vorbereitung). In der Gesamtartenliste im Anhang sind zusätzlich alle im Herbst 2005 in den Hang- und Auwäldern festgestellten Arten genannt. Bisher nur in Hochwassergenieten der Wässernach abgelagerte Leergehäuse werden in dieser Liste gesondert gekennzeichnet.

4.2 Statistik

Die globale Hypothese der Unabhängigkeit zwischen den drei Kategorien wurde mittels multipler Testprozeduren auf der Basis der Permutationsverteilung geprüft (WESTFALL & YOUNG 1993). Die dabei erhaltenen p-Werte wurden adjustiert, indem eine step-down T-max Prozedur angewendet wurde (Algorithmus 2.8 in Westfall and Young, 1993). Für jede Zielgröße wurde ein zusätzlicher Post-hoc Test angewendet (Tukey all-pair comparisons), um die Variabilität der Differenzen der rangtransformierten Zielgrößen zwischen jedem Paar der Kategorien zu bestimmen. Die Berechnung erfolgte mit dem Zusatzpaket "coin" (HOTHORN et al., 2005) innerhalb von des Systems R für statistisches Rechnen (version 2.2.0, R Development Core Team, 2005). Die Korrespondenzanalysen und die Arten-Indikatoranalyse wurden mit PCOrd 4.2 (MCCUNE & MEFFORD 1999) durchgeführt.

5. Ergebnisse

5.1 Gesamtartenspektrum Wässernachtal

Aus dem Wässernachtal sind in ca. 110 Aufsammlungen und 50 Siebproben bisher 64 Molluskenarten nachgewiesen (s. Anhang Tab. 3). Damit gehört dieses Tal, obgleich die malakologische Untersuchung noch nicht vollständig abgeschlossen ist, zu den hinsichtlich der Weichtierfauna artenreichsten kleineren Talzügen Unterfrankens. Aus den von KITTEL (1993-1997a) untersuchten Gebieten wurden folgende Artenzahlen bekannt: Hafenlohrtal (63 Arten), Klingelbachschlucht (52 Arten) und Schondratal (51 Arten). Die naturschutzfachliche Bedeutung wird durch die Vorkommen stark gefährdeter Arten (Kleine Daudebardie) und einer Vielzahl gefährdeter Arten (Rote Wegschnecke, Rötliche Daudebardie, Linksgewunde Windelschnecke, Weitgenabelte Kristallschnecke) bzw. in der Vorwarnliste Bayerns aufgelisteter Arten (Stachelige Streuschnecke, Rötliche Glanzschnecke, Scharfe Tellerschnecke, Igel-Wegschnecke, Bauchige Zwerghornschnecke, Gemeine Blindschnecke, Steinpicker, Bauchige Schließmundschnecke, Felsen-Pyramidenschnecke, Kleine Bernsteinschnecke, und Gemeine Windelschnecke) bestätigt. Für das Wald-Kegelchen, das erst seit kurzer Zeit von dem weit verbreiteten und häufigen Hellen Kegelchen unterschieden wird, liegen aus Bayern bisher noch nicht genügend Daten zur Ökologie und Verbreitung vor. Diese Art wird in der aktuellen Roten Liste mit dem Status „G“ geführt (Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt).

5.2 Arten und Individuen

Bei der standardisierten Erfassung konnten 36 Landschneckenarten erfasst werden. In der nachfolgenden Tabelle 1 werden diese nach ihrer Gesamtkonstanz im Aufnahmematerial und nach ihrer Frequenz des Auftretens (in %) in den drei verschiedenen Straten Laub-, Nadeltotholz und Streu getrennt aufgelistet. Weiterhin werden die jeweils ausgezählten Individuenzahlen genannt.

Tab. 1: Konstanz, Frequenz und Individuendichten der Arten auf den standardisiert erfassten Probekreisen.

Art	Konstanz (in %)	Laubholz		Nadelholz		Streu	
		F (%)	I	F (%)	I	F (%)	I
1. <i>Arion silvaticus</i>	Eukonstant 79	25	94	27	78	27	60
	Konstant						
2. <i>Monachoides incarnatus</i>	72	27	184	28	100	17	32
3. <i>Malacolimax tenellus</i>	71	26	57	24	41	21	49
4. <i>Discus rotundatus</i>	69	30	298	29	221	10	13
5. <i>Cochlodina laminata</i>	60	30	136	23	65	7	7
6. <i>Helicodonta obvoluta</i>	55	23	115	24	95	8	9
7. <i>Arion rufus</i>	51	23	49	18	33	10	15
8. <i>Isognomostoma isognomostomos</i>	51	28	103	19	51	4	5
	Akzessorisch						
9. <i>Aegopinella nitens</i>	47	23	37	19	32	5	6
10. <i>Arion subfuscus</i>	43	17	34	18	33	8	12
11. <i>Oxychilus cellarius</i>	37	18	47	18	36	1	1
12. <i>Arion intermedius</i>	34	14	26	6	6	14	16
13. <i>Limax cinereoniger</i>	33	13	25	17	21	3	3
14. <i>Helicigona lapicida</i>	31	19	25	10	16	2	2
15. <i>Semilimax semilimax</i>	30	12	14	9	10	9	10
16. <i>Cepaea hortensis</i>	27	15	40	8	15	4	3
	Akzidenziell						
17. <i>Lehmannia marginata</i>	22	6	14	13	19	3	3
18. <i>Boettgerilla pallens</i>	18	10	26	8	8		
19. <i>Merdigera obscura</i>	17	9	11	6	9	2	2
20. <i>Aegopinella pura</i>	16	3	3	8	10	5	10
21. <i>Ena montana</i>	14	9	14	3	5	2	2
22. <i>Trichia sericea</i>	14	5	5	7	7	2	2
23. <i>Daudebardia rufa</i>	12	6	8	3	4	3	4
24. <i>Balea biplicata</i>	10	9	24	1	6		
25. <i>Vitrina pellucida</i>	9	7	9	1	2	1	1
26. <i>Fruticicola fruticum</i>	8	3	3	2	2	3	3
27. <i>Helix pomatia</i>	4	2	2	2	2		
28. <i>Arion distinctus</i>	3	2	3			1	1
29. <i>Arion lusitanicus</i>	3	2	3	1	1		
30. <i>Cepaea nemoralis</i>	3	3	4				
31. <i>Deroceras reticulatum</i>	3			2	2	1	1
32. <i>Limax maximus</i>	3	3	3				
33. <i>Daudebardia brevipes</i>	1	1	1				
34. <i>Macrogastera ventricosa</i>	1	1	1				
35. <i>Nesovitrea hammonis</i>	1			1	1		
36. <i>Tandonia rustica</i>	1			1	1		

Regelmäßig bis häufig sind an Totholz Rötliche Laubschnecke (*Monachoides incarnatus*), Pilzschneigel (*Malacolimax tenellus*), Gefleckte Knopfschnecke (*Discus rotundatus*), Glatte Schließmundschnecke (*Cochlodina laminata*), Rote Wegschnecke (*Arion rufus*) und Maskenschnecke (*Isognomostoma isognomostomos*) vertreten, die alle zu den in Laub- und Mischwäldern Bayerns weit verbreiteten und häufigen Arten zählen. In dieser Gruppe ist lediglich eine Rote-Liste-Art vertreten, die Rote Wegschnecke.

In den Steuproben wurden die genannten Arten in der Regel wesentlich seltener als an Totholz festgestellt. Ähnlich hohe Werte erzielen in der Laubstreu lediglich Nacktschnecken wie die eukonstant auftretende Wald-Wegschnecke (*Arion silvaticus*) und die akzessorisch vorkommende

Igel-Wegschnecke (*Arion intermedius*). Auch ein Vertreter aus der Gruppe der Halbnacktschnecken, die Weitmündige Glasschnecke (*Semilimax semilimax*), ist in der Streu fast gleich häufig wie an Totholz nachzuweisen. Diese Arten gehören zu den relativ mobilen Nackt- und Halbnacktschnecken, die sich auf Grund ihrer geringen Größe auch in den im Boden in sommerlichen Trockenperioden auftretenden Trockenrissen im Waldboden zurückziehen können.

Neben diesen und weiteren allgemein häufigen Waldschnecken sind im Gebiet aber auch Besonderheiten an bzw. unter Totholz nachzuweisen. Hierzu zählen die beiden Raublungenschnecken Rötliche Daudebardie und Kleine Daudebardie (*Daudebardia rufa et brevipes*), Bauchige Schließmundschnecke (*Macrogastera ventricosa*) und Großer Kielschneigel (*Tandonia rustica*), die in der aktuellen Fassung der Roten Liste Bayerns aufgelistet sind (Gefährdungsstatus siehe Gesamtartenliste im Anhang).

5.3 Artenzahl und Individuen in Abhängigkeit vom Probentyp

In Abb. 1 werden die Kenngrößen Arten- und Individuenzahl für die drei Straten vergleichend dargestellt. Es zeigt sich, dass die an Laubtotholz festgestellten Individuenzahlen höher als an Nadeltotholz liegen, allerdings statistisch nur als Trend ($p < 0,08$). Bei den Arten ist der Unterschied nicht signifikant. Höchstsignifikant niedrigere Arten- und Individuenzahlen konnten sowohl bei beiden Totholztypen gegenüber der Streu und auf dem nicht durch Totholz geschützten Waldboden beobachtet ($p < 0,001$) werden.

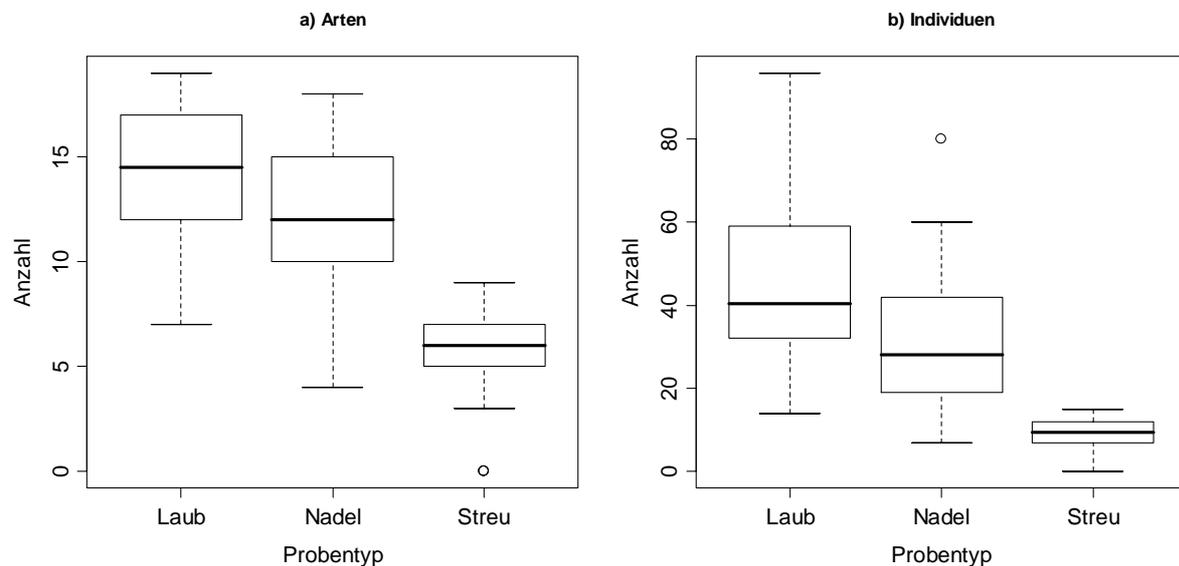


Abb. 1ab: Vergleich der Arten (a) und Individuenzahlen (b) in den drei untersuchten Probentypen. Laub= Laubtotholz; Nadel= Nadeltotholz; Streu= Laubstreu.

5.4 Lebensgemeinschaft in Abhängigkeit vom Substrat

Die DCA der Molluskengesellschaften (Abb. 2) zeigt, dass es in erster Linie zu einer Unterscheidung von Totholz- und Streulebensgemeinschaften kommt. Die intensive Durchmischung von Proben an Laub- und Nadelholz deutet darauf hin, dass es hier keine Differenzierung in der Lebensgemeinschaft gibt.

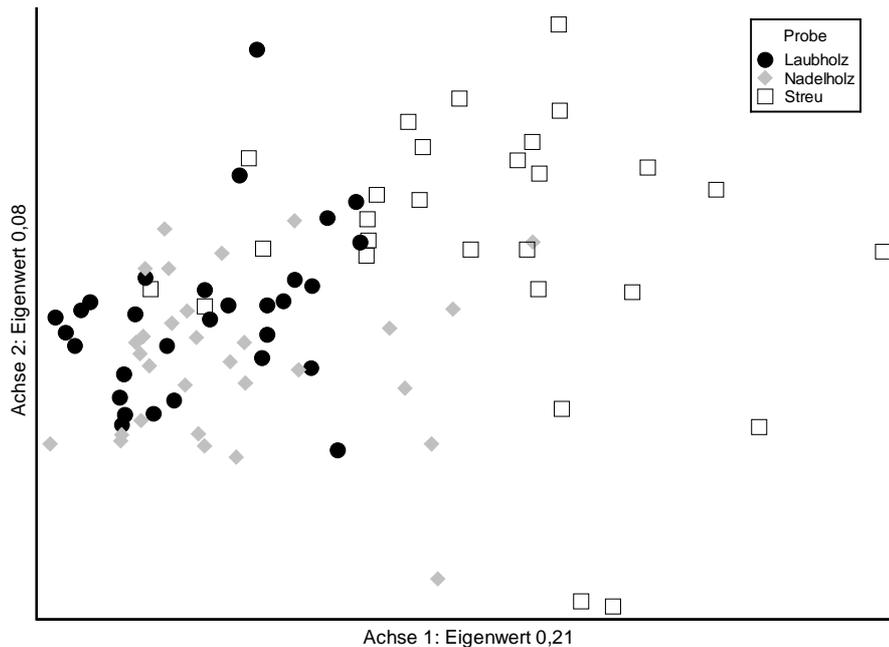


Abb. 2: DCA der Molluskengemeinschaften.

5.5 Präferenzen

Analysiert man den erhobenen Datenbestand mit Hilfe der Indikatorartenanalyse hinsichtlich der Präferenz bestimmter Landgastropoden für ein bestimmtes Stratum, so sprechen erste Ergebnisse durchweg für eine Bevorzugung von liegendem Laubtotholz (Tab. 2). Nur eine Nacktschneckenart, der Baumschneigel (*Lehmannia marginata*) scheint an Nadelholz regelmäßiger und in größerer Individuenzahl vorhanden zu sein. Tatsächlich aber lebt diese Art während der Vegetationsperiode vorzugsweise an lebenden glattrindigen Baumstämmen (v. a. Buche) und sucht erst im Herbst Deckung in geeigneten Überwinterungshabitaten unter liegendem Totholz oder sogar in ausgefaulten Baumhöhlen lebender Bäume. Adulte Tiere wurden im Herbst im Wässernachtal kaum beobachtet. Die im Winterquartier an liegendem Totholz festgestellten Tiere waren zu mehr als 90 % juvenil oder subadult.

Tab. 2: Arten mit signifikanter Präferenz einer der Kategorien.

Art	Substrat	Indikatorwert	p_value	RLBY 2003
<i>Aegopinella nitens</i>	Laubtotholz	37,6	0,009	
<i>Arion rufus</i>	Laubtotholz	38,3	0,011	3
<i>Balea biplicata</i>	Laubtotholz	24,0	0,002	
<i>Boettgerilla pallens</i>	Laubtotholz	25,5	0,01	
<i>Cepaea hortensis</i>	Laubtotholz	34,4	0,003	
<i>Cochlodina laminata</i>	Laubtotholz	65,2	0,001	
<i>Discus rotundatus</i>	Laubtotholz	55,9	0,001	
<i>Ena montana</i>	Laubtotholz	19,9	0,017	
<i>Helicigona lapicida</i>	Laubtotholz	36,7	0,001	V
<i>Helicodonta obvolvata</i>	Laubtotholz	40,1	0,006	
<i>Isognomostoma isognomostomos</i>	Laubtotholz	60,3	0,001	
<i>Lehmannia marginata</i>	Nadeltotholz	22,7	0,033	
<i>Monachoides incarnatus</i>	Laubtotholz	52,0	0,003	
<i>Oxychilus cellarius</i>	Laubtotholz	35,7	0,003	
<i>Vitrina pellucida</i>	Laubtotholz	17,4	0,015	

6. Diskussion

Die Hangwälder des Wässernachtales können hinsichtlich ihrer Weichtierfauna als sehr artenreich eingestuft werden. Neben den 36 im Probenahmeset erfassten Mittel- und Großmollusken wurden durch zusätzliche Feinsieb-Analysen weitere 7 Kleinmollusken, zusammen also 43 Arten nachgewiesen. Hinsichtlich der Artenzahl werden somit fast die Werte erreicht, die in Naturwaldreservaten Nordbayerns auf kalkreichen Ausgangsubstraten den Erwartungswerten entsprechen (vgl. STRÄTZ & MÜLLER 2004).

Ein Teil der anspruchsvolleren Arten verdankt sein Vorkommen sicher den hohen Mengen an liegendem Totholz. In Hangwäldern der vorliegenden Feuchtestufen, mäßig trocken bis frisch, wären hygrophile Waldarten (LOZEK 1964, FALKNER 1991) wie die beiden Rote-Liste-Arten Rötliche Daudebardie (*Daudebardia rufa*) und Kleine Daudebardie (*D. brevipes*), für die in der Literatur feuchte, meist quellige Hangwälder als Lebensraum angegeben werden (FECHTER & FALKNER 1990), oder die Bauchige Schließmundschnecke (*Macrogastrea ventricosa*) ohne die zusätzliche Deckung im Schutz liegenden Totholzes nicht überlebensfähig (STRÄTZ 2006).

Auch die früher sowohl in Wäldern als auch in der offenen Kulturlandschaft Bayerns flächendeckend verbreitete Rote Wegschnecke verdankt ihr im Gebiet noch regelmäßiges und individuenreiches Vorkommen sicher den guten Totholzvorräten in den Hanglagen des Wässernachtales. Aus der Kulturlandschaft ist die heimische Rote Wegschnecke innerhalb der letzten 20 Jahre vollständig durch die aus Südwesteuropa stammende Spanische Wegschnecke verdrängt worden (FALKNER 1991, STRÄTZ 1997, KITTEL & STRÄTZ 2005), weshalb sie in der aktuellen Roten Liste bereits als gefährdete Art geführt werden muss (FALKNER et al. 2003). Seit wenigen Jahren kann dieser Verdrängungsprozess auch in Wäldern beobachtet werden (HELFER 2000, STRÄTZ 2005), wobei sich die heimische Art vor allem in feuchten Teilflächen der Berg-, Schlucht- und Auwälder oder besonders totholzreichen Beständen gegenüber dem Neubürger behaupten kann.

Die Mehrzahl der in den Hangwäldern nachgewiesenen Gastropodenarten ist an liegendem Laub- oder Nadeltotholz mit beginnender und fortgeschrittener Zersetzung in signifikant höherer Individuendichte als in der Laubstreu vertreten. Die positive Wirkung von stärkerem liegendem Totholz, die durch MÜLLER et al. (2005), bereits für bodensauere Waldstandorte nachgewiesen werden konnten, kann nun auch für basenreiche Waldböden auf Muschelkalk bestätigt werden. Diese Feststellung dürfte sich in den in dieser Studie untersuchten Wuchsgebieten der Buche (Nördliche Gipskeuperplatte und Grabfeld) vor allem auf die hier herrschenden Feuchtebedingungen erklären lassen. Liegendes Totholz stellt in diesen Trockengebieten Nordbayerns (TÜRK 1988, BayFORKLIM 1996) vor allem einen zuverlässigen Schutz vor dem sommerlichen Austrocknen der Waldböden auf Muschelkalk dar.

Bei der weichtierkundlichen Aufnahme von Naturwaldreservaten in Nordbayern (JOKIC et al. 2004, STRÄTZ & MÜLLER 2004, STRÄTZ 2005) wurde, im Vergleich zu parallel bearbeiteten Wirtschaftswäldern entsprechender Standorte, bereits frühzeitig die positive Wirkung größerer liegender Totholzvorräte besonders für anspruchsvollere Waldschnecken erkannt. Durch die hier vorgelegte Studie konnte gezeigt werden, dass für die Förderung arten- und individuenreicher Waldschneckenzönosen sowohl die gezielte Belassung von Laub- wie Nadeltotholz in den Waldbeständen Erfolg versprechend ist. Laubtotholz, insbesondere der Buche, wird unter den herrschenden Bedingungen im Untersuchungsgebiet etwas schneller und geringfügig in höherer Arten- und Individuenzahl besiedelt. Kernholzarten unter den Nadelhölzern wie Douglasie, Kiefer und Lärche stehen nach der Erstbesiedlung durch Waldgastropoden, wegen ihrer höheren Resistenz gegenüber Totholzpilzen und somit langsameren Zersetzung, über einen längeren Zeitraum zur Verfügung. Um die Ansprüche von Schnecken in Buchenwäldern des Steigerwaldes sicherstellen zu können, sollten nach statistischen Analysen mindestens 40 m³/ha Buchentotholz im Wald vorhanden sein (MÜLLER et al. 2005).

Das geringfügig schlechtere Abschneiden von Nadeltotholz muss übrigens nicht unbedingt eine tatsächlich geringere Eignung gegenüber Laubtotholz für die Schneckenfauna anzeigen. Hier ist zu beachten, dass dort, wo liegendes Fichtentotholz untersucht wurde, noch vor wenigen Jahren größere Anteile von Nadelholz in den Mischwäldern vorhanden waren. Negative Auswirkungen flächiger Nadelstreudecken auf Waldmollusken sind in der Literatur hinreichend belegt (HÄSSLEIN 1960, 1966, KERNEY et al. 1983, TURNER et al. 1998, RÜETSCHI 1999). Tatsächlich wurden im Wässernachtal auf den von liegendem Nadeltotholz dominierten Probestellen teilweise noch vorhandene Nadelstreuaufgaben beobachtet, die die Weichtierfauna negativ beeinflussen (Bodenversauerung, Austrocknung, mangelnde Nahrungsbasis; vgl. STRÄTZ & MÜLLER 2004). Die geringere Besiedlung der

Nadeltotholz-Stücke kann aus diesen früheren Beeinträchtigungen der Waldschneckenbestände begründet sein, die auch nach Nutzung der Koniferenbestände und Überführung in Laubmischwälder noch nicht wieder ausgeglichen ist.

7. Schlussfolgerungen für Totholzmanagement in Wäldern

Anhand der vorliegenden Untersuchung konnte gezeigt werden, dass Totholz sich nicht nur in bodensauren Laubwäldern (MÜLLER et al. 2005) sondern auch in basenreichen Wäldern als wichtiger Faktor für Landgastropoden erweist. Auf den mäßig trockenen bis frischen Hangstandorten des Wässernachtales wäre der Waldgersten-Buchenwald die potenziell natürliche Waldgesellschaft und Laubtotholz ist die von Natur aus vorhandene Ressource für waldbewohnende Landschnecken.

Starkes liegendes Nadeltotholz der standortfremden Arten Fichte, Kiefer und Douglasie die vor Jahrzehnten in den Laubwäldungen gepflanzt wurden, wird von der gebietstypischen Malakofauna ebenfalls angenommen. Allerdings zeigen die reduzierten Werte gegenüber dem Laubholz, dass es vor allem bei höheren Nadelholzanteilen zu Bodenversauerung kommt, welche die Schnecken benachteiligt. Während die spezialisierte Fauna von Laubwäldern Nadeltotholz kaum nutzen kann, ist dies für Mollusken nicht so ausgeprägt. Muss der Wirtschaftler sich entscheiden welches Totholz er im Wald belässt, um angestrebte Zielwerte zu erreichen, sollte aber trotzdem immer dem Laubholz der Vorrang gegeben werden. Dieses ist für die Diversität der Molluskenfauna förderlich, gleichzeitig aber auch für die Spezialisten unter den Totholzbewohnern wie Pilze oder Holzkäfer.

Dank

Bei Herrn Forstdirektor Hans STARK, Leiter des Universitäts-Forstamtes Sailershausen, möchten wir uns für die fachliche Unterstützung, die Bereitstellung von Kartenmaterial, den gemeinsamen einführenden Geländebezug und die Unterstützung bei der Vorauswahl der Untersuchungsflächen herzlich bedanken. Finanziell wurde das Projekt durch die BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT unterstützt.

Literatur

- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten.- Naturwaldreservate in Bayern.- Schriftenr. Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1: 219 S.
- BAYFORKLIM (Hrsg.) (1996): Klimaatlas von Bayern.- Bayerischer Klimaforschungsverbund: 48 S., 57 Karten, München.
- BÜTLER, R., ANGELSTAM, P., EKELUND, P., SCHLAEPFER, R. (2004): Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* **119**: 305-318.
- BÖßNECK, U. (2002): Weichtiere (Mollusca).- in: Görner, M. (Hrsg.): Thüringer Tierwelt:296-310, Jena.
- BRÜCKNER, A. (1926): Tierwelt des Coburger Landes (Weichtiere). In: Coburger Heimatkunde und Heimatgeschichte, Cob. Landesstiftung und dem Cob. Heimatverein (Hrsg.): Erster Teil: Heimatkunde, Drittes Heft: Tierwelt: 115-150, Coburg.
- FALKNER, G. (1991): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). Mit einem revidierten systematischen Verzeichnis der in Bayern nachgewiesenen Molluskenarten. Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 97, Beiträge zum Artenschutz **10**: 61-112, München.
- FALKNER, G., M. COLLING, K. KITTEL, STRÄTZ, C. (2003): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca) Bayerns.- in: Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schriftenreihe des Bayer. LfU **166**: 337-347, Augsburg.
- GEYER, D. (1927): Unsere Land- und Süßwasser-Mollusken. Einführung in die Molluskenfauna Deutschlands.- 3. Aufl., XI,+224 S., Stuttgart.
- FECHTER, R. & FALKNER, G. (1990): Weichtiere - Europäische Meeres- und Binnenmollusken.- 287 S., Steinbachs Naturführer, Mosaik-Verlag, München.
- GOßNER, M. (2004): Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten - Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und Roteiche (*Quercus rubra* L.). *Neobiota* **5**: 238.
- GROVE, S. (2002b): Saproxyl Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **33**: 1-23.
- GULDER, H.-J. (2001): Forstliche Wuchsgebietgliederung Bayerns.- als Überarbeitung der Karte von Kreuzer und Foerst von 1978. - Bayer. Landesanst. Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- HÄSSLEIN, L. (1966): Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales. 20. Ber. Naturf. Ges. Augsburg, 176 S., Augsburg.
- HELFFER, W. (2000): Urwälder von morgen. UNESCO-Biosphärenreservat Rhön.- Teil Schnecken - Geschichtsschreiber mit Langzeitgedächtnis.- Naturwaldreservate in Bayern, Bd. 5, Schriftenr. der Bayer. LWF, IHW-Verlag. 160 S.
- JUNGBLUTH, J.H., KNORRE, D. v. (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln] in Deutschland. 5. Fassung 1994, Mitt. deutsch. malakozool. Ges. **56/57**: 1-17, Frankfurt a.M.
- JOKIC, Z., STRÄTZ, C., MÜLLER, J. (2004): Waldökologischer Vergleich von Mittelwäldern und Eichenmischwäldern anhand der Landschneckenfauna - Auswirkungen der Mittelwaldnutzung auf die Zusammensetzung der Schneckenzoözen in Eichenmischwäldern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **36** (8): 237-244. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KITTEL, K. (1993): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens, II. Die Mollusken des Naturdenkmals "Klingelbachschlucht" bei Triefenstein, Landkreis Main-Spessart.- in: Nachrichten des naturwissenschaftlichen Museums Aschaffenburg **100**: 91-182, Aschaffenburg.
- KITTEL, K. (1995): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 4. Die Schnecken und Muscheln der „Riedwiesen im Ölgrund“ bei Gössenheim (Main-Spessart-Kreis) mit Erstnachweis von *Vertigo moulinsiana* (DUPUY 1849) für Nordbayern (Gastropoda, Bivalvia).- *Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg* **102**: 37-46, Aschaffenburg

- KITTEL, K. (1996): Beitr. zur Molluskenfauna Unterfrankens: 10. Molluskenbeobachtungen im Hafenhohrtal (Spessart) zw. Rothenbuch und Hafenhohr, Lk. Aschaffenburg und Main-Spessart (Moll. Gastropoda, Bivalvia; Bayern).- in: Nachrichten des naturwissenschaftlichen Museums Aschaffenburg **103**: 75-97, Aschaffenburg.
- KITTEL, K. (1997a): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 12. Die Land- und Süßwassermoll. des Schondrats zw. Heiligkreuz und Gräfendorf, Lk. Bad Kissingen und Main-Spessart (Moll. Gastropoda, Bivalvia, Bayern).- in: Nachrichten des naturwissenschaftlichen Museums Aschaffenburg **104**: 49-64, Aschaffenburg.
- KITTEL, K. (1997b): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 13. Die Schnecken des Naturschutzgebietes „Gangolfsberg“ bei Oberelsbach, Rhön (Landkreis Rhön-Grabfeld) (Moll. Gastropoda, Bivalvia; Bayern).- Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg **104**: 121-138, Aschaffenburg.
- KITTEL, K. & C. STRÄTZ (2005): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 16. Die Land- und Süßwasserschnecken der Platzer Kuppe (NSG Schwarze Berge) bei Geroda, Rhön (Lkr. Bad Kissingen, Bayern) (Mollusca, Gastropoda).- Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg, Bd. 107, 71 -91, Aschaffenburg
- LOZEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. Rozpr. ústred. úst. geol. **31**: 374 S., 32. Taf., Prag.
- MÜLLER, J. (2005a): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Technische Universität München, <http://mediatum.ub.tum.de>. 197 pp.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M. J. (1999): Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software.
- MÜLLER, J. (2005b). Wie beeinflusst Forstwirtschaft die Biodiversität in Wäldern? Eine Analyse anhand der xylobionten Käfer (Insecta: Coleoptera). Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik **7**: 1-8.
- MÜLLER, J., STRÄTZ, C., HOTHORN, T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with special focus on coarse wood debris.- Eur. J. Forest Res. **124**: 233-242, Springer-Verlag.
- RANIUS, T. (2002): Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. Biological Conservation **103**: 85-91.
- REIF, A. (1996): Die Nieder- und Mittelwälder der Eierberge in Oberfranken: Flora, Vegetation, Bewirtschaftung und Bestandsdynamik. Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth **23**: 169–271.
- RÜETSCHI, J. (1999): Weichtiere in Schweizer Eschenwäldern.- Umweltmaterialien Nr. 102, Natur und Landschaft / Wald: 62 S., Bern.
- SCHIEGG, K. (2000): Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? ECOGRAPHY **23**: 579–587.
- SPEIGHT, M.C.D. (1989): Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Nature and environment series **42**: 1-79.
- STRÄTZ, C. (1996): Kartierung der Schneckenfauna (Mollusca) im Naturwaldreservat „Waldhaus“ samt Vergleichsflächen im Umfeld (Handthalbach, NWR Brunnstube), Naturraum Steigerwald - Forstamt Ebrach.- unveröff. Gutachten i.a. des Bayer. LWF, 28 S.
- STRÄTZ, C. (1997): Kartäuserschnecke (*Monacha cartusiana* [O.F. MÜLLER 1774]), Sandheideschnecke (*Cermea virgata* [(DA COSTA 1778)]) (Gastropoda: Hygromiidae) und Spanische Wegschnecke (*Arion lusitanicus* MABILLET 1868) (Gastropoda: Arionidae) drei südwesteuropäisch verbreitete Landschnecken in Franken - ein Beitrag zur Neozoen-Thematik - Ber. Naturforschende Ges. Bamberg **71**: 155 – 176, Bamberg.
- STRÄTZ, C. (2000): Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia) in Naturwaldreservaten Unter- und Oberfrankens – Kitschenthalrangen, Wolfsruhe, Wasserberg, Lohntal, Hofwiese, Mordgrund, Zwerchstück und Riedholz. unveröff. Gutachten i. Auftr. der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: 44 S., Bayreuth.
- STRÄTZ, C. (2001): Die Molluskenfauna der Laubwälder im nordwestlichen Steigerwald. in: Gerstberger, P. (Hrsg.): Waldökosystemforschung in Nordbayern: Die BITÖK-Untersuchungsflächen im Fichtelgebirge und Steigerwald. Bayreuther Forum Ökologie (bfö) **90**: 147-157, Universität Bayreuth.
- STRÄTZ, C. (2005): Die Molluskenfauna der Naturwaldreservate in Oberfranken.- Ber. Naturf. Ges. Bamberg **77**: 193-245, Bamberg.
- STRÄTZ, C. (2006): Ohne Totholz keine Schnecken.- LWF aktuell **53**: 16-17, Freising.
- STRÄTZ, C., MÜLLER, J. (2004): Weichtiere in den Naturwaldreservaten Oberfrankens.- Berichte der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF Wissen **46**: 29-35, Freising.
- STUDY, E. (1881): Verzeichnis der in der Umgebung von Coburg und in den angrenzenden Teilen des fränkischen Jura gefundenen Mollusken.
- TÜRK, W. (1988): Waldgesellschaften im Schweinfurter Becken. Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg **26**: 1-106.
- TURNER, H., J.G.J. KUIPER, N. THEW, R. BERNASCONI, J. RÜETSCHI, M. WÜTHRICH & M. GOSTELI (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. in: Fauna Helvetica **2**: 527 S.
- WALENTOWSKI, H., H.-J. GULDER, C. KÖLLING, J. EWALD, TÜRK, W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns.- Berichte aus der LWF **32**: 96 S. + Anhang, Freising.
- WALENTOWSKI, H., J. EWALD, A. FISCHER, C. KÖLLING, TÜRK, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns.- hrsg. von der Bayer. LWF: 441 S., Verlag Geobotanica, Freising.

submitted: 29.05.2006

reviewed: 08.07.2006

accepted: 11.07.2006

Autorenanschrift:

Christian Strätz
Büro für Ökologische Studien
Oberkonnersreuther Str. 6a
D-95448 Bayreuth
www.bfoes.de
bayreuth@bfoes.de

Dr. Jörg Müller
Nationalparkverwaltung
Bayerischer Wald
Sachgebiet Forschung
Freyunger Str. 2
D-94481 Grafenau
joerg.mueller@npv-bw.bayern.de

Anhang

Tab. 3: Gesamtartenliste für das Wässernachtal (inkl. Auwald, Feingesiebe, Genistanalyse).

	Artnamen wissenschaftlich	Artnamen deutsch	Lf	Ök. S	Ök. N	RLBY 2003	RLD 1994	NW
1.	<i>Acanthinula aculeata</i>	Stachelige Streuschnecke	G	W		V		Sieb, G, AW
2.	<i>Aegopinella nitens</i>	Weitmündige Glanzschnecke	G	W				P
3.	<i>Aegopinella nitidula</i>	Rötliche Glanzschnecke	G	W		V		Aw, G
4.	<i>Aegopinella pura</i>	Kleine Glanzschnecke	G	W				P, G
5.	<i>Anisus vortex</i>	Scharfe Tellerschnecke	S	L	P	V		G
6.	<i>Arianta arbustorum</i>	Baumschnecke	G	W	(M)			Aw, G
7.	<i>Arion distinctus</i>	Gemeine Gartenwegschnecke	N	O				P, Aw
8.	<i>Arion fasciatus</i>	Gelbstreifige Wegschnecke	N	M				P, Aw
9.	<i>Arion intermedius</i>	Igel-Wegschnecke	N	W	(Wh)	V		P, Aw
10.	<i>Arion lusitanicus</i>	Spanische Wegschnecke	N	M				P, Aw
11.	<i>Arion rufus</i>	Rote Wegschnecke	N	M	(W)	3		P
12.	<i>Arion silvaticus</i>	Wald-Wegschnecke	N	W	(H)			P, Aw
13.	<i>Arion subfuscus</i>	Braune Wegschnecke	N	W	(M)			P, Aw
14.	<i>Balea biplicata biplicata</i>	Gem. Schließmundschnecke	G	W	(M)			P, Aw, G
15.	<i>Bithynia tentaculata</i>	Gemeine Schnauzenschnecke	S	L	F			G
16.	<i>Boettgerilla pallens</i>	Wurmschnegel	N	W	(Ot)			P, Aw
17.	<i>Carychium minimum</i>	Bauchige Zwerghornschncke	G	P		V		Aw
18.	<i>Carychium tridentatum</i>	Schlanke Zwerghornschncke	G	H	(Mf)			Sieb, Aw
19.	<i>Cecilioides acicula</i>	Gemeine Blindschnecke	G	Ot	(S)	V		G
20.	<i>Cepaea hortensis</i>	Garten-Bänderschnecke	G	W	(M)			P, Aw, G
21.	<i>Cepaea nemoralis</i>	Hain-Bänderschnecke	G	M				P, Aw
22.	<i>Cochlicopa lubrica</i>	Gemeine Glattschnecke	G	H	(M)			Sieb, Aw
23.	<i>Cochlodina laminata</i>	Glatte Schließmundschnecke	G	W				P, Aw, G
24.	<i>Daudebardia brevipes</i>	Kleine Daudebardie	H	W	(H)	2	3	P
25.	<i>Daudebardia rufa</i>	Rötliche Daudebardie	H	W	(H)	3	3	P, G
26.	<i>Deroceras reticulatum</i>	Genetzte Ackerschnecke	N	M				P, Aw
27.	<i>Discus rotundatus</i>	Gefleckte Knopfschnecke	G	W	(M)			P, Aw, G
28.	<i>Ena montana</i>	Berg-Viefraßschnecke	G	W				P, Aw, G
29.	<i>Eucobresia diaphana</i>	Ohrförmige Glasschnecke	H	W	(H)			G
30.	<i>Euconulus fulvus</i>	Helles Kegelchen	G	W	(M)			Sieb, G
31.	<i>Euconulus trochiformis</i>	Wald-Kegelchen	K	W		G		Sieb, Aw
32.	<i>Fruticicola fruticum</i>	Strauchschnecke	G	W	(M)			P, Aw, G
33.	<i>Galba truncatula</i>	Kleine Sumpfschnecke	S	P	(Pp)			Aw, G
34.	<i>Helicigona lapicida</i>	Steinpicker	G	W	(Wf)	V		P, Aw
35.	<i>Helicodonta obvoluta</i>	Riemenschnecke	G	W				P, G
36.	<i>Helix pomatia</i>	Weinbergschnecke	G	W				P, Aw, G
37.	<i>Isogonomostoma isogonomostomos</i>	Maskenschnecke	G	W				P, Aw, G
38.	<i>Lehmannia marginata</i>	Baumschnegel	N	W				P
39.	<i>Limax cinereoniger</i>	Schwarzer Schnegel	N	W				P
40.	<i>Limax maximus</i>	Tigerschnegel	N	M				P, Aw
41.	<i>Macrogastera ventricosa</i>	Bauchige Schließmundschnecke	G	W	(H)	V		P, Aw, G
42.	<i>Malacolimax tenellus</i>	Pilzschnegel	N	W				P
43.	<i>Merdigera obscura</i>	Kleine Viefraßschnecke	G	W				P, G
44.	<i>Monachoides incarnatus</i>	Inkarnatschnecke	G	W				P, Aw, G
45.	<i>Oxychilus cellarius</i>	Keller-Glanzschnecke	G	M				P, Aw, G
46.	<i>Oxychilus draparnaudi</i>	Große Glanzschnecke	G	M				Aw
47.	<i>Nesovitrea hammonis</i>	Streifenglanzschnecke	G	W	(M)			P, G
48.	<i>Pisidium personatum</i>	Quell-Erbsemschel	K	Q	I			G
49.	<i>Punctum pygmaeum</i>	Punktschnecke	G	M	(W)			Sieb, G
50.	<i>Pyramidula pusilla</i>	Felsen-Pyramidenschnecke	G	Sf		V		Sieb
51.	<i>Radix balthica</i>	Gemeine Schlammsschnecke	S	L	(F)			G
52.	<i>Semilimax semilimax</i>	Weitmündige Glasschnecke	H	W	(H)			P
53.	<i>Succinea putris</i>	Gemeine Bernsteinschnecke	G	P				Aw, G
54.	<i>Succinella oblonga</i>	Kleine Bernsteinschnecke	G	M	(X)	V		Aw, G
55.	<i>Tandonia rustica</i>	Großer Kielschnegel	N	Ws	(Of)	3		P
56.	<i>Trichia sericea</i>	Seidige Haarschnecke	G	W	(M)			P, G
57.	<i>Vallonia pulchella</i>	Glatte Grasschnecke	G	O	(H)			G
58.	<i>Vertigo pusilla</i>	Linksgewundene Windelschnecke	G	W	(Ws)	3	V	Sieb, G
59.	<i>Vertigo pygmaea</i>	Gemeine Windelschnecke	G	O		V		G
60.	<i>Vitrea contracta</i>	Weitgenabelte Kristallschnecke	G	Wt	(Wf)	3	V	Sieb, G
61.	<i>Vitrea crystallina</i>	Gemeine Kristallschnecke	G	W	(M)			Aw, G
62.	<i>Vitrina pellucida</i>	Kugelige Glasschnecke	H	M				P
63.	<i>Vitrinobrachium breve</i>	Kurze Glasschnecke	H	M	(W)		V	Aw, G
64.	<i>Zonitoides nitidus</i>	Glänzende Dolchschncke	G	P				Aw

Legende:

Lf: Lebensformtyp	G= Landschnecke, Gehäuse tragende Art H= Halbnacktschnecke mit rudimentärem Gehäuse N= Nacktschnecke S= Süßwasserschnecke K= Kleinmuschel
NW: Nachweistyp	P= im Probeset; Aufsammlungen innerhalb der Hangwälder; Arten ≥ 5 mm Sieb= innerhalb der Hangwälder in den Siebproben < 5 mm G= im Hochwassergebiet der Wässernach vertreten Aw= in den Auwald- und Feuchtwaldresten im Talgrund und in seitlichen Quellrinnen

Gefährungsgrade nach Rote Liste Bayern (FALKNER et al. 2003) und Bundesrepublik (JUNGBLUTH & von KNORRE 1995)

Tab. 4: Erklärungen zu den verwendeten Abkürzungen für die ökologische Kennzeichnung (Ök. S, Ök. N) nach LOZEK (1964) und FALKNER (1991).

Kürzel	Ökologische Kennzeichnung
W	Waldarten
Ws	Lichtwaldarten
Wt	subterranean lebende Waldarten
Wf	Arten felsreicher Waldbiotope
Mf	Arten mesophiler Felsstandorte
H	hygrophile Arten
P	Sumpfartern
Pp	Periodische Sümpfe (Wassermollusken)
M	mesophile Arten
O	Offenlandarten
Of	Offene Felsbiotope verschiedener Art, nicht unbedingt xerotherm
Ot	im Offenland subterranean lebend
S	Steppenarten
Sf	Felssteppe
X	xerothermophile Offenlandarten
Q	Quell(bach)bewohner
L	Stillgewässerarten
F	Fließgewässerarten

Ist der Gruben-Großlaufkäfer *Carabus (variolosus) nodulosus* ein Taxon des Anhangs II der FFH-Richtlinie in Deutschland?

Should Carabus (variolosus) nodulosus be considered an annex-II-species of the Habitats Directive ?

Stefan Müller-Kroehling

Abstract

The ground beetle *Carabus variolosus* FABRICIUS, 1787 is a species listed in appendix II of the EU habitats directive, as of the latest amendmend in 2004. Depending on the taxonomic point of view, this taxon includes or excludes *Carabus (variolosus) nodulosus* CREUTZER, 1799, a (sub)species indigenous to Central Europe. It is shown here that at the time the amendment of appendix II took place, a majority of taxonomic opinion favored the subspecific rank, and there definitely was no majority for the opposite opinion. The majority opinion is decisive for this question alone, as it implies that „*Carabus variolosus sensu habitats directive*“ means *C. variolosus sensu latu*. Thus, *Carabus variolosus nodulosus* should be considered a species of appendix II of the habitats directive, if no documents from the amendmend consultations exist that explicitly state the contrary. Regarding the habitat requirements of this species inhabiting pristine inundated woodland swamps this choice is very apt.



Abb. 1: *Carabus (variolosus) nodulosus* (CREUTZER, 1799).

1. Einleitung

Im Zuge der EU-Osterweiterung 2004 wurde der Gruben-Großlaufkäfer *Carabus variolosus* in den Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgenommen. Durch neu hinzugekommene Arten ergeben sich für die bisherigen Mitgliedsstaaten nach jetzigem Kenntnisstand keine Nachmeldepflichten von Gebieten, wohl aber möglicherweise die Pflicht, diese neuen Schutzobjekte in den bereits gemeldeten Gebieten gemäß Art. 6 zu erhalten und ihren günstigen Erhaltungszustand sicherzustellen (BALZER et al. 2004).

Da *Carabus variolosus* s. str. ein osteuropäisches Taxon ist, das mitteleuropäische Taxon *Carabus nodulosus* aber regelmäßig als Unterart jener Art aufgefasst wird, stellt sich die Frage, ob die FFH-Richtlinie mit der Nennung von *C. variolosus* auch das Taxon *nodulosus* mit gemeint hat.

Der taxonomische Artbegriff ist nicht so eindeutig, dass sich die Frage auf taxonomischer Ebene nach heutigem Kenntnisstand abschließend beantworten ließe. Nach der rechtlichen Systematik der FFH-Richtlinie ist aber - und dies muss zum Verständnis vorliegenden Aufsatzes hervorgehoben werden - ohnehin nicht entscheidend, wie sich der Sachverhalt nach Vorliegen weiterer Forschungen herausstellt, sondern, welche „wissenschaftliche Meinung“ zum Zeitpunkt der Meldung hierzu vorherrschte. Galt - zum Zeitpunkt der Aufnahme in den Anhang II - *nodulosus* in der überwiegenden wissenschaftlichen Meinung als Unterart von *C. variolosus*, und nicht als eigene Art, so gehören die Vorkommen in Mitteleuropa zum Anhang II, und vice versa.

Aus diesem Grund handelt es sich bei der vorliegenden Arbeit auch ausdrücklich nicht um eine taxonomische. Vielmehr kann und muss anhand einer Literaturstudie - die das wissenschaftliche Meinungsbild und den Stand des Wissens widerspiegelt - versucht werden zu klären, ob *Carabus (variolosus) nodulosus* mit gemeint ist, wenn im erweiterten Anhang II der FFH-Richtlinie von „*Carabus variolosus*“ die Rede ist.

2. Auffassungen in der Literatur

Im Jahr 1799 wurde *Carabus nodulosus* von CREUTZER beschrieben. Die Beschreibung von *Carabus variolosus* geht auf FABRICIUS 1787 zurück. Beide Taxone gehören zur Untergattung *Hygrocarabus* THOMSON, 1875. Verschiedene Synonyme wie *Carabus hydrophilus* (REITTER 1896) oder *Carabus goricianus* (BORN 1911) sind bekannt.

Die hier durchgeführte Auswertung der Literatur aus den verschiedenen mitteleuropäischen Ländern mit Vorkommen der Art, berücksichtigt neben Monographien der Gattung *Carabus* und der Carabiden allgemein auch Beiträge, die der Art speziell gewidmet sind, beides jedoch ohne Anspruch auf Vollständigkeit.

Die weit überwiegende Zahl der Autoren betrachten das Taxon *nodulosus* als zu *variolosus* gehörig: ERICHSON (1860), KITTEL (1873/74), REITTER (1908), BREUNING (1926), MROZEK-DAHL (1928), BURMEISTER (1939), JEANNEL (1941), HORION (1942), WACHNITZ (1954), POSCHINGER & WACHNITZ (1955), FÜRSCHE (1956), MANDL (1956), STURANI (1962, 1963), MAGISTRETTI (1965), WEBER & WEBER (1966), KOTH (1974), FREUDE (1976), BLUMENTHAL (1981), TRAUTNER & GEIGENMÜLLER (1987), WERNER (1987), ARNDT (1989), BREZINA (1993), CALLOTT & SCHOTT (1993), WACHMANN et al. (1995), BREZINA (1999) und LÖBL & SMETANA (2003).

Nur vergleichsweise wenige Autoren sehen das Taxon *nodulosus* als eigene Art an: CASALE et al. (1982), MARGGI (1992), MORATI & HUET (1995), FOREL & LEPLAT (1995), HURKA (1996), ASSMANN et al. (1998), ARNDT & TRAUTNER (2004) und DEUVE (2004). Die meisten dieser Arbeiten, wie TURIN et al. (1993) und MORATI & HUET (1995), HURKA (1996) und ARNDT & TRAUTNER (2004) geben allerdings zu bedenken, dass es beide Auffassungen gebe, und verweisen dabei z.B. auf den Paläarktis-Katalog von LÖBL & SMETANA (2003).

In der frühen Literatur ist die Auffassung, es handele sich um eine Unterart, demzufolge praktisch ausschließlich vertreten. Dies ist insofern bemerkenswert, als es auch in dieser Zeit bereits eine sehr ausgereifte Taxonomie der Laufkäfer gab und durchaus einen sehr verbreiteten Trend, Taxone sehr stark aufzuspalten (sog. „Splitter“ im Gegensatz zu den „Lumpen“). Dies gilt ganz besonders ausgeprägt auch für die Gattung *Carabus*, die von zahlreichen zeitgenössischen Autoren in verschiedene Unterarten, Rassen, „Nationes“ und weitere subspezifische Taxone aufgespalten wurde.

Auch das bedeutendste Unterscheidungsmerkmal der beiden Formen, die genitalmorphologischen Unterschiede der Aedeagus-Spitze, war bereits bekannt, denn bereits der *Carabus*-Monograph BREUNING (1926) hat auf dieses Unterscheidungsmerkmal hingewiesen (zur Bewertung desselben siehe folgender Abschnitt).

Durchaus aber auch in der Literatur der letzten 10 Jahre und den speziellen Monographien der Gattung *Carabus*, und hier etwa zu gleichen Teilen, wird *C. nodulosus* als Unterart von *C. variolosus* angesehen.

Betrachtet man also die Literatur der letzten 150 Jahre, sind mehr als 80% der Fundstellen für einen Unterartstatus. In den letzten 50 Jahren sind es etwa 2/3 der Fundstellen, und in den letzten zwei Jahrzehnten halten sich beide Auffassungen etwa die Waage. Es erscheint daher gerechtfertigt, von einer Mehrheitsmeinung für die Unterart-Zuordnung zu sprechen, da viele der älteren Werke ja immer noch Gültigkeit besitzen und weiterhin eine sehr weite Verwendung finden. So ist beispielsweise das Werk von JEANNEL (1941) immer noch das aktuellste Bestimmungswerk für Frankreichs Carabiden. Tendenziell beruhen die älteren Werke dem Trend der Zeit entsprechend zudem auch auf der erheblich gründlicheren Auseinandersetzung mit morphologischen Merkmalen, und jedenfalls definitiv nicht auf einer weniger gründlichen.

3. Morphologisch-taxonomische Argumente

Die Auffassung, *C. nodulosus* sei eine eigene Art, basiert u.a. auf der Tatsache, dass sich die Verbreitungsgebiete beider Taxone (heute!) nicht überlappen und dass es genitalmorphologische Unterschiede gibt. Nur letzteres kann als faktisches Argument für eine Kreuzungsbarriere gelten, als Voraussetzung für die biologische Definition einer Art. Die heute existierende räumliche Trennung kann jedoch sehr gut auch durch Lebensraumverlust bedingt anthropogen sein, indem beide Teil-Verbreitungsgebiete möglicherweise an ihren Arealrändern Verluste erlitten haben. Die Karte bei BREUNING (1926) lässt durchaus diesen Schluss zu.

Wie erwähnt, hat bereits BREUNING (1926) auf die Unterscheidungsmöglichkeit der zwei Formen anhand des Aedeagus hingewiesen und benutzte es als Rasse-Merkmal. Auch die überwiegende Mehrzahl seiner Kollegen folgte ihm in dieser Einschätzung (s.o.).

Die Einführung der Trennung in zwei Arten bezog sich jedoch an erster Stelle auf dieses Merkmal. Diese Grundlage für die Trennung in zwei Arten ist jedoch nicht über jeden Zweifel erhaben. So haben beispielsweise ASSMANN & SCHNAUDER (1998) festgestellt, dass die Aedeagusform von *C. violaceus purpurascens* und *C. v. violaceus* einen erheblichen Unterschied aufweist, und es dennoch eine breite Hybridzone und fertile Nachkommen, und demnach keine Kreuzungsbarriere gebe. Aus diesem Grund werden beide Taxone überwiegend auch als Unterarten aufgefasst.

Neuere morphometrische und erstmals auch genetische Arbeiten an beiden Taxonen (*variolosus* und *nodulosus*) erfolgen derzeit an der Universität Lüneburg (EGGERS 2004, MATERN unveröff.), können für die Frage der Zuordnung zum Anhang II aber wie dargestellt keinen Aufschluss bringen.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Die Mehrzahl der Autoren, darunter diverse ausgewiesene *Carabus*-Spezialisten, wie BREUNING, POSCHINGER und WACHNITZ, sowie insgesamt die Mehrzahl der Veröffentlichungen ca. im Verhältnis 3:1, fassen das Taxon *nodulosus* als Unterart von *Carabus variolosus* auf. Auch neuere Werke, wie das verbreitete und populäre Standardwerk von WACHMANN et al. (1995), sehen in der Mehrzahl das Taxon *nodulosus* als Unterart bei *variolosus*. TURIN et al. (2003) fassen zusammen: „Viele Autoren fassen *C. nodulosus* als Unterart von *C. variolosus* auf (z.B. BREZINA 1993, 1999). Weitere systematische Untersuchungen dazu sind notwendig.“ Eben solche Untersuchungen erfolgen derzeit, wie erwähnt (EGGERS 2004, MATERN & ASSMANN 2004). In den letzten zwei Jahrzehnten halten sich beide Auffassungen etwa die Waage.

Die **naturschutzfachliche Bewertung** fällt anders als die taxonomische eindeutig aus: *Carabus variolosus nodulosus* erfüllt alle Voraussetzungen für eine Leitart des Naturschutzes (MATERN & ASSMANN 2004). Die ausbreitungsschwache, hochgradig stenöke Art bewohnt ausschließlich hydrologisch intakte, quellige Sumpfwaldstandorte, in hohem Maße schützenswerte und selten gewordene Lebensräume, die zu einem erheblichen Teil auch unter den Anhang I der FFH-Richtlinie fallen. Es handelt sich in Bayern dabei vor allem um Eschen-Quellsumpf-Wälder vom Typ *Equisetum-Fraxinetum* und Eschen-Bachrinnenwälder vom Typ *Carici-Fraxinetum*, die beide unter den prioritären Lebensraumtyp *91E0 fallen (Abb. 2). *Carabus variolosus* kann als Charakterart dieser Habitattypen gelten (MÜLLER-KROEHLING 2005). Dennoch wäre *Carabus variolosus nodulosus* als Schutzobjekt keineswegs redundant, sondern ein wichtiges Merkmal zur Erkennung und Bewertung der besten Vorkommen dieses Lebensraumes in guten Erhaltungszustand und in ausreichender Größe. An diesem Beispiel zeigt sich, wie sich die überwiegend standörtlich-vegetationskundlich hergeleiteten Vegetationstypen und die über Leitarten hergeleitete Habitatqualität (räumliche Strukturen, zeitliche Kontinuität) komplementieren.



Abb. 2: Habitat der Art in der Isarleite (FFH-Gebiet 7341-371) ist der Eschen-Sumpfwald am Hangfuß.

Auf die **artenschutzrechtliche Problematik** sei am Rande auch hingewiesen. Aus vielen Teilen seines Verbreitungsgebietes gibt es erschreckende Berichte exzessiven Besammelns mit erkennbaren sehr schädlichen Effekten auf die lokalen Populationen (CASALE et al. 1982, CALLOTT & SCHOTT 1993, FÜRSCHE 1956), auch wenn eine solche Möglichkeit immer wieder aus Kreisen der Koleopterologie vehement verneint wird (vgl. hierzu zusammenfassend auch MÜLLER-KROEHLING in Vorb.). Diese Problematik verringert sich aus Sicht des mitteleuropäischen Taxons geringfügig, wenn *C. nodulosus* nur als Unterart des über Osteuropa leichter „verfügbaren“ *C. variolosus* aufgefasst wird, da nicht wenige Sammler nur auf Art-Niveau sammeln. Diesem Argument kann aber sicher bei der zuvor geführten Diskussion keine Bedeutung zukommen.

Zusammenfassend muss festgehalten werden, dass bis zum Zeitpunkt der Osterweiterung und damit einhergehenden Erweiterung der Anhänge die Mehrzahl der Autoren den in Deutschland heimischen *variolosus* als Unterart von *Carabus nodulosus*, d.h. als *Carabus variolosus nodulosus* auffassten, und nicht als eigene Art *C. nodulosus*. In den Veröffentlichungen der 1990er und 2000er Jahre halten sich beide Auffassungen in der Literatur zwar etwa die Waage, sehen sich aber einer sehr deutlichen Mehrheit für die Unterart-Zuordnung in den Werken aus vorangegangenen Jahrzehnten gegenüber, die auch in der Gegenwart noch weite Verwendung finden und Gültigkeit besitzen.

Nur eine solche Mehrheit der wissenschaftlichen Auffassungen ist das entscheidende Kriterium für die Bewertung der Frage, ob der west- und mitteleuropäische Teil der Population dem Anhang II der FFH-Richtlinie angehört. Neuere systematisch-taxonomische Erkenntnisse, die nach Aufstellung des Anhangs gewonnen worden wären (selbst wenn solche vorlägen), wären hingegen für die Fragestellung, wie der Anhang II aufzufassen ist, nicht entscheidend.

Der in Deutschland heimische *Carabus nodulosus variolosus* sollte daher als ein Taxon der FFH-Richtlinie gelten. In den gemeldeten FFH-Gebieten sollten diese Art und ihre Habitate daher bei der Managementplanung berücksichtigt werden. Die Art ist ein Qualitätszeiger für Sumpf- und Quellwälder und insofern aus fachlicher Sicht eine sehr wertvolle Ergänzung des Artenspektrums des Anhangs II der FFH-RL.

Danksagung

Für Hinweise und Diskussion danke ich Frau Dipl.-Biol. Andrea MATERN, Universität Lüneburg, und den Reviewern der Arbeit herzlich.

4. Literatur

- ARNDT, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus*. - Beitr. Ent. **39** (1): 63-103.
- ARNDT, E. & TRAUTNER, J. (2004): 4. Unterfamilie Carabinae. 4. Tribus: Carabinae. - In: MÜLLER-MOTZFELD, G. (Hrsg.): 28-60.
- ASSMANN, T. & SCHNAUDER, C. (1998): Morphometrische Untersuchungen an einer Kontaktzone zwischen *Carabus (Megadontus) violaceus* und *purpurascens* in Südwest-Niedersachsen. - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. **24**: 111-138.
- ASSMANN, T. ET AL. (1998): Carabidae. - In: LUCHT, W. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas **15** (4): 28.
- BALZER, S., E. SCHRÖDER UND A. SSYMANK (2004): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung. Natur und Landschaft **79** (4): 145-151.
- BLUMENTHAL, C. L. (1976): Gattung *Carabus* L. - In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas d. 2: 24-45, Goecke & Evers, Krefeld.
- BLUMENTHAL, C.L. (1976): Gattung *Carabus*. - In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas **2**: 24-45, Goecke & Evers, Krefeld.
- BLUMENTHAL, C. L. (1981): Einheimische *Carabus*-Arten als Bioindikatoren. - Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal **34**: 70-77.
- BREUNING, S. (1926): Über *Carabus variolosus*. - Koleopt. Rdsch. **12**: 19-25.
- BREUNING, S. (1932): Monographie der Gattung *Carabus* L. - Bestimmungs-Tabellen der europäischen Coleopteren **104**: 147-148 und 1166-1167.
- BREZINA, B. (1993): The Check-list of the Genus *Carabus*. - Klapelekiana (Praha) **29**: 1-164.
- BREZINA, B. (1999): World Catalogue of the Genus *Carabus* L.: Moskau, S. 54.
- BURMEISTER, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. I. Adepfaga. I. Familienreihe: Caraboidea.
- CALLOTT, H.-J. & SCHOTT, C. (1993): Catalogue et Atlas des Colopteres d'Alsace, Tome 5, Carabidae. - Societe Alsacienne d'Entomologie/Musee Zoologique de l'Universite et de la Ville de Strasbourg, S. 18.
- CASALE, A., STURANI, M., TAGLIANTI, A.V. (1982): Coleoptera Carabidae I. Introduzione, Paussinae, Carabinae: Bologna, 499 S.
- CREUTZER (1799): Entomologische Versuche: 108.
- DEUVE, TH. (2004): Illustrated Catalogue of the Genus *Carabus* of the World (Coleoptera: Caribidae (Faunistica, 34). Pensoft. Moskau: 440 S.
- FOREL, J. & LEPLAT, J. (1995): Les Carabes de France. Venette: 320 S.
- EGGERS, J. (2004): Intra- und interspezifische Variabilität und Differenzierung bei gefährdeten Laufkäfern. Morphometrische Untersuchungen an *Hygrocarabus*-Taxa. - Unveröff. Diplomarbeit Univ. Lüneburg, 47 S.
- ERICHSON, W.E. (1860): Naturgeschichte der Insekten Deutschlands. Erste Abteilung, erster Band. Berlin: 789 S.
- FÜRSCH, H. (1956): Funde von *Carabus variolosus* FBR. ssp. *nodulosus* FBR. - Nachr. Bl. Bayer. Ent. **5** (11): 112.
- HORION, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer **1**: Adepfaga - Caraboidea. Wien: 463 S.
- HURKA, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Zlin: 565 S.
- JEANNEL, R. (1941): Coleopteres carabiques 1. Partie. - Fauna de France **39**: 571 S.
- KOTH, W. (1974): Vergesellschaftung von Carabiden bodennasser Habitate des Arnberger Waldes verglichen mit der Renkonen-Zahl. - Abh. Westl. Landesmus. Naturkde. Münster **36** (3): 1-43.
- LÖBL, I. & SMETANA, A. (2003, Hrsg.): Catalogue of Palearctic Coleoptera **1**: Archostemata-Myxophaga-Adepfaga. Stenstrup: 819 S.
- MAGISTRETTI, M. (1965): Coleoptera Cicindelidae, Carabidae. Catalogo totografico. Bologna: 512 S.
- MANDL, K. (1968): Die Käferfauna Österreichs. VI. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus*, Nachtrag. - Kol. Rdsch. **46/47**: 17-53.
- MANDL, K. (1956): Die Käferfauna Österreichs. III. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus*, Nachtrag. - Kol. Rdsch. **34** (1-3): 4-41
- MARGGI, W.A. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz **1** (Text). - Documenta Faunistica Helvetica **13**. - Neuchatel, 477 S.
- MATERN, A. & ASSMANN, T. (2004): Nationale Verantwortlichkeit und Rote Listen - *Carabus nodulosus* als Fallbeispiel für die Zusammenführung von Verbreitungsdaten und Gefährdungssituation und die damit verbundenen Probleme. - In: BfN-Tagungsband zum Fachsymposium "Ermittlung der nationalen Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Tierarten mit Vorkommen in Mitteleuropa". Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz (angenommen).
- MORATI, J. & HUET, M. (1995): Presence de *Carabus (Hygrocarabus) nodulosus*, dans le Jura francais. - Bull. Soc. ent. France **100** (2): 144.
- MROZEK-DAHL, T. (1928): Coleoptera I: Carabidae. - Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeressteile, 7. Teil. Jena: 210 S.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2005): Laufkäfergemeinschaften als Zielartensystem für die nach Artikel 13d BayNatschG geschützten Waldgesellschaften und die Wald-Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie in Bayerns Wäldern, unter Einbeziehung der natürlicherweise waldfreien Sonderstandorte im Wald. - Unveröff. Abschlußbericht Kuratoriumsprojekt V52, 248 S. + Anh.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004, Hrsg.): Bd. 2 Adepfaga 1: Carabidae (Laufkäfer). - in: FREUDE, H., HARDE, K.W., LOHSE, G.A. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas, 2. Aufl., Heidelberg/Berlin: 521 S.
- POSCHINGER F. VON & WACHNITZ, L. (1955): Genus *Carabus* L. im Bayerischen Wald. - Mitt. Münchner Ent. Ges. **44/45**: 418-442.
- REITTER, E. (1908): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches **1**. Stuttgart: 248 S.
- SCHAUFUSS, C. (1915): Calwer's Käferbuch **1**, 6. Aufl., Stuttgart: 709 S.
- SHILENKOV, V.G. (1994): Catalogue of the *Carabus* species from Siberia with preliminary notes to the taxonomical revision. - In Desender, K. et al. (Eds.): Carabid Beetles: Ecology and Evolution: 63-69.
- STURANI, M. (1962): Osservazioni e ricerche biologiche sul genere *Carabus* Linnaeus (sensu lato). - Memorie della Societa Entomologica Italiana **41**: 45-202.
- STURANI, M. (1963): Osservazioni biologiche e morfologiche sul *Carabus (Hygrocarabus) variolosus* Fabricius. - Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologica Rendiconti **11**: 182-184.
- TRAUTNER, J. & GEIGENMÜLLER, K. (1987): Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Aichtal: 487 S.
- TURIN, H., PENEV, L. & CASALE, A. (2003): The Genus *Carabus* in Europe. A Synthesis. Sofia-Moscow: 511 S.
- WACHMANN, E., PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer. Beobachtung, Lebensweise. Augsburg: 295 S.
- WACHNITZ, L. (1954): Neue Fundorte des *Carabus (Hygrocarabus) variolosus* F. ssp. *nodulosus* F. im Bayerischen Wale und in Landshut a.d. Isar. - Nachr. Bl. Bayer. Ent. **3** (5): 39-40.
- WEBER, F. & WEBER, I. (1966): Wiederentdeckung des Laufkäfers *Carabus variolosus* F. im Arnberger Wald. - Natur und Heimat **26**: 69-71.

WERNER, K. (1987): Zum Vorkommen von besonders geschützten Käfern im Altlandkreis Schongau (Bayern). – Ent. Z. **97**: 269-272.

submitted: 26.05.2006
reviewed: 06.07.2006
accepted: 07.09.2006

Autorenanschrift:

Stefan Müller-Kroehling

Sachgebiet Naturschutz

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Am Hochanger 11

85354 Freising

mkr@lwf.uni-muenchen.de

Forschung im Nationalpark Hainich/Thüringen

Scientific Research in the Hainich National Park, Thuringia

Manfred G r o s s m a n n

Abstract

Located in Central Germany, not far from Eisenach and the Wartburg Castle, the Hainich National Park is characterized by mixed deciduous woodland rich in beech, oak and hornbeam woodland, pioneer woodland, open areas with numerous small lakes. Founded on 31.12.1997 the area represents the 13th NP of Germany. The size is about 7,500 hectares. National parks serve as outdoor laboratories for the study of physical, biological, and cultural systems and their components. The National Park Administration Office has encouraged and supported research on a wide variety of topics to the fauna, flora, habitats and landscape history. General goals of ecological research are inventory and monitoring of Park resources, and analysing successional dynamics. Socio-economic research investigates the response from the public and regional economical effects of the Park.

Link: www.nationalpark-hainich.de.

Einleitung

Nationalparke sind in Mitteleuropa unentbehrliche Untersuchungsflächen für die naturschutzorientierte ökologische Forschung, weil nur hier eine Eigendynamik der Ökosysteme auf relativ großer Fläche beobachtet und langfristig untersucht werden kann. Forschung gehört daher auch zum Schutzzweck des Nationalparks Hainich. 1997 als 13. Nationalpark Deutschlands ausgewiesen, umfasst der Nationalpark Hainich eine Fläche von 7.500 Hektar. Im Mittelpunkt des Schutzes stehen Kalk-Buchenwälder in ihrer natürlichen Dynamik.

Lage des Gebietes

Der Muschelkalkhöhenzug des Hainich liegt im Dreieck der Städte Eisenach, Bad Langensalza und Mühlhausen. Mit einer Gesamtfläche von ca. 16.000 Hektar (davon 13.000 Hektar Wald) ist der Hainich das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Deutschlands und der größte unzerschnittene Raum Thüringens. Geologisch ist der Hainich durch den Muschelkalk geprägt, örtlich finden sich Lössablagerungen. Der Hainich repräsentiert eine für Mitteleuropa typische Landschaft im collin-submontanen Bereich (höchste Erhebung 494 m üNN), mit Jahresniederschlägen zwischen 600 und 800 mm. Kennzeichnend sind seine Laubwälder. Es sind Waldflächen mit der Rotbuche als dominierender Baumart, wie sie von Natur aus in Mitteleuropa ohne Einfluss des Menschen großflächig auftreten würden. Der Hainich weist ein großes Spektrum von Buchenwaldgesellschaften auf, in denen neben der Rotbuche auch zahlreiche andere Laubbaumarten vorkommen.

Der Südhainich, die Fläche des jetzigen Nationalparks, diente über Jahrzehnte dem Militär. Da Teilbereiche forstlich kaum genutzt wurden, konnten sich hier in den letzten 40 Jahren Waldbestände entwickeln, die natürlichen Wäldern vermutlich sehr nahe kommen. Durch Rodungen im Rahmen der militärischen Nutzung entstanden große Freiflächen, auf denen sich jetzt ein beeindruckender Wiederbewaldungs-Prozess abspielt. Die Schießbahnen wurden durch Schafbeweidung offengehalten; diese Beweidung findet - flächenmäßig deutlich reduziert - auch aktuell noch statt. Der Nationalpark Hainich präsentiert sich daher heute als ein Lebensraummosaik, bestehend aus Magerrasen in den Randbereichen, die durchsetzt sind mit zahlreichen Kleingewässern sowie größeren und kleineren Gebüsch- und Gehölzgruppen, angrenzend großflächige Verbuschungsflächen, die in die flächenmäßig dominierenden arten- und strukturreichen Laubholzbestände mit hohem Totholzanteil und zahlreichen gefährdeten Arten (wie Mittelspecht und Wildkatze) übergehen.

Forschungskonzept, ziele, -koordination

Der Nationalpark Hainich ist prädestiniert für Forschung in Laubwäldern. Ein bereits 2001 erstelltes Forschungskonzept dient als Rahmenkonzeption. Seine Umsetzung erfolgt in Abhängigkeit von eigenen Personal- und Finanzmitteln sowie den Mitteln und Kapazitäten Dritter.

Die Ziele der Forschung im Hainich sind:

- Zu Fauna und Flora, Lebensräumen, der Nutzungsgeschichte sowie den Standortfaktoren soll ein hinreichender Kenntnisstand erarbeitet werden (**Inventarisierung**).
- Veränderungen von Artenbeständen und Lebensräumen werden beobachtet und dokumentiert (**Biomonitoring**).
- Die dynamischen Prozesse im Wald und in den Verbuschungsflächen werden untersucht und analysiert (**Sukzessionsforschung**).
- Die Resonanz der Besucher auf den Nationalpark und seine Angebote wird untersucht. Ebenso werden seine ökonomischen Auswirkungen auf die Region erfasst (**Sozioökonomische Forschung**).

Die Forschung im Hainich hat eine schutzzielorientierte Ausrichtung, d.h. sie muss mit dem vorrangigen Schutzzweck des Nationalparks - „Sicherung und Herstellung eines weitgehend ungestörten Ablaufs der Naturprozesse“ - vereinbar sein. Die Untersuchungen müssen daher natur- und umweltschonend durchgeführt werden (beobachtende Methoden).

Die Nationalparkverwaltung legt Art und Umfang der Forschung im Nationalpark fest und koordiniert diese. Daneben führt sie im Rahmen ihrer Möglichkeiten auch selbst Forschungsarbeiten durch. Die eigene Forschung ist vorrangig auf Zustandserfassung, Erfolgskontrolle und Dauerbeobachtung gerichtet.

Forschungsprojekte und -partner

Folgende eigene Langzeitprojekte wurden begonnen, größtenteils über Werkverträge:

- Kontrollstichprobeninventur (Auswertung des 1. Durchganges in Vorbereitung)
- Geobotanische Dauerbeobachtung (ca. 150 fest markierte Flächen, auf denen Vegetationsaufnahmen angefertigt wurden)
- Erfassung von Transekten (Aufnahme von Vegetation und Strukturen)
- Monitoring von diversen Artengruppen (Fledermäuse, Vögel, Amphibien, Moose und Flechten)
- Fotodokumentation (ca. 30 Objekte und Flächen, Erstaufnahme 2000)
- Monitoring von Besuchern (Besucherzählungen und -befragungen)
- Monitoring einer Windwurffläche (Aufnahme von Vegetation und Strukturen, faunistische Erfassungen, Kartierung von Pilzen)

Das Sachgebiet Naturschutz und Forschung im Nationalpark besteht aus drei Stellen (allerdings erst seit diesem Jahr, vorher waren es jahrelang eineinhalb), so dass Forschung fast ausschließlich über Dritte laufen muss. Umfassende und spezielle Forschungsansätze sollen über Projekte von Forschungspartnern sowie durch Diplom- und Doktorarbeiten (mehr als 30 Arbeiten in den vergangenen Jahren) abgedeckt werden. Wichtige Forschungspartner sind derzeit:

- Uni Freiburg mit Untersuchungen zur Walddynamik ([HUSS & BUTLER-MANNING 2006](#))
- Uni Göttingen mit Untersuchungen zur Ökologie von Mischbeständen ([MÖLDER et al. 2006](#))
- Max-Planck-Institut für Biogeochemie in Jena zum Kohlenstoffhaushalt
- Friedrich-Schiller-Universität Jena mit Untersuchungen zur Biodiversität (neues Projekt ab Herbst 2006: Einrichtung von sog. Biodiversitäts-Exploratorien geplant)

Forschungsergebnisse

Die Nationalparkverwaltung stellt jedes Jahr aktualisierte Artenberichte und Forschungsberichte mit den erzielten Ergebnissen ins Internet (www.nationalpark-hainich.de). Die komplexen Langzeitprojekte der Forschungspartner und das Monitoring brauchen aufgrund der langen Zeitdauer von Prozessen im Wald noch Zeit, um fundierte Erkenntnisse zu liefern. Dagegen hat die Inventarisierung schon interessante Ergebnisse erbracht (GROSSMANN 2005). Erstes Ziel der floristischen und faunistischen Inventarisierung des Nationalparks war die Ermittlung des Artenspektrums. Der aktuelle Artenbericht 2006 (mit Stand 31.12.2005) listet 7.213 Arten auf (4.508 Tierarten, 1.157 Pflanzenarten sowie 1.548 Pilzarten). Trotz der schon beachtlichen Ergebnisse bei bestimmten Gruppen ist damit aber noch nicht einmal die Hälfte der geschätzten Arten im Nationalpark (ca. 10.000 Tierarten, 1.200 Pflanzenarten, mehr als 2.000 Pilzarten) erfasst. Durch den geplanten weiteren Rückgang von Offenflächen wird der Anteil nicht waldtypischer Arten langfristig zurückgehen, mithin die Gesamtartenzahl sinken. Das Ziel in einem Nationalpark ist aber nicht ein Maximum der Artenzahl, sondern die biotoptypische Vielfalt, die sich ohne Eingriffe des Menschen durch natürliche Prozesse einstellt.

Tab. 1: Artenzahlen im Nationalpark Hainich im Vergleich zur Gesamtartenzahl in Thüringen.

Artengruppe	Arten im Nationalpark	Arten in Thüringen	Anteil Hainich an Th. in %
Säugetiere	46	70	65,7
Vögel (nur Brutvögel)	107	151	70,9
Kriechtiere	5	6	83,3
Lurche	12	17	70,6
Eintagsfliegen	8	60	13,3
Libellen	35	51	68,6
Steinfliegen	3	57	5,3
Heuschrecken	22	52	42,3
Landwanzen	81	506	16,0
Käfer	1925	4280	44,9
Wildbienen	109	354	30,8
Ameisen	32	82	39,0
Köcherfliegen	44	193	22,8
Tagfalter	70	113	61,9
Nachtfalter	483	780	61,9
Schwebfliegen	84	303	27,7
Webspinnen	208	618	33,7
Weichtiere	82	192	42,7
Farn- und Blütenpflanzen	803	1880	42,6
Moose	220	699	31,5
Flechten	134	656	20,4
Pilze (ausgewählte Gruppen)	1548	Ca. 4.500	34,4

Die Spalte „Arten im Nationalpark“ enthält die Zahl der Arten, die nach 1990 im Nationalpark nachgewiesen worden sind. „Arten in Thüringen“ enthält die Gesamtartenzahl dieser Gruppen (FRITZLAR & WESTHUS 2001), abzüglich der ausgestorbenen und verschollenen Arten. Bei den Käfern wurde eine aktualisierte Zahl verwendet, ebenso bei den Pilzen (hier ist nur eine ungefähre Zahl möglich, HIRSCH mdl.).

Betrachtet man den Anteil der Arten im Nationalpark an der Gesamtartenzahl in Thüringen, wird der gute Erfassungsstand bei etlichen Gruppen und der große Artenreichtum des Hainich deutlich. Bei den besonders artenreichen Gruppen trifft dies v.a. auf Käfer und Schmetterlinge zu. Auf der anderen Seite zeigt die Tabelle auch Erfassungslücken (z.B. bei den Landwanzen) und fehlende Lebensräume im Nationalpark für Fließgewässer- oder Felsenbewohner (s. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen).

Wie nicht anders zu erwarten, zeigen die bisher vorliegenden Artenlisten überwiegend das charakteristische Artenspektrum mitteleuropäischer eutropher Laubwälder. Gerade für diese Arten tragen wir aber eine ganz besondere, z.T. weltweite Verantwortung, wie FLADE (1998) und DENZ (2003) sehr überzeugend für die Gruppe der Vögel herausgearbeitet haben (nach der Lektüre dieser Artikel sieht man das Sommergoldhähnchen mit ganz anderen Augen!). Für den Erhalt von Bechstein- und Mopsfledermaus trägt Thüringen globale Verantwortung (WESTHUS & FRITZLAR 2002). Der Erhalt der Lebensgemeinschaften des sommergrünen Laubwaldes in Mitteleuropa ist zentraler Schutzzweck des Nationalparks Hainich. Seine Rotbuchenwälder sind Teil unseres Naturerbes von internationaler Bedeutung (SPERBER 2002). Folgerichtig wurde daher der Hainich vom Freistaat Thüringen in seiner Gesamtheit als Teil des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 gemeldet (WERRES et al. 2004).

Außer den weit verbreiteten, z.T. sehr häufigen Arten kommen im Nationalpark zahlreiche Spezialisten vor (z.B. totholzbewohnende Käfer und Pilze), die in unseren Wirtschaftswäldern nur ein eingeschränktes Habitatangebot vorfinden und kaum langfristige Überlebenschancen haben. Ein kritischer Blick zeigt aber auch, dass selbst in einem sehr naturnahen Wald wie dem Hainich die Jahrhunderte lange Nutzung ihre Spuren hinterlassen hat. So treten bei den Käfern sogenannte Urwaldreliktarten (MÜLLER et al. 2005) nur in geringer Zahl auf. Ehemals hier vorkommende Großsäuger wie Bär, Wolf und Luchs fehlen, wobei der Luchs vielleicht auf leisen Sohlen aus dem Harz kommend in den nächsten Jahren wieder im Hainich leben könnte. Auch bei der Betrachtung ausgewählter Struktur- und Totholz-Kennzahlen (Auswertung der Erstinventur, Drucklegung in Vorbereitung) wird deutlich, dass es sich beim Hainich um einen, nach Maßstäben der Waldentwicklung, erst kürzlich aus der Nutzung genommenen Wald handelt.

Trotz dieser, unserer Waldgeschichte geschuldeten Defizite, zeigen die bisher vorliegenden Ergebnisse die große Bedeutung ungestörter Wälder für den Erhalt der Artenvielfalt in Mitteleuropa.

Dem Nationalpark Hainich kommt hier eine ganz besondere Rolle zu. Schon bei der Gründung des Nationalparks lagen durch den hohen Anteil naturnaher Waldbestände und dem Fehlen großflächiger künstlicher Nadelholzbestände gute Voraussetzungen für eine natürliche Entwicklung vor. In den letzten Jahren wurden nur noch die wenigen Nadelholzbestände (Flächenanteil 1998 ca. 4,7 %) genutzt. Der letzte Laubholzeinschlag fand Anfang 1998 statt. Durch den Verzicht auf Laubholzeinschlag beträgt der Anteil ungenutzter Flächen im Nationalpark aktuell 90 % (lediglich Wildbestandsregulierung findet hier noch statt); 9 % der Nationalparkfläche wird derzeit noch beweidet, auf 1 % der Fläche wird Nadelholz eingeschlagen. Damit weist der Nationalpark Hainich mit ca. 5.000 Hektar die größte nutzungsfreie Laubwaldfläche Deutschlands auf, die auf ihrem Weg zum „Urwald mitten in Deutschland“ nur noch eines braucht: Zeit!

Ausblick

Die Inventarisierung der Arten im Nationalpark Hainich soll fortgesetzt und der erreichte Stand in einem jährlich aktualisierten Artenbericht dargestellt werden. Der Erfassung müssen aber vertiefende Untersuchungen zu Vorkommen, Bestandsgrößen, Entwicklungstrends u.ä. zu ausgewählten Arten bzw. Artengruppen folgen. Eine ganze Reihe der durchgeführten Kartierungen wurde so konzipiert, dass sie im Rahmen eines Monitoring Verwendung finden können. Mit dem 2005 eröffneten Baumkronenpfad bieten sich neue Möglichkeiten, Untersuchungen im schwer zugänglichen Kronenbereich durchzuführen. Ebenfalls von Bedeutung ist, durch den Einbezug der Plenterwälder im nördlichen Hainich außerhalb des Nationalparks vergleichende Untersuchungen von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern auf gleichen Standorten machen zu können. Von der Forschung im Nationalpark Hainich sind daher zukünftig wertvolle Erkenntnisse für Naturschutz, Waldökologie und Waldbau zu erwarten. Allerdings liegt es - im wahrsten Sinne des Wortes - in der Natur der Sache, dass Prozesse im Wald Jahre und Jahrzehnte dauern können, bis sich größere Veränderungen eingestellt haben.

Das Motto der deutschen Nationalparke lautet „Natur Natur sein lassen“. Mit der Umsetzung dieser Zielsetzung auf einem Großteil der Fläche im Nationalpark Hainich liegen die Voraussetzungen vor, im Rahmen der Forschung ungestörte natürliche Prozesse in einem mitteleuropäischen Laubmischwald beobachten und untersuchen zu können, aber auch dem Besucher beeindruckende Naturerlebnisse zu ermöglichen.

Literatur

- DENZ, O. (2003): Rangliste der Brutvogelarten für die Verantwortlichkeit Deutschlands im Artenschutz. *Vogelwelt* **124**: 1-16
- FLADE, M. (1998): Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz: Kleiber oder Wiedehopf? *Der Falke* **45**: 348-355
- FRITZLAR, F. & WESTHUS, W. (2001): Rote Listen Thüringens – Gefährdungskategorien und Gefährdung der Arten und Lebensräume. *Naturschutzreport Heft 18*
- GROSSMANN, M. (2005): Tiere, Pflanzen und Pilze im Nationalpark Hainich – Stand und Bilanz der bisherigen Erfassungen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **42** (3): 92-97
- HUSS, J., BUTLER-MANNING, D. (2006): Entwicklungsdynamik eines buchendominierten „Naturwald“-Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen. *Waldökologie online* **3**: 67-82. http://ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-3-6.pdf
- MÖLDER, A., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., SCHMIDT, W. (2006): Forest ecosystem research in Hainich National Park (Thuringia): First results on flora and vegetation in stands with contrasting tree species diversity. *Waldökologie online* **3**: 83-99. http://ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-3-7.pdf
- MÜLLER, J., BUßLER, H., BENSE, U., BRUSTEL, H., FLECHTNER, G., FOWLES, A., KAHLER, M., MÖLLER, G., MÜHLE, H., SCHMIDL, J., ZABRANSKY, P. (2005): Urwaldrelikt-Arten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitradition. *Waldökologie online* **2**: 106-113
- SPERBER, G. (2002): Buchenwälder – deutsches Herzstück im europäischen Schutzgebietsnetz NATURA 2000. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* **67**: 167-194
- WERRES, W., WENZEL, H., WESTHUS, W., FRITZLAR F. & HENKEL, A. (2004): Das FFH-Gebietsnetz in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **41** (3): 68-85
- WESTHUS, W. & FRITZLAR, F. (2002): Tier- und Pflanzenarten, für deren globale Erhaltung Thüringen eine besondere Verantwortung trägt. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **39** (Sonderheft)

submitted: 09.02.2006
 reviewed: 29.08.2006
 accepted: 04.09.2006

Autorenanschrift:

Manfred Großmann
 Leiter Sachgebiet Naturschutz und Forschung
 Verwaltung Nationalpark Hainich
 Bei der Marktkirche 9
 99947 Bad Langensalza
Grossmann.Manfred@forst.thueringen.de

Entwicklungsdynamik eines buchendominierten „Naturwald“- Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen

Developmental dynamics of a beech-dominated 'natural forest' – permanent observation site on limestone in the Hainich National Park, Thuringia

Jürgen H U S S & David B U T L E R – M A N N I N G

Abstract

A long term study of the natural dynamics of a semi-natural beech forest largely untouched for fifty years began in 1999. A part of the >150 year old beech/ash stand was completely inventoried (28 ha), and the gaps in the forest canopy measured repeatedly. The gaps ranged from 8 – 592 m², with a mean size of less than 150 m². There were, on average, 3 gaps/ha, occupying less than 4 % of the stand area. The establishment and survival rates of admixed species were low under the largely intact canopy. The total seedling number was only slightly higher in the gaps (approx. 7 plants/m²) than under the canopy (approx. 6 plants/m²). The problem of seedling establishment was exacerbated by the unregulated influence of deer. Ash seedlings rarely exceeded heights of 50 cm without the protection of fencing, and the development of the sycamores was halted at 90 cm. Even the unpalatable beech benefited slightly from fencing. The average volume of coarse woody debris (CWD) was 62 m³/ha, comprised chiefly of large lying timber, but also of large standing dead wood. The findings to date support the assumption that beech forests left to develop naturally regenerate gradually by means of numerous small scale disturbances, and tend towards an ever greater dominance of beech.

1. Forschung in Buchen-Naturwäldern

1.1 Entwicklung der Buchenwaldflächen in Mitteleuropa

Heute besteht bei Geoökologen und Forstleuten weitgehend Konsens darüber, dass die Wälder Mitteleuropas vor dem massiven menschlichen Einwirken, also vor etwa 2-3.000 Jahren weitgehend buchendominiert waren (BÜCKING et al. 1994, ELLENBERG 1996). Ihre Flächen wurden zunächst durch Rodung drastisch verringert. Später führte vor allem Brennholznutzung dazu, ihren Anteil in den übriggebliebenen Wäldern weiter zu reduzieren. Schließlich tat die Aufforstung und Umwandlung mit Nadelbäumen ein Übriges, um ihre Bedeutung einzuschränken. So kam es, dass ihr Anteil von ehemals ca. 70 auf heute noch 15 % in Deutschland sank (BMVEL 2004). Die verbliebenen Buchenwälder sind zudem stark durch forstliche Bewirtschaftung überprägt.

1.2 Gestiegenes Interesse an Kenntnissen über die Entwicklungsdynamik von buchendominierten Laubwäldern in Mitteleuropa

In den letzten zwei bis drei Jahrzehnten erfuhren die Buchenwälder und die in ihnen ablaufenden natürlichen Prozesse zunehmende Aufmerksamkeit. Das hat zwei Gründe:

- Die Naturwaldforschung entwickelte sich zu einem eigenständigen und zweckfreien (LEIBUNDGUT 1978) Forschungsgebiet (z. B. MEYER 1997). Einleuchtenderweise rückten damit auch die Buchenwälder als die einstmals wichtigste Waldformation in den Focus.
- Die Waldwirtschaft wurde zunehmend naturnah ausgerichtet. Dabei geht es darum, die Bewirtschaftung möglichst weitgehend an der natürlichen Dynamik auszurichten. Dafür braucht es aber Orientierungsbeispiele, die Hinweise darüber geben, was denn in ihnen abläuft (z.B. KORPEL 1992, THOMASIU 1992, STURM 1993, RÖHRIG 1997, ZUKRIGL 1997).

Aus den eingangs gemachten Bemerkungen ergab sich allerdings ein besonderes Problem sowohl für die Naturwaldforschung wie für die naturnahe Waldbewirtschaftung von buchendominierten Wäldern: In Mitteleuropa existieren so gut wie keine anthropogen unbelasteten Buchen-Naturwälder mehr. Das ist anders in Osteuropa (CERMAK 1910, FRÖHLICH 1925, MARKGRAF 1931, DENGLER 1931, KORPEL 1995, TABAKU 2000, VRŠKA et al. 2002). Dort gibt es noch Naturwälder. Aber bei einigen von ihnen

scheinen gleichfalls Zweifel hinsichtlich ihrer Ungestörtheit angebracht zu sein. Zahlreiche Forscher haben sich nun in den letzten drei Jahrzehnten in Mitteleuropa auf die Suche nach Buchenwäldern begeben, die die folgenden Forderungen erfüllen:

- Sie wurden seit längerer Zeit nicht mehr bewirtschaftet und geben zumindest einen Eindruck von den sich einstellenden natürlichen Abläufen. Beispiele hierfür sind die „Heiligen Hallen“ in Mecklenburg (KNAPP & JESCHKE 1991), und die vielen Naturwaldparzellen in verschiedenen Regionen Mitteleuropas (u.a. ZUKRIGL 1991, MEYER 1995, TABAKU 2000). Die meisten von ihnen decken aber nur kleine Flächen von <100 ha.
- Es handelt sich um großflächige naturnahe Wälder, die nach Einstellung der Bewirtschaftung versprechen, in den nächsten Jahrzehnten schrittweise eine Naturwalddynamik auszuprägen und damit neue Erkenntnisse über die Abläufe in ganzen Gebieten zu liefern. Hierzu gehören vor allem die neu eingerichteten Nationalparke Hainich/Thüringen und Kellerwald/Hessen mit Flächen von mehreren tausend Hektar.

Die meisten Buchen-Naturwälder stocken auf mäßig nährstoffversorgten Braunerden. Seltener sind die für buchendominierte Laubwälder besonders interessanten Kalkstandorte vertreten. Insgesamt gesehen sind unserer Kenntnisse über die natürliche Dynamik und Struktur von Buchenwäldern in Mitteleuropa noch rudimentär. Das gilt besonders für solche auf Kalkstandorten. Die Einrichtung des Nationalparks Hainich im nördlichen Thüringen bot 1999 die Gelegenheit, einen größeren Bestandeteil für langfristige Beobachtungen herzurichten. Die bisher erzielten Ergebnisse rechtfertigen nach Meinung der Autoren bereits jetzt einen Bericht über dieses Fallbeispiel eines buchendominierten naturnahen Altbestandes, der seit einigen Jahrzehnten nicht mehr bewirtschaftet wurde, auf einem Kalkstandort.

1.3 Hypothesen und Zielsetzung

Grundlage unserer Untersuchungen waren die folgenden Hypothesen:

- Stürme und andere katastrophische Ereignisse führen nur ausnahmsweise zu größeren Öffnungen im Kronendach natürlicher buchendominierter Laubwälder.
- Durch lange Überschirmung wird die Buche in Naturwäldern gegenüber anderen Baumarten begünstigt. Die auf Kalkstandorten beteiligten zahlreichen anderen Baumarten werden dagegen durch Ausdunklung benachteiligt.
- Bei langfristiger Überschirmung produzieren die Jungbuchen wenig Wertholz, weil die innerartliche Konkurrenz nicht gleichmäßig genug ist, um die Astreinigung im unteren Stammbereich zu gewährleisten.
- Durch moderne Konzepte der naturnahen Waldwirtschaft wird die Buchendominanz als Folge nur zaghafter Eingriffe im Kronendach der Bestände unterstützt. So behandelte Wälder werden also keine vielfältigen Mischungen ausbilden und zudem geringere Wertleistungen erwarten lassen.

Durch eigene Untersuchungen sollen deshalb Erkenntnisse zu den folgenden Teilfragen gewonnen werden:

- Bestandesausprägung nach Baumartenzusammensetzung, Textur und Struktur in natürlichen buchendominierten Laubwäldern.
- Klein- und großflächige Absterbeerscheinungen und deren Ursachen.
- Kronenexpansion der Altbäume an den Lückenrändern.
- Entwicklung der Jungwüchse nach Baumarten, Überschirmung, Wildeinfluss.
- Anfall und Vermoderungsraten von Totholz.

Nachfolgend werden einige der ersten Befunde vorgestellt und interpretiert.

2. Untersuchungsgebiet und Aufnahmemethodik

2.1 Das Untersuchungsgebiet

2.1.1 Geographische Lage des Hainich und des Nationalparks

Der Hainich ist ein kleineres Mittelgebirge von rd. 20.000 ha Ausdehnung nördlich des Thüringer Waldes. Im Westen begrenzt ihn die Werra, im Osten das Thüringer Becken. Zur geographischen Lokalisierung helfen die Städte Eisenach (im SW), Bad Langensalza (im SO) und Mühlhausen (im NO). Trotz seiner nur mittleren Größe handelt es sich um eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Deutschlands auf Kalkstandorten mit geschlossenen, buchendominierten Laubwäldern. Der Nationalpark selbst umfasst knapp 8.000 ha und befindet sich in der Südhälfte des Hainich. Er ist hervorgegangen aus einem bis Mitte der 90er Jahre von den russischen Streitkräften genutzten Truppenübungsplatz. Große Teile waren als Schießgelände kahl gelegt worden und bewalden sich

derzeit auf dem Wege der Sukzession. Allerdings gibt es auch einige Flächenreserven mit ehemaligen Wirtschaftswäldern. Diese haben sich – wie das rd. 300 ha große Weberstedter Holz – naturnah zu entwickeln begonnen, weil sie seit längerem nicht mehr genutzt wurden.

Auch historisch gesehen wurden die Wälder des Hainichs weniger intensiv genutzt als vielerorts in Mitteleuropa (MUND 2004). Die erschwerte landwirtschaftliche Nutzung durch den hohen Ton- und teilweise auch Steinanteil und die Dürregefahr auf flachgründigen Rendzinen sowie die frühe Einführung von Holzordnungen begünstigten indirekt den Erhalt einer überwiegend natürlichen Baumartenzusammensetzung. Dort wurde daher der im Folgenden näher vorzustellende Untersuchungsbestand ausgewählt.

2.1.2 Standort

Die wichtigsten standörtlichen Vorgaben enthält Abb. 1. Danach befindet sich das Untersuchungsgebiet im submontanen Bereich des Hainich in einer Höhenlage von >400 mNN. Die jährlichen Durchschnittstemperaturen liegen zwischen 6 und 7 °C und die Niederschläge betragen rund 700 mm. Das unterliegende Gestein ist Trias-Kalk. Aus diesem entstehen Kalkrendzinen. Als Folge einer teilweisen Überlagerung mit Löss haben sich mehr oder minder tiefgründige kalkhaltige Substrate gebildet.

2.1.3 Bisherige Waldbehandlung

Die Bestände im „Weberstedter Holz“ wurden bis etwa 1900 als Mittelwald bewirtschaftet. Aus dieser Zeit resultiert ein hoher Anteil an Eschen in der herrschenden Kronenschicht. Um 1930 begann die Umformung in Buchen-Plenterwälder, wie sie in den nördlich angrenzenden „Laubgenossenschaftswäldern“ Langula und Keula zur nachhaltigen Brennholzversorgung der dortigen Gemeinden bereits lange vorher praktiziert worden war. Nach dem 2. Weltkrieg wurde – wie bereits angedeutet – der größte Teil des heutigen Nationalparks als militärisches Übungsgelände genutzt. Das führte zur Unterbindung des öffentlichen Zugangs und stoppte die geregelte forstliche Bewirtschaftung. Lediglich da und dort wurden noch unplanmäßig einzelne Bäume zwecks Brennholzgewinnung entnommen. Doch konnten sich seit >40 Jahren Ansätze zu einer natürlichen Entwicklung ausprägen.

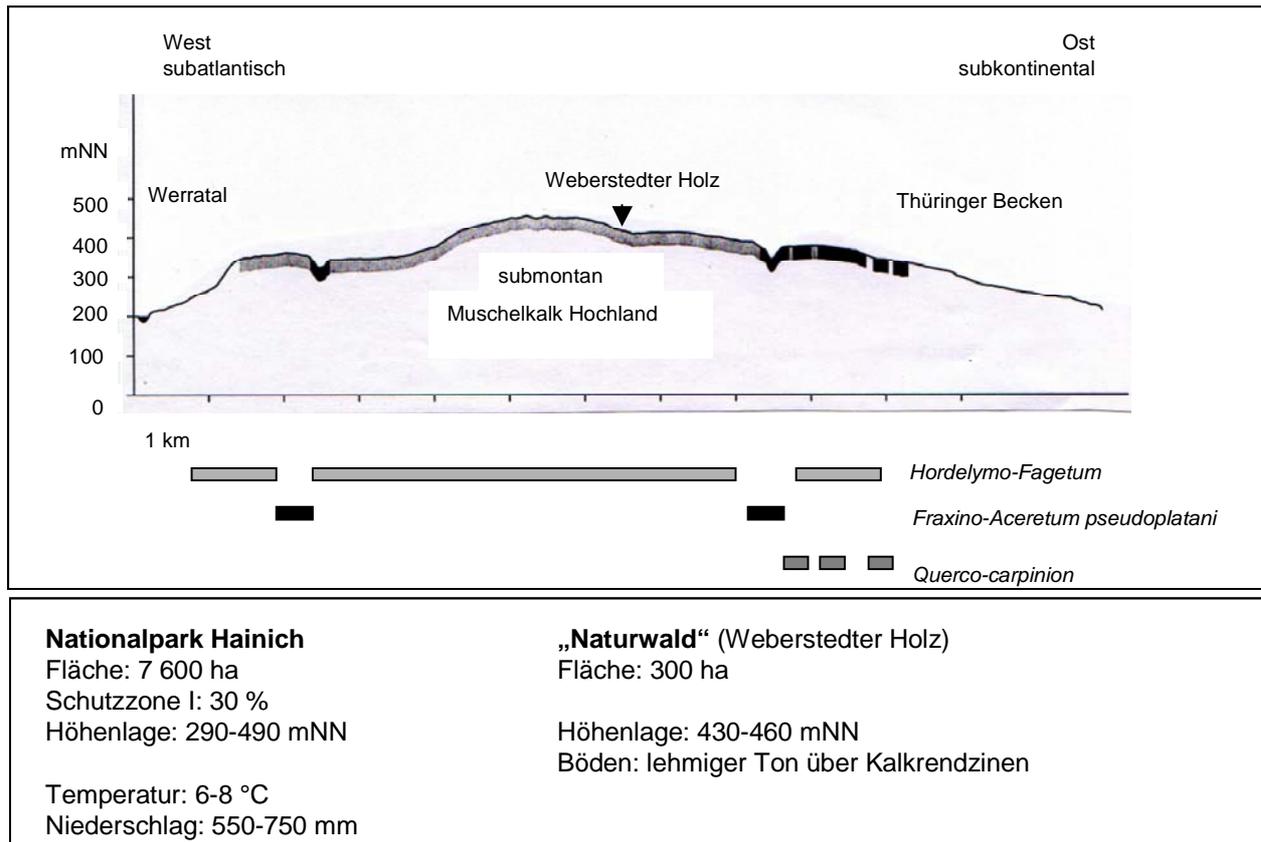


Abb. 1: Lage und überschlägige standörtliche Vorgaben des Waldgebietes „Weberstedter Holz“ im Nationalpark Hainich (nach KLAUS & STEPHAN 1998).

2.2 Auswahl und Anlage einer „Naturwaldparzelle“ für Dauerbeobachtungen

2.2.1 Herrichtung der Untersuchungsfläche

1999 wählten wir einen repräsentativen Bestandesteil von 28,5 ha Größe mit möglichst naturnaher Struktur und mit Andeutungen von natürlicher Dynamik aus. Er wurde dauerhaft mit einem 50x50 m Rasternetz versehen und jeder Baum innerhalb dieses Bestandes mit Aluminiumplättchen nummeriert (insgesamt ~15.000 Bäume >1,3 m). Im Folgejahr 2000 wurden je 20 Kleinparzellen von ~100 m² Größe ohne und mit Zaun über den Bestand verteilt angelegt. Dabei kamen je 10 Kleinparzellen in Lücken und unter geschlossenem Schirm zu liegen.

2.2.2 Bisherige Aufnahmen

Die Aufnahmen konzentrierten sich bisher auf folgende Bereiche:

- **Aufstockender Bestand**
 Einmessung der Koordinaten aller Bäume >1,3 m Höhe,
 Messung der Brusthöhendurchmesser aller Bäume,
 Höhenmessung bei einem repräsentativen Teilkollektiv,
 Probebohrungen zur Altersbestimmung an einer repräsentativen Auswahl von ~100 Bäumen.
- **Bestandeslücken**
 Mehrfache Einmessung (2001, 2002, 2005) der vorhandenen, bzw. neu entstandenen Lücken.
- **Jungwüchse**
 Jährliche Aufnahmen der Jungwüchse und Bodenvegetation in den Kleinparzellen ohne und mit Zaun.
- **Totholz**
 Aufnahme von Stückzahl, Durchmesser, Länge, Zerfallsgrad (2002), sowie Aufnahme aller seit 1999 abgestorbenen Bäume.

3. Ergebnisse

3.1 Zusammensetzung und Struktur des aufstockenden Bestandes

3.1.1 Baumzahlen des Altbestandes und Grundflächen nach Baumarten

Die im Untersuchungsbestand vorkommenden Baumarten sind nach Baumzahl und ihren Grundflächen in Tab. 1 wiedergegeben.

Tab. 1: Anteile der Baumarten im Naturwald-Dauerbeobachtungsbestand Weberstedter Holz nach der Aufnahme 2000.

BAUMART	BAUMZAHL		GRUNDFLÄCHE	
	B./ha	%	m ² /ha	%
Buche	482	90	25,8	67
Esche	20	4	6,2	16
Hainbuche	15	3	1,7	5
Bergahorn	11	2	3,0	8
Spitzahorn	2			
Ulme	6	1	1,5	4
Sonst. Laubbaumarten ¹⁾	1	<1	0,2	1
Summe	537	100	38,4	100

¹⁾ Stieleiche, Feldahorn, Kirsche, Linde, Aspe, Eberesche, Weißdorn

Danach wies der Untersuchungsbestand deutlich mehr als 10 Baumarten auf. Nach der Zahl dominierten die Buchen mit weitem Abstand. Nur Eschen, Hainbuchen und Ahorne spielten noch eine nennenswerte Rolle. Nach den Grundflächen war die Dominanz der Buchen nicht mehr ganz so ausgeprägt. Wie bereits angedeutet stellen nämlich die Eschen einen wesentlichen Anteil der herrschenden Bäume. Das gilt auch für die Ahorne. Obwohl also zahlenmäßig nur gering vertreten waren sie am herrschenden Bestand wesentlich beteiligt, wie an den Werten ihrer Grundflächen deutlich wird.

Über die Altersstruktur des Bestandes konnte bisher noch kein verlässliches Bild gewonnen werden. Unsere technischen Möglichkeiten reichten nur für Bäume >60 cm. Diese waren ~150 Jahre alt. Die jetzt abbrechenden oder frisch geworfenen Buchen dürften demnach 200-250 Jahre alt sein. Ohne hierauf weiter einzugehen, sei nur erwähnt, dass die aufstockenden Volumina durchschnittlich 630 m³/ha (520-710) betragen. Den Zusammenhängen über die Baumarten und Durchmesserverteilungen soll im nächsten Abschnitt noch etwas mehr nachgegangen werden.

3.1.2 Anteile der Baumarten am herrschenden und beherrschten Bestand

Aus Tab. 2 kann man die Anteile der Individuen bei den Baumarten an den beiden wichtigsten soziologischen Klassen (herrschende und beherrschte Baumschicht) entnehmen.

Tab. 2: Aufteilung der Bäume artenweise nach Anteilen in den Bestandesschichten.

BAUMART	GESAMT-BAUMZAHL		BESTANDESSCHICHTUNG			
	Stk.	%	herrschend	beherrscht	tot	Summe
			%			
Buche	13.240	90	24	74	2	100
Esche	535	4	96	1	3	100
Hainbuche	407	2	70	25	5	100
Bergahorn	317	2	96	3	1	100
Spitzahorn	44	<1	89	11	0	100
Bergulme	153	1	39	6	55	100
Sonst. Laubbaumarten	31	<1	90	3	6	100
Summe	14.752	100				

Hiernach waren Eschen, Ahorne sowie die sonstigen Laubbaumarten fast nur in der Bestandesoberschicht vertreten. Zwischen- und unterständige Individuen wurden weit überwiegend von den Buchen und den Hainbuchen sowie noch in gewissem Umfang von den Spitzahornen gestellt. Dagegen kamen die lichtbedürftigeren Baumarten – allen voran die Eschen – nur ausnahmsweise im Zwischen- und Unterstand vor. Deutlicher werden diese Zusammenhänge noch durch das Säulendiagramm in Abb. 2.

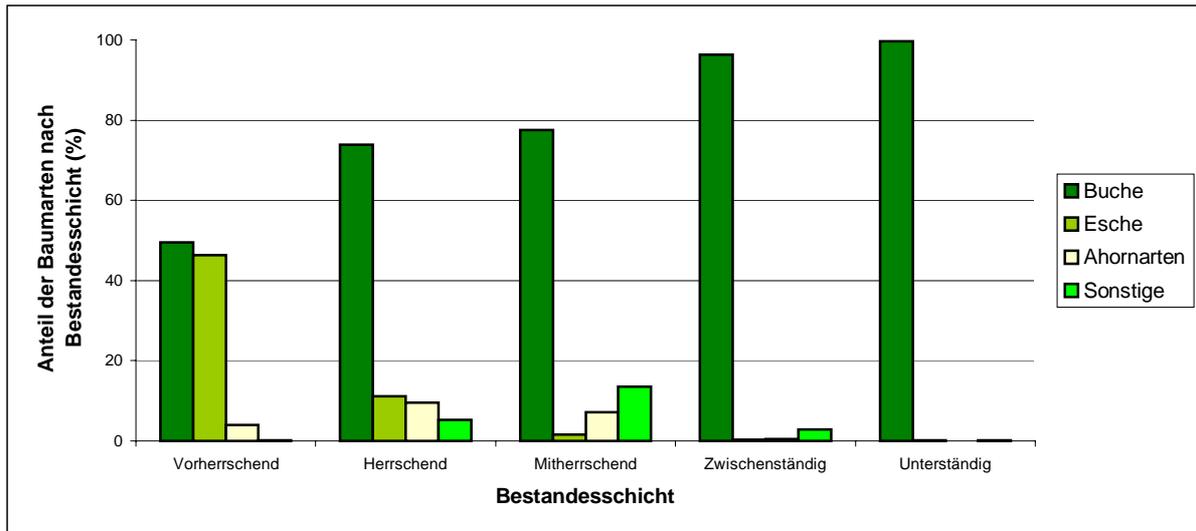


Abb. 2: Aufteilung der Baumarten nach den Bestandesschichten.

Aus ihr ist ablesbar, dass Buchen und Eschen fast allein das obere Kronendach bildeten. Nur wenige Ahorne und Eichen waren ebenfalls beteiligt. Den Zwischen- und Unterstand bestritten die Buchen fast ganz allein. Die einstmals noch erwähnenswert vertretenen Ulmen wurden in den letzten 2 Jahrzehnten durch die Ulmenkrankheit dezimiert und schienen vorerst keine Chance zu haben, sich wieder zu erholen.

3.1.3 Durchmesserverteilung im Altbestand

Die Verteilung der Durchmesser entspricht weitgehend der von Plenterwäldern (s. Abb. 3). Allerdings waren die Individuen <5 cm zu gering vertreten. Mit 126,5 cm wurde eine Esche als stärkster Baum gemessen. Die wenigen >95 cm starken Bäume lassen sich in der Grafik allerdings nicht mehr abbilden. Insgesamt wird deutlich, dass die unteren Durchmesserklassen (<20 cm) ausschließlich von Buchen abgedeckt wurden.

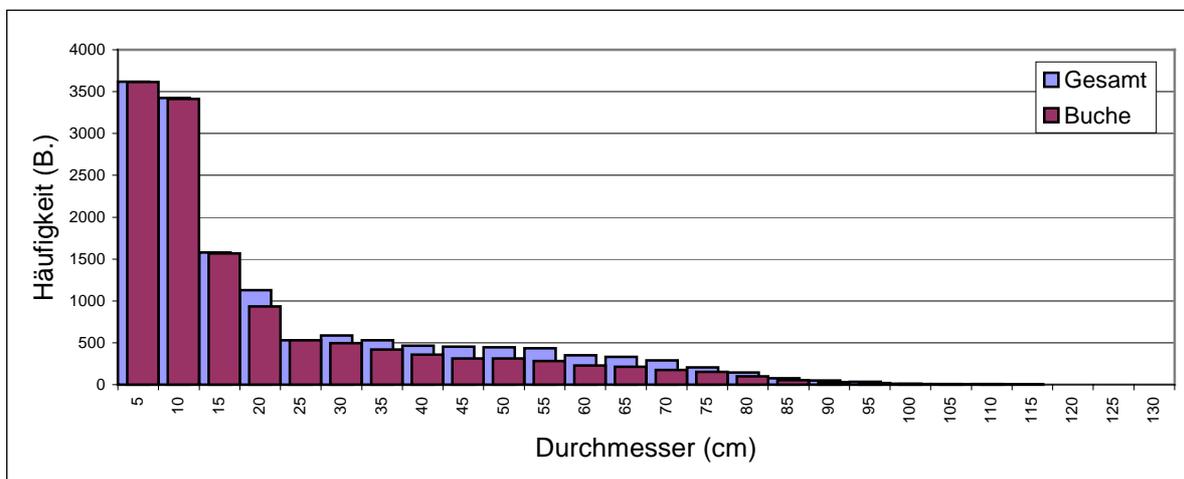


Abb. 3: Aufteilung aller Bäume (blau) und der Buchen (rot) getrennt für die Durchmesserklassen im Naturwald-Beobachtungsbestand (Weberstedter Holz).

3.1.4 Baumhöhen

Nach Augenschein ließ sich der Bestand vertikal in 3-4 Schichten gliedern. Dabei wurden allerdings die Jungwüchse nicht mit einbezogen (s. Kap. 3.3). Wie bereits angesprochen, war der stärkste Baum eine Esche. Sie war mit 47,1 m auch zugleich der höchste. Dieser Wert verdeutlicht die für Laubbäume recht günstigen Wuchsverhältnisse im Hainich. In Abb. 4 ist das Höhenspektrum der 4 gutachtlich eingeschätzten Bestandesschichten dargestellt. Danach sind die Medianwerte zwischen 38 m für die vorherrschenden und 16 m für die zwischenständigen Individuen deutlich abgestuft. Die Streubereiche der Höhenwerte jeder Schicht zeigen aber recht gut, dass die Schichten nicht immer klar voneinander abzugrenzen waren. Vielmehr hatten sie eine breiten Überlappungsbereich. Diese Überlappung kann aber zusätzlich auch durch standörtliche Unterschiede zwischen feuchteren

Senken und trockeneren Rippen bedingt sein. Diese haben nämlich zur Folge, dass die Bäume der jeweiligen Schichten höher oder niedriger sein können.

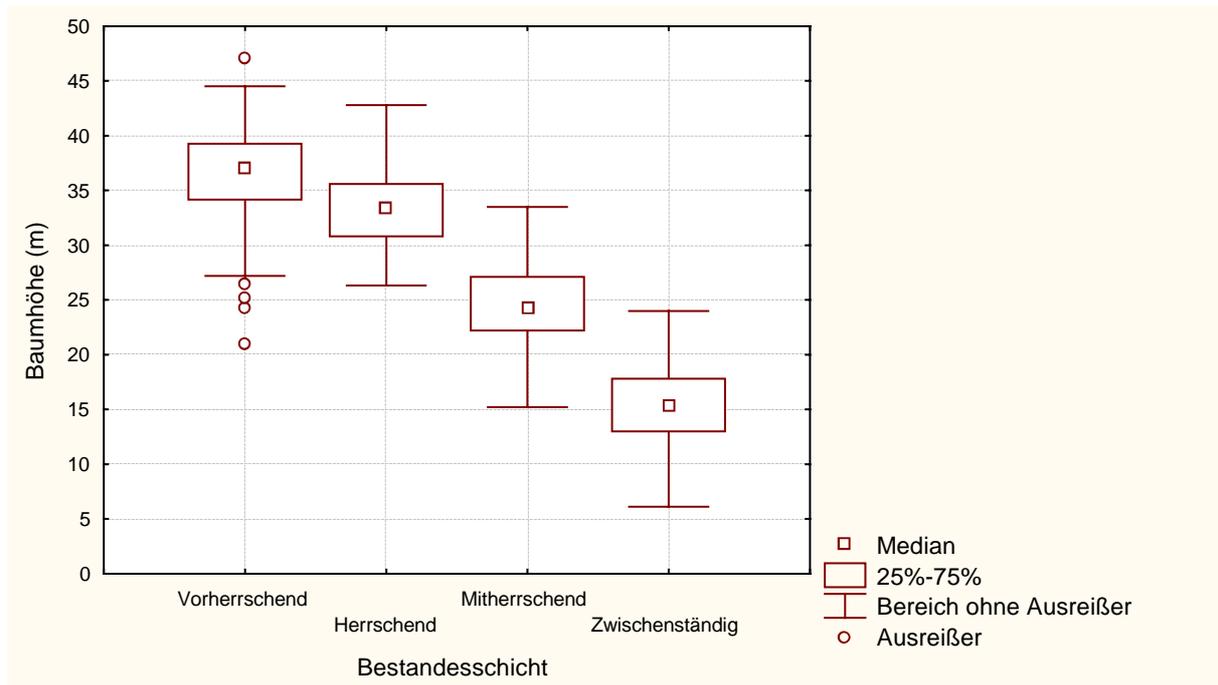


Abb. 4: Durchschnittliche Höhen aufgeteilt nach Bestandesschicht.

3.1.5 Verteilung der Bäume im Untersuchungsbestand

Wie erwähnt wurden alle Bäume >1,3 m Höhe mit ihren Stammfußkoordinaten aufgenommen. Die dabei gewonnenen Daten erlauben es, Baumverteilungspläne zu zeichnen (s. Abb. 5). Allerdings hat die Darstellung einen zu kleinen Maßstab, um Einzelheiten über die Baumarten und deren Verteilung erkennen zu lassen. Dennoch mag deutlich werden, dass die Bestockung auf der Gesamtfläche einigermaßen gleichmäßig ist. Größere baumfreie Stellen etwa als Folge von Zusammenbrüchen durch Sturm oder andere Absterbeursachen finden sich nicht. Jedoch gibt es über den ganzen Bestand verteilte größere und kleinere Lücken. Sie werden im nächsten Abschnitt näher beschrieben.

3.2 Die Lücken im Kronendach

3.2.1 Definition der Lücken

Beim Einmessen der Lücken zeigte sich, dass die in der herrschenden Schicht entstandenen Lücken fast durchweg von unten durch nachrückende Jungbuchen ausgefüllt werden. Die Lücken wiesen also im Regelfall eine ausgeprägte vertikale Struktur auf. Um diesem Sachverhalt Rechnung zu tragen, wurden zwei „Lückentypen“ ausgeschieden (s. Abb. 6):

- Kronenlücken zwischen den Rändern der sie einfassenden herrschenden Bäume und
- Lücken, die auch noch frei von Unter- und Zwischenstand waren.

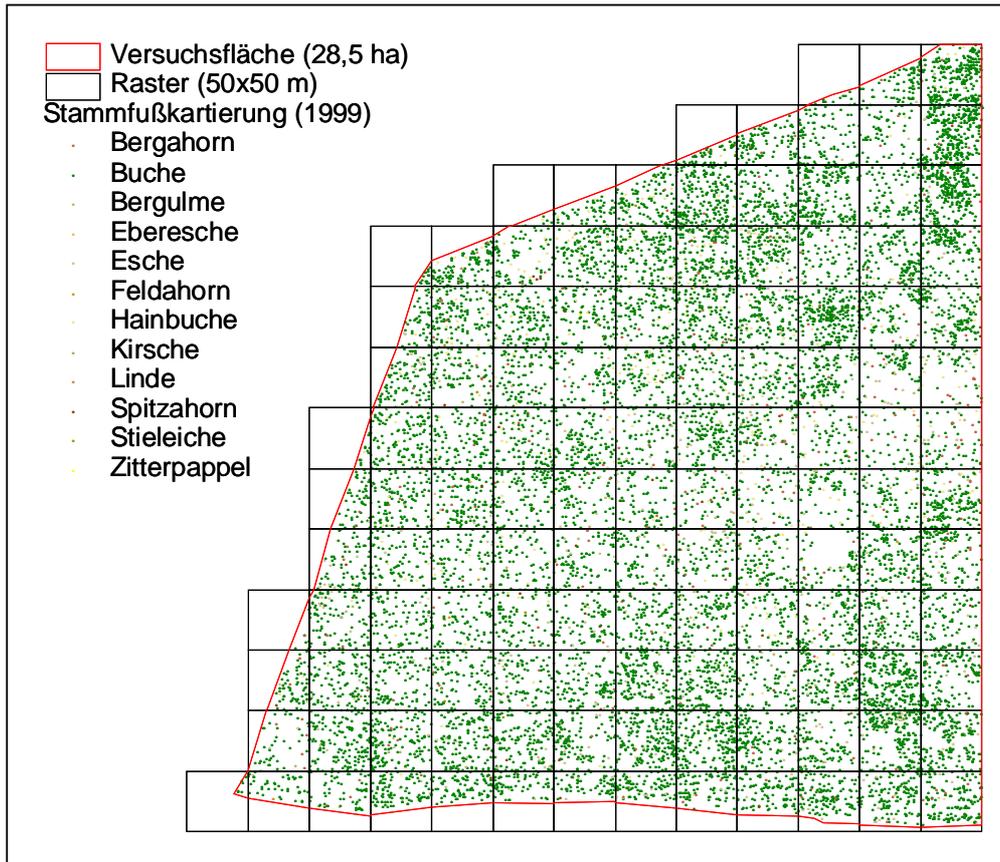


Abb. 5: Verteilung der Bäume im Naturwald-Dauerbeobachtungsbestand.

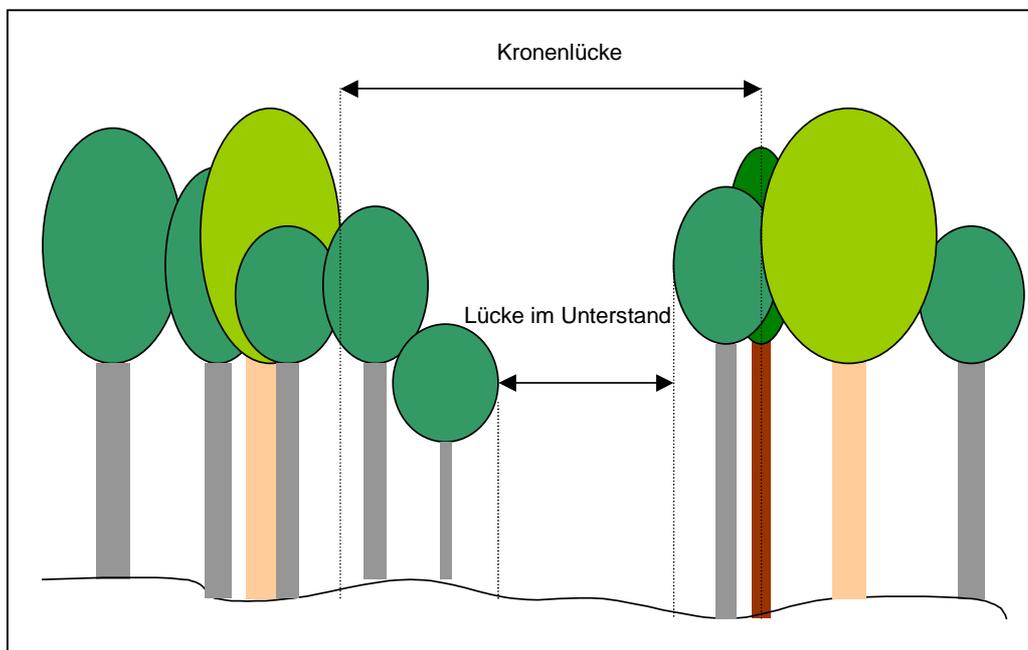


Abb. 6: Schematische Darstellung der Lückentypen.

Nur die Lücken im Unter- und Zwischenstand bieten Jungwüchsen und der Bodenvegetation Chancen zur Entwicklung.

3.2.2 Zahl und Größen der Lücken

Die Ergebnisse der Lückeneinmessungen enthält Tab. 3.

Tab. 3: Zahlen und Flächengrößen der Lücken nach Typ (Daten vom Mai 2005).

LÜCKENTYP	ZAHL		LÜCKENGRÖSSE gesamt		LÜCKENFLÄCHE	
	Summe	Stk./ha	m ²	%	mittl. Größe m ²	Spannweite m ²
Lücke im Herrschenden	89	3,1	10.947	3,8	123	8-592
Lücke im Unterstand	63	2,2	3.756	1,3	60	9-245

Dementsprechend fanden sich fast 90 Kronenlücken auf der Gesamtfläche, bzw. gerade über 3 Stück je ha. Insgesamt machten sie nicht ganz 4 % der Gesamtfläche aus. Ihre Größe betrug zwar im Durchschnitt nur etwas weniger als 100 m², variierte aber zwischen 8 und ~600 m², also im Verhältnis von fast 1:75. Aus den Zahlen wird deutlich, dass die nachdrängenden Jungbäume und die tief ausladenden Kronen der Randbäume die Lückenflächen im Herrschenden zu rund zwei Dritteln überschirmten (s. Abb. 7 und 8).



Abb. 7: Eine kleine Lücke entstand durch den Zusammenbruch eines Altbaumes. Dieser nahm beim Niederstürzen noch ein zweiten mit. Von den Seiten her haben jüngere Bäume die Lücke zu schließen begonnen.



Abb. 8: Vor Jahrzehnten entstand eine Lücke mit 25 m Durchmesser. Sie wurde inzwischen durch die herrschenden Randbäume völlig geschlossen.

3.2.3 Größenklassen der Lücken

In Tab. 4 sind die Lücken nach ihrer Größe geordnet, um eine differenziertere Analyse zu ermöglichen.

Tab. 4: Lücken nach Typ und Größenklasse.

MERKMAL		GRÖSSENKLASSE m ²					Summe
		<100	100-200	200-300	300-400	>400	
Lücken im Herrschenden							
Zahl	Stk./h a	1,7	0,9	0,3	0,1	0,1	3,1
Anteil an Ges.-Fläche	%	0,9	1,2	0,8	0,35	0,55	3,8
Lücken im Unter- und Zwischenstand							
Zahl	Stk./h a	2,0	0,2	<0,1	-	-	2,2
Anteil an Ges.-Fläche	%	0,9	0,3	0,2	-	-	1,3

So zeigt sich, dass >80 % aller Kronenlücken <200 m² waren. Bei den Lücken im Unter- und Zwischenstand waren es sogar fast 97 %. Kronenlücken >400 m² hatten nur einen verschwindend geringen Anteil an der Zahl. Mit gut 14 % waren sie dagegen an der Gesamtlückenfläche wesentlich beteiligt. Lücken >300 m² kamen im Zwischen- und Unterstand überhaupt nicht vor.

3.2.4 Verteilung der Lücken

Gemäß Abb. 9 waren die Lücken ziemlich gleichmäßig über die ganze Fläche verteilt. Die durchschnittliche Entfernung zwischen nebeneinander liegenden Lücken betrug lediglich 33 m. Jedoch variierte die Verteilung der Lücken nach ihrer Fläche stark. Die durchschnittliche Fläche der Kronenlücken im Jahr 2005 betrug 384 m²/ha – also knapp 4 % der Gesamtfläche. Die Spannweite reichte aber von komplett geschlossen bis 1.060 m². Die Lücken im Unter- und Zwischenstand überschrmteten dagegen durchschnittlich nur 130 m²/ha (gut 1 %) und reichten von 0-447 m²/ha. Irgendwelche Zusammenhänge mit kleinstandörtlichen Gegebenheiten sind nicht erkennbar.

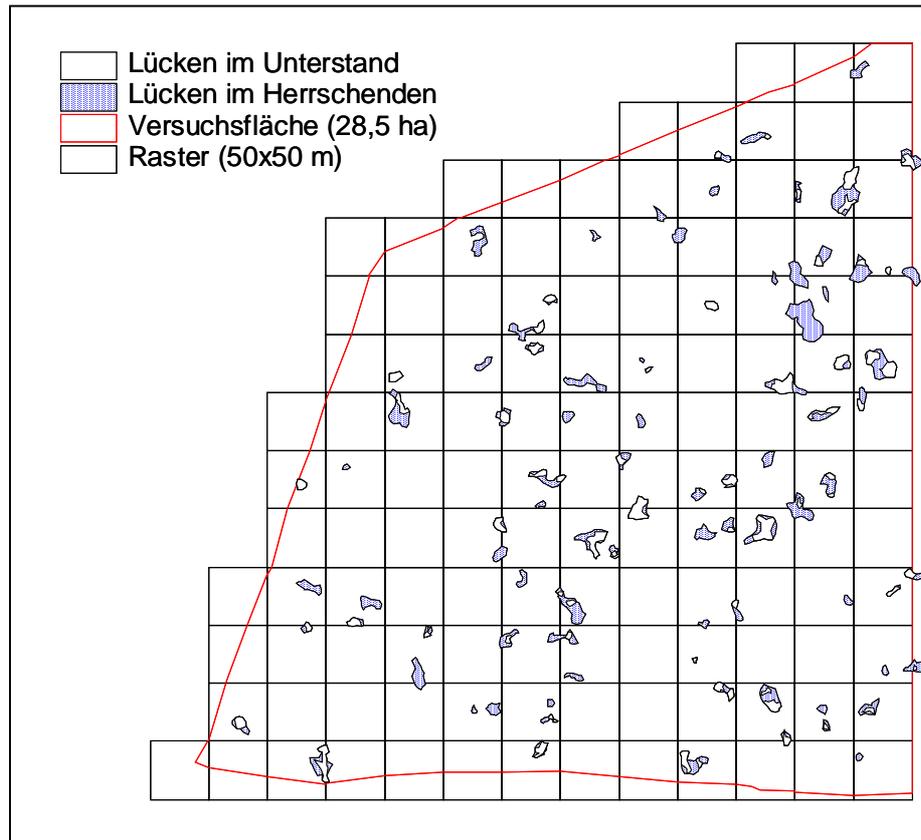


Abb. 9: Räumliche Verteilung der Lücken im Untersuchungsbestand.

3.3 Jungwüchse im Bestand

Als Jungwüchse werden forstlicherseits junge Bäume bezeichnet, die <2 m hoch sind und noch nicht das Dickungsstadium erreicht haben. Dieser Definition wird hier ebenfalls gefolgt, weil dann junge Bäume eingeschlossen sind, die mit >1,2 m Höhe den Äsern des Rehwildes entkommen sind. In Tab. 5 sind die in den insgesamt 40 Kleinparzellen (in Bestand und auf Lücke sowie ohne und mit Zaun) 2004 aufgenommenen Jungwüchse wiedergegeben.

Mit rd. 6 bzw. 7 Stk./m² hatten sich im Bestand und in den Lücken gleichermaßen reichlich Jungwüchse eingefunden. Der Unterschied zwischen den beiden Überschirmungsbedingungen war mit ~20 % mehr Jungpflanzen in den Lücken gering. Auch die Maximalwerte wichen insgesamt gesehen nur unwesentlich voneinander ab. Die Streuungen in den Werten zwischen den einzelnen Zäunen waren sehr hoch. In den Lücken schien die Verteilung aber etwas homogener zu sein.

Tab. 5: Jungwüchse in den Unterparzellen getrennt nach voll überschirmtem **Bestand** und **Lücken** nach Baumarten (ohne und mit Zaun zusammengefasst).

BAUMART	MITTELWERT			MAXIMALWERT			VARIATIONSKOEFF.		
	Bestand	Lücke	Diff.	Bestand	Lücke	Diff.	Bestand	Lücke	Diff.
	Stk./ m ²						%		
Buche	1,0	2,6	+1,6	4,7	9,4	+4,7	±136	±105	-31
Esche	2,5	2,9	+0,4	13,1	20,6	+7,5	±131	±157	+26
Ahornarten	2,0	1,1	-0,9	18,6	4,3	-14,3	±206	±108	-98
Sonst. Laubbaumarten	<0,1	0,2	+0,2	0,2	1,8	+1,6	±255	±247	-8
Summe/Mittelwert	5,6	6,8	+1,2	32,4	28,9	-3,4	±131	±99	-32

Mit etwas weniger als der Hälfte stellten die Eschen im geschlossenen Bestand wie in den Lücken eindeutig den Hauptanteil der Jungwüchse. Die Buchen dagegen machten trotz ihrer Dominanz unter dem Schirm nur rd. 20 und in den Lücken knapp 40 % aus. Nennenswerte Anteile mit durchschnittlich ~25 % erreichten noch die Ahornarten, während alle anderen Baumarten wie Hainbuche, Weißdorn und Bergulme zusammen genommen nur einen verschwindend geringen Anteil hatten. Schwer

erklärbar ist der hohe Maximalwert der Ahornsämlinge unter dem geschlossenen Schirm. Adäquate Entwicklungsbedingungen vorausgesetzt müssten die Eschen daher im Nachfolgebestand weiterhin einen hohen Anteil ausmachen. Es sind aber Zweifel angebracht, dass außer den Buchen alle anderen Laubmischbaumarten Chancen haben werden, ähnliche Anteile wie im derzeitigen Altbestand zu erreichen.

Einen ersten Hinweis darauf, wie sich die Anteile der Baumarten künftig entwickeln könnten, ergibt der Vergleich der 2004 in den Lücken aufgenommene Jungwüchse nach Zahl und Höhe in den Kleinparzellen ohne und mit Zaun (s. Tab. 6). Allerdings laufen diese Untersuchungen erst wenige Jahre, und daher sind diese Daten als besonders vorläufig zu werten.

Tab. 6: Jungwüchse (Stk./m²) nach Höhenklassen geordnet in Abhängigkeit vom Zaunschut (Bestand und Lücken zusammengefasst).

HÖHEN- KLASSE cm	BUCHE			ESCHE			AHORNARTEN			SONST. LB.-BA.		
	Zaun ohne	Zaun mit	Diff.	Zaun ohne	Zaun mit	Diff.	Zaun ohne	Zaun mit	Diff.	Zaun ohne	Zaun mit	Diff.
Sämling	1,1	0,7	-0,4	1,1	3,0	+1,9	0,7	0,3	-0,4	0,3	0,0	-,03
<20	8,9	5,8	-3,1	25,3	40,3	+15,0	10,2	9,8	-0,4	1,1	0,1	-1,0
21 - 50	23,8	14,9	-8,9	8,4	20,4	+12,0	9,0	19,2	+10,2	1,6	0,3	-1,3
51 - 90	7,6	6,0	-1,6	0,1	6,8	+6,7	2,6	6,3	+3,7	0,0	0,3	+0,3
91-130	1,1	2,1	+1,0	0,0	2,0	+2,0	0,2	1,9	+1,7	0,0	0,0	±0,0
131-200	0,3	1,0	+0,7	0,0	0,7	+0,7	0,2	1,4	+1,2	0,0	0,0	±0,0

Bei den Buchen erwies sich der Zaunschut bisher wirkungslos. Die Zahlen der Jungwüchse waren bei den <90 cm großen Pflanzen sogar im Zaun niedriger als ohne Schutz. Ganz anders war die Wirkung bei den Eschen (s. Abb. 10). Unabhängig von ihrer Größe hatte alle Pflanzen vom Zaun profitiert. Das gilt weitgehend auch für die Ahorne. Die sonstigen Laubbaumarten dagegen waren so schwach vertreten, dass die Zahlen keine Schlüsse zulassen.



Abb. 10: Sämtliche Eschen waren in 20 bis 30 cm Höhe abgebissen. Die von Rehwild weniger geschätzten Buchen haben Chancen, dem Äser zu entkommen (Winter 2001).

3.4 Totholz

2001-02 wurden die Totholz mengen im Untersuchungsgebiet ermittelt (BENEKE 2002, BENEKE & BUTLER-MANNING 2003). Das Totholz wurde quantitativ aufgenommen nach den Methoden von MEYER et al. (2001) und qualitativ beschrieben nach ALBRECHT (1990) und SCHIMITSCHEK (1953, 1954). Die Ergebnisse der Totholzaufnahme sind – aufgeteilt nach Totholzform – in Tab. 7 wiedergegeben.

Tab. 7: Totholzvolumen nach Totholzform im Naturwald-Dauerbeobachtungsbestand.

TOTHOLZFORM	Mittelwert	VOLUMEN		Variationskoeff. %
		maximal m ³ /ha	minimal	
Stubben	2,2	5,8	0	96
liegend stark	37,4	96,8	0,3	94
liegend schwach	3,3	9,1	1,2	57
stehend stark	19,1	72,0	0	111
stehend schwach	0,2	1,0	0	163
Totholz gesamt	62,1	138,5	9,1	65

Die ermittelte Totholzmenge von etwas über 60 m³/ha. entsprach knapp 10 % des Gesamtholzvolumen (630 m³/ha). Mit knapp 40 m³/ha hatte das liegende starke Totholz einen Anteil von fast 60 %. Mit fast 30 % spielte aber stehendes starkes Totholz – bestehend aus noch stehenden toten und gebrochenen Bäumen – ebenfalls noch eine wesentliche Rolle. Abgestorbene Ulmen trugen 20 % zur Totholzmenge bei. Viele Altulmen blieben mehrere Jahren nach ihren Absterbezeitpunkt noch stehen. Die Verteilung der Totholz mengen und -strukturen über den Bestand hinweg war sehr heterogen und entspricht damit der ungleichmäßigen Verteilung der Lücken. Die Spannweite der ermittelten Totholz mengen lag zwischen nur 9 m³/ha bis zu 138 m³/ha.

4. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Entwicklung von Wäldern verläuft langsam. Sie kann aber gravierend von seltenen Ereignissen wie Stürmen und Trockenheiten mit ihren Folgeerscheinungen wie Insekten- oder Pilzbefall beeinflusst werden. Die Beobachtungen im Weberstedter Holz laufen leider erst wenige Jahre, so dass sich die Bedeutung seltener Ereignisse noch nicht abschätzen lässt. Die Daten haben also nur sehr vorläufigen Charakter. Außerdem handelt es sich um ein Fallbeispiel, d.h. um einen einzigen Bestand, der noch dazu die Spuren früherer Bewirtschaftung trägt. Allein deshalb ist es bedenklich, verallgemeinerbare Schlüsse ziehen zu wollen. Dennoch soll hier auch nicht zu tief gestapelt werden: Der Bestand ist vergleichsweise groß und in seiner Zusammensetzung naturnah. Auch die Totholz mengen kommen bereits in eine Größenordnung, die Werten aus anderen Buchennaturwäldern entsprechen. Die herrschenden Bäume haben zudem ein Alter erreicht, das zum Absterben einzelner Individuen führt und damit die Verjüngung in Gang setzt. Die bisher gemachten Beobachtungen widersprechen aber bisher nicht den eingangs aufgestellten Hypothesen:

- In buchendominierten Laubwäldern überwiegen kleinflächige Störungen und Ausfallerscheinungen. Lediglich an einer Stelle schien vor Jahrzehnten ein Bestandesteil von auch nur weniger als 1 ha Größe zusammengebrochen zu sein. Dort allein hatten sich wenige Eschen emporarbeiten können. Auch im Umfeld des Nationalparks – so im Forstamt Langula – gibt es offenbar nur ausnahmsweise Bestandeszusammenbrüche in der Größenordnung von wenigen Hektaren, die auf Sommerstürme zurückzuführen sind. Größerflächige Ausfälle bei den Buchen nach Trockenjahren in Form von Schleimflusserkrankungen scheinen gleichfalls bisher kaum aufgetreten zu sein. Diese Befunde bestätigen die Erfahrungen aus Osteuropa (KORPEL 1995), nach denen großflächige Bestandeszerstörungen die große Ausnahme darstellen. Auch im Hainicher Beobachtungsbestand fielen die Altbuchen im Regelfall einzeln um, bzw. brachen ab und rissen manchmal weitere Bäume mit oder beschädigten sie. In allen Fällen entstanden daraus jedoch nur kleine Lücken, die durch Sturm gelegentlich zu geringfügigen Erweiterungen führten, bisher jedoch nicht zu wesentlichen Vergrößerungen.

An den meisten Stämmen der geschädigten Altbuchen fanden sich Konsolen des Zunderschwammpilzes (*Fomes fomentarius*) (s. Abb. 11). Auch an einigen Wurzeln geworfener Buchen zeigte sich deutlicher Pilzbefall. Viele Wurzeln waren bereits vor dem Sturmwurf abgestorben. Inwieweit Pilzbefall die Ursache des Ausscheidens der Altbäume ist, ließ sich jedoch nicht klären. Es bleibt abzuwarten, ob in den kommenden Jahren die Bäume in den vorherrschenden und herrschenden Bestandesschichten ziemlich gleichzeitig absterben und zusammenbrechen, oder ob sie wie bisher nur vereinzelt und verstreut über den Bestand absterben. Bisher sind die Bestände im Weberstedter Holz reich strukturiert und zeigen keinen Hallenwaldcharakter. Deswegen ist damit zu rechnen, dass Störungen im Kronenraum weiterhin nur zu kleinen Lücken führen, die dann rasch „von unten“ wieder geschlossen werden.

- Der weitgehend geschlossene Bestandesschirm bietet den lichtbedürftigen Baumarten unzureichende Wuchsbedingungen. Das gilt besonders für die Eschen. Sie waren im Herrschenden – als Folge der früheren Mittelwaldwirtschaft – ausreichend und bei den Jungwüchsen überreich vertreten. Dennoch fanden sich im Unter- und Zwischenstand keine Exemplare. Das gilt entsprechend für die anderen Baumarten. Nur die Hainbuche bildete eine Ausnahme, aber auch sie war im Zwischen- und Unterstand äußerst geringfügig vertreten. Bei der Jungwuchsaufnahme konnten nur sehr wenige Sämlinge gefunden werden. Der längere Zeitraum ohne menschliches Eingreifen scheint also bereits die einseitige Begünstigung der Buchen-Jungwüchse bewirkt zu haben.



Abb. 11: Pilzkonsolen finden sich generell am stehenden Totholz. Nicht selten zeigen sie sich schon an noch gesund erscheinenden Altbäumen. Auch hier wird die ziemlich große Kronenlücke bereits durch nachdrängende Jungbuchen, die in „Wartestellung“ waren, geschlossen.

- Es sei allerdings nochmals auf die starke Einwirkung des Wildverbisses hingewiesen. Er geht offenkundig hauptsächlich auf Rehwild zurück. Nach den Jungwuchsaufnahmen über 4 Jahre hinweg hatten die Eschen und Ahorne vom Aufstellen der Zäune bereits deutlich zu profitieren begonnen. Ohne eine solchen Schutz scheinen die jungen Eschen und Ahorne keine Chance zu haben, aus der Verbisszone heraus zu kommen. Mit dieser Bemerkung wird nur das Dilemma der Naturwaldforschung in Mitteleuropa angesprochen. Rehwild kommt überall in hohen und keineswegs naturnahen Dichten vor und beeinflusst die Baumartenzusammensetzung der Nachfolgebestände massiv. Die totale Ausschaltung der Wildtiere durch Zäunung dürfte aber als kaum naturnäher zu bezeichnen sein. Deshalb lässt sich nicht zweifelsfrei feststellen, ob der Mangel an Jungwüchsen in solchen buchendominierten potenziellen „Naturwäldern“ auf die ungünstigen Lichtverhältnisse oder den Wilddruck zurückzuführen ist.
- Auch wenn hierauf nicht näher eingegangen werden konnte, so sei doch erwähnt, dass die unterständigen, in die Lücken einwachsenden, oft einzeln stehenden jüngeren Buchen wegen ihrer ungleichmäßigen Aufwuchsbedingungen durchweg sehr grobastig waren (vgl. Abb. 7). Man könnte von ihnen kaum Wertholz erwarten. Dies Argument spielt zwar in einem Nationalpark keine Rolle. Aber es war eingangs darauf hingewiesen worden, dass die Beobachtung der Dynamik und Struktur von Naturwäldern auch der Orientierung für die naturnahe Gestaltung von Wirtschaftswäldern dienen soll.

Zusammenfassend deutet alles darauf hin, dass die bisher erkennbare Waldentwicklung im Weberstedter Holz nicht die anfangs geäußerten Hypothesen falsifiziert. Dementsprechend scheint sich also bei buchendominierten Laubwäldern auf Kalkstandorten der Trend zur Buchendominanz zu verstärken, wenn nicht waldbaulich gegengesteuert wird. In naturnah bewirtschafteten Wäldern müssen deshalb größere Lücken geschaffen und der Wildeinfluss drastisch reduziert werden, wenn der Anteil von Mischbaumarten wie Esche und Ahorn wesentlich angehoben werden soll.

Literatur

- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwissenschaftliches Centralblatt **110**: 106-113.
- BENEKE, C. (2002): Totholz in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich/Thüringen. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg i. Br.: 150 S.
- BENEKE, C., BUTLER-MANNING, D. (2003): Coarse woody debris (CWD) in the Weberstedter Holz, a near natural beech forest in central Germany. Working Report 11. Deliverable 20 of the Nat-Man Project. www.flec.kvl.dk/natman/html/getfile.asp?vid=583 (01.09.2006)
- BÜCKING, W., OTT, W., PÜTTMANN, W. (1994): Geheimnis Wald. DRW-Verlag, Leinfelden, Echterdingen: 192 S.
- BMVEL (2004): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI². Das wichtigste in Kürze. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Bonn: 231 S.
- CERMAK, L. (1910): Einiges über den Urwald von waldbaulichen Gesichtspunkten. Centralblatt des Gesamten Forstwesens **36**: 340-370.
- DENGLER, A. (1931): Aus den südosteuropäischen Urwäldern. II. Die Ergebnisse einer Probeflächeaufnahme im Buchenurwald Albanien. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen **63** (1): 20-32.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- FRÖHLICH, J. (1925): Aus dem südosteuropäische Urwälder. Forstwissenschaftliches Centralblatt **47**: 199-206.
- KLAUS, S., STEPHAN, T. (1998): Nationalpark Hainich – Laubwaldpracht im Herzen Deutschlands. Rhino Verlag, Arnstadt & Weimar: 160 S.
- KORPEL, Š. (1992): Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. AFZ **21**: 1048-1052.
- KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 310 S.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über Zweck und Probleme der Urwaldforschung. AFZ **33**: 683.
- MARKGRAF, F. (1931): Aus den südosteuropäischen Urwäldern. I. Die Wälder Albanien. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen **63** (1): 1-19.
- MEYER, P. (1995): Untersuchung waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate (NWR). Dissertation des Forstwissenschaftlichen Fachbereichs der Universität Göttingen: 239 S.
- MEYER, P. (1997): Probleme und Perspektive der Naturwaldforschung am Beispiel Niedersachsens. Forstarchiv **68**: 87-98.
- 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. Eching, IHW-Verlag: 107 S.
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, **189**: 256 S.
- SCHIMITSCHEK, E. (1953): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Zeitschrift für angewandte Entomologie **34**: 178-215 u. 513-542.
- SCHIMITSCHEK, E. (1954): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Zeitschrift für angewandte Entomologie **35**: 1-54.
- STURM, K. (1993) Prozessschutz – ein Konzept für Naturschutz gerechte Waldwirtschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **2**: 181-192.
- TABAKU, V. (2000) Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und – Wirtschaftswäldern. Cuvillier Verlag, Göttingen: 206 S.
- THOMASIUŠ, H. (1992) Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus. Forstwissenschaftliches Centralblatt **111**: 141-155.
- VRŠKA, T., HORT, L., ADAM, D., ODEHNALOVÁ, P., HORAL, D. (2002) Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic. Volume I: Českomoravská Vrchovina Upland – Polom, Žakova Hora Mt. Academia. Prague: 214 S.
- ZUKRIGL, K. (1991): Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). Schriftenreihe Vegetationskunde **21**: 233-247.
- ZUKRIGL, K. (1997): Die Bedeutung unbewirtschafteter Wälder für die Forstwissenschaften. MagNaturSpezial 1/1997.

submitted: 10.09.2006
 reviewed: 01.10.2006
 accepted: 07.10.2006

Autorenanschrift:

Prof. Dr. Jürgen Huss

Waldbau-Institut
 Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
 Tennenbacherstr. 4
 79085 Freiburg i. Br.
juergen.huss@waldbau.uni-freiburg.de

David Butler-Manning

Waldbau-Institut
 Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
 Tennenbacherstr. 4
 79085 Freiburg i. Br.
david.butler@waldbau.uni-freiburg.de

Forest ecosystem research in Hainich National Park (Thuringia): First results on flora and vegetation in stands with contrasting tree species diversity

Andreas M ö l d e r, Markus B e r n h a r d t - R ö m e r m a n n, Wolfgang S c h m i d t

Abstract

A floristic description is presented of the study sites of the Research Training Group "The role of biodiversity for biogeochemical cycles and biotic interactions in temperate deciduous forests". To investigate different aspects of plant biodiversity in Hainich National Park (Thuringia), deciduous forest stands with low, medium and high canopy tree species diversity were compared. The results of species richness and forest communities show that the research sites are characterised by a typical central European forest flora. Greater vascular plant species richness occurs with higher diversity of tree species. Six of altogether twelve research sites are assigned to the beech forest alliance (*Galio odorati-Fagion*), the second half belongs to the oak-hornbeam forest alliance (*Carpinion betuli*). Suballiances within the *Galio odorati-Fagion* in the study area include the *Galio-Fagetum* and the *Hordelymo-Fagetum*. All *Carpinion betuli* relevés are assigned to the suballiance *Stellario-Carpinetum*.

Key words

Hainich, species diversity, species richness, vegetation structure, forest plant species, beech forest, oak-hornbeam forest, Hordelymo-Fagetum, Stellario-Carpinetum

1. Introduction

Biodiversity has become one of the main topics of forest management since the 1992 Rio de Janeiro session of the United Nations Conference on Environment and Development Process (UNCED) and the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe held in Helsinki in 1993. Biodiversity describes the variety of living organisms at different scales, including within-species diversity, between-species diversity, as well as diversity of ecosystems and diversity of the ecological processes which they sustain (GASTON & SPICER 2004). Species diversity is considered to be one of the key parameters characterising ecosystems and a key component of ecosystem functioning (HUTCHINSON 1959, SCHULZE & MOONEY 1994, LARSSON 2001, LOREAU et al. 2002, SCHERER-LORENZEN et al. 2005).

Currently, Central-European forestry is conducting a broad-scale conversion from monocultures to mixed stands. Against the background of climate change, the new management paradigm aims at increasing the overall biodiversity of forest communities, and at securing and increasing their capability of providing ecosystem goods and services (RÖHRIG et al. 2006). However, no in-depth study has yet addressed questions of the functioning of forest ecosystems with multiple tree species, i.e., relationships between biodiversity and productivity, or between biogeochemical cycles and biotic interactions (SCHERER-LORENZEN et al. 2005). In April 2005, work was initiated on the research project "The role of biodiversity for biogeochemical cycles and biotic interactions in temperate deciduous forests" (DFG Research Training Group 1086, DFG-Graduiertenkolleg 1086) in Hainich National Park (Thuringia, Germany). The Graduiertenkolleg 1086 (GK 1086) brings partners from the faculties of Forestry, Biology and Agriculture of the Georg-August-University Göttingen and the Max-Planck-Institute for Biogeochemistry Jena together. The exceptionally species-rich broadleaved forest (maximum 14 tree species per hectare) of the Hainich National Park provides the opportunity to analyse the influence of tree species diversity (species richness as well as life history traits) on overall biodiversity, ecosystem functioning and biotic interactions as well as on ecosystem services (THOMAS et al. 2005, GRADUIERTENKOLLEG 1086 2006). The focus of our subproject is the impact of tree species diversity on the structure, diversity, productivity, carbon storage and nitrogen cycling of herb-layer vegetation. Forest herb-layer species are sensitive indicators of site conditions resulting from both natural processes and human activities. Therefore they might be a useful and easy tool to evaluate biodiversity in order to characterise sustainable or ecosystem-based forest management as well as differences and changes in forest site conditions (SCHMITT 1936, SCHMIDT 1999, 2005). One of the central questions of the current study is whether higher tree species diversity is correlated with a

higher diversity of herb-layer species. Contradictory evidence has emerged in other studies concerning the relationship between tree-layer and herb-layer diversity.

In this paper, we present first results on flora (species richness, alpha-diversity) and vegetation (forest communities, phytosociological classification) of the research sites of the GK 1086. The main objective is to provide base-line data and a centre of reference for the other subprojects of the GK 1086, and to describe and discuss some noteworthy diversity patterns.

2. Materials and Methods

2.1 Environment and history of the study area

The Hainich is located at the western border of the Thuringian Triassic basin within the northwestern Thuringian limestone plate (GRABIETZ & FIEDLER 1996, AHRNS & HOFMANN 1998). All of the research sites are situated about 350 m elevation in the north-eastern part of Hainich National Park close to the village Weberstedt (near to the Thiemsburg, Fig. 1) on flat plateaus above Upper Muschelkalk. The Hainich remained ice-free during the Pleistocene, and a layer of loess was deposited by wind (GREITZKE & FIEDLER 1996) resulting in a closed, homogeneous loess cover or loess-clay cover. Soil types are parabrown earth, parabrown earth-pseudogley, or transitions between these soil types (J. SCHRAMM 2005).

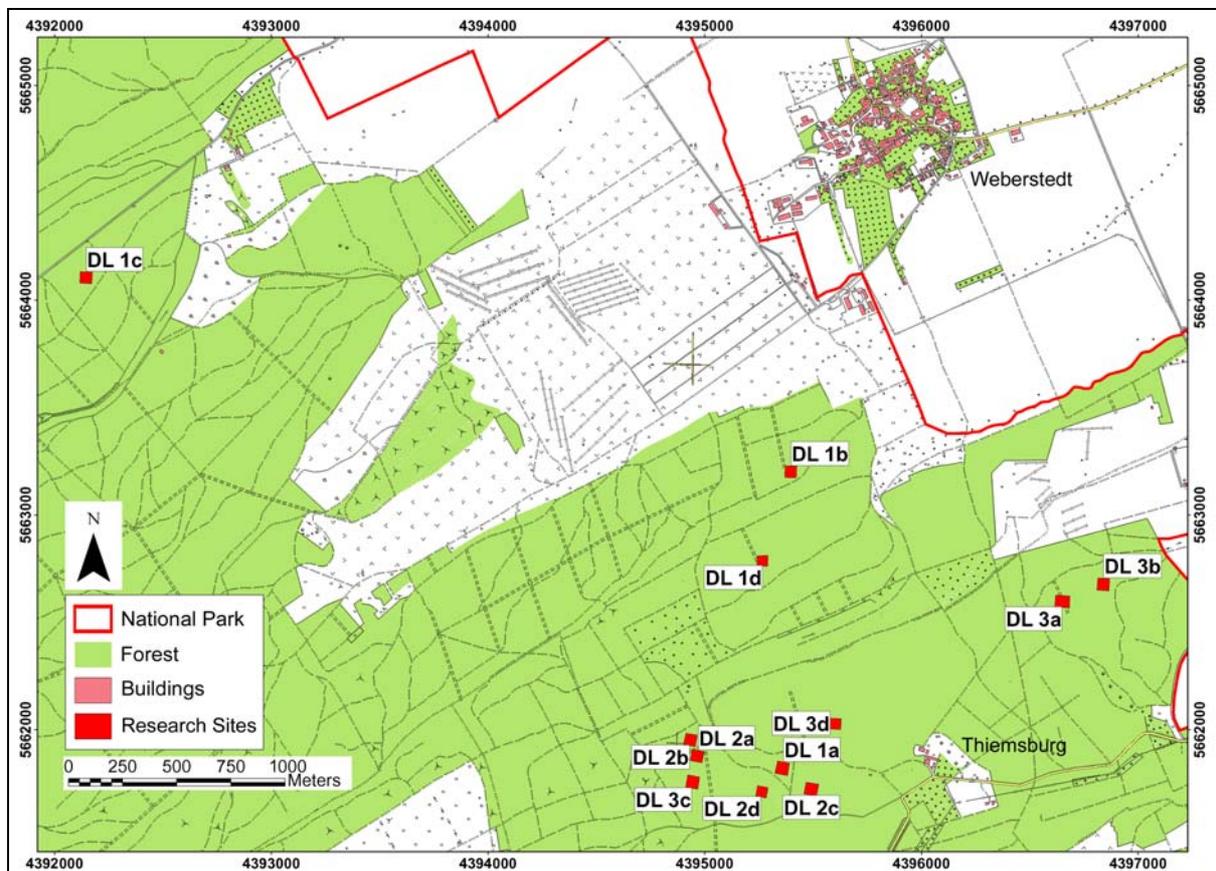


Fig. 1: Position of the research sites. DL 1: diversity level 1 plots; DL 2: diversity level 2 plots; DL 3: diversity level 3 plots; replicates indicated by letters a-d. (Map: K. M. DAENNER).

The Hainich belongs to the forest growth district B.37.23 "Hainich-Dün" within the forest growth area B.37 "middle German Triassic mountain and hill country". The climate can be characterised as subatlantic. A gradual change toward a subcontinental climate occurs toward the Thuringian basin, especially in eastern parts (GAUER & ALDINGER 2005, GEILING 2005). Mean annual precipitation varies between 600 mm and 670 mm. 45 % - 50 % of the annual precipitation falls during the growing season, peaking in July. The mean annual temperature is about 7.5° C to 8.0° C (GRABIETZ & FIEDLER 1996, AHRNS & HOFMANN 1998, H. SCHRAMM 2005, [GROSSMANN 2006](#)).

Despite of low impacts of early settlements, the Hainich area has seen a more intensive human use of its landscape since the 12th century. Since that time, periodic destruction and degradation of the forest likely occurred due to uncontrolled and unmitigated use. Nevertheless, compared to other parts of

Germany, harvesting of litter is of minor importance, since the farmlands in the Thuringian basin produced enough litter. Laws establishing more sustainable use were enacted in early modern times, but were largely unenforced (MUND 2004, BURSE 2005). The middle of the 19th century saw a transition from the often irregular coppice with standards system (*Mittelwald*) to high forest (*Hochwald* - especially to the multiple aged forest system *Plenterwald*). The main interest behind these changes in management was that of producing larger-dimensioned timber (FUCHS et al. 1999, MUND 2004), a trend that continued until the first decades of the 20th century (STADTVERWALTUNG MÜHLHAUSEN 1997, BURSE 2005). Due to this history, many present-day stands house very large, old trees with broad crowns and multi-stems, originating from formerly used coppices with standards systems. A dramatic change in land use occurred with military use of the southern Hainich area starting in 1935. More recently, the military training areas "Weberstedt" and "Kindel" were established in 1964, providing large off-limits areas of deciduous forest free of any harvesting. Thanks to this lengthy period of unmanaged status, and the resulting forest maturity and relative wildness, the area became national park in 1997, when military use ceased. Hainich National Park covers 7,500 hectares of the southern Hainich area and consists almost totally of species-rich deciduous woodlands. Nearly the whole national park area is state forest, surrounded by community forests and forest cooperatives (so-called "Laubgenossenschaften" - SCHWARTZ 1991, BIEHL 2005, BURSE 2005, [GROSSMANN 2006](#)).

2.2 Experimental design, sampling and data analysis

Since currently the GK 1086 is an interdisciplinary project, the experimental design had to fulfil various requirements of different partners. For instance, a single project focussed on mycorrhiza may not be able to investigate as many plots as a project focussing on flora and forest communities. Due to this, a compromise research design established 12 sampling sites. Between summer, 2003 and January, 2005, 12 sites were chosen belonging to three different diversity levels (DL): DL 1, with *Fagus sylvatica* as major tree species; DL 2, having *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* / *T. platyphyllos* as major tree species; DL 3, with *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata* / *T. platyphyllos*, *Carpinus betulus*, and *Acer pseudoplatanus* / *A. platanoides* as major tree species. *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Prunus avium*, *Ulmus glabra*, *Acer campestre* or *Sorbus torminalis* can occur as minor species, in any of the DLs. Four replicates were selected for each DL, indicated by letters a to d (Fig. 1). Each research site had a size of 2,500 m² (50 m x 50 m; Fig. 2). Following PRODAN (1968), PETRAITIS et al. (1989), OLIVER & LARSON (1990), FABBIO et al. (2006), and HILL et al. (2006) an area of this size can be regarded as being homogeneous in dynamics of tree populations and the associated vegetation. The research sites were chosen according to the following criteria: (1) flat or with only gentle slopes on eutrophic loess-covered soils with a depth of at least 60 cm (BRAUNS et al. 2006), (2) stands free of harvesting for at least four decades, (3) closed canopy and (4) homogeneous stand structure among all research sites. In each research site, the number and the diameter at breast height (dbh) of all trees with a dbh of at least 7 cm was recorded in spring 2005 (for more details see GUCKLAND et al. *in preparation*).

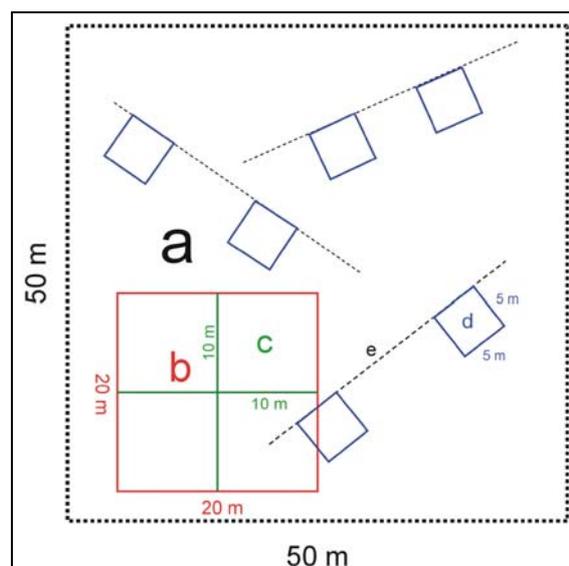


Fig. 2: Experimental design of the research sites. a: 50 x 50 m plot (2,500 m²); b: 20 x 20 m plot (400 m²); c: 10 x 10 m plot (100 m²); d: randomised 5 x 5 m plot (25 m²); e: randomised transect (length 30 m).

The units for floristic analysis and vegetation sampling were both entire research sites (2,500 m²) and the smaller plots (25 m², 100 m², 400 m²) within those sites. For comparable results with those from other European countries, a common sampling area (CSA) of 400 m² was adopted, suiting the framework of the Level II programme (ICP Forests: intensive monitoring of forest condition, SEIDLING 2005a). In the current study, 400 m² areas were represented by four plots of 10 m x 10 m (100 m²). These smaller-area sample plots allowed for more manageable size to construct relevés (EP GRVEG 2002, BOLTE & SCHULZE 2001, SEIDLING 2005a, SEIDLING 2005b). Additionally, in three of the four replicates per DL, six 25 m² plots (5 m x 5 m) were located randomly along three also randomised transects (Fig. 2). The establishment of these 25 m² plots as well as the transects also serves the research requirements of most of the other project partners in the GK 1086 (GUCKLAND et al. *in preparation*).

Due to the seasonal phenology of the herb-layer vegetation in deciduous forests, floristic inventory and vegetation sampling was done twice a year (ELLENBERG 1956, DIERSCHKE 1994): first during the flowering period of *Anemone nemorosa* (April 2005) and second during the flowering period of forest grasses, especially *Hordelymus europaeus* (July 2005). To characterise the vegetation, the sampling employed a slightly modified BRAUN-BLANQUET cover scale (rank "2" split into 2a: 5-15 % coverage, 2b: 15-25 % coverage) (DIERSCHKE 1994). The spring and summer relevés were combined by taking the higher cover value when a species was found in both relevés. Species lists for each level of diversity (DL 1, DL 2, DL 3) and sampling scale (from 25 m² up to 2,500 m²) level were prepared in order to compare species richness and species composition. Floristic similarity between diversity levels was determined using the JACCARD similarity coefficient (JACCARD 1901, DIERSCHKE 1994). To determine typical forest-dependent plant species, an assignment of each occurring species to one of the categories of the list of forest plants of hillsides and mountains in Germany (SCHMIDT et al. 2003) was done for each diversity level. The classification system of ELLENBERG (2001) was applied to the dataset to obtain a clearer view of the distribution of species that characterise different phytosociological groups. Nomenclature of vascular plants follows WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), and that of bryophytes follows KOPERSKI et al. (2000).

For statistical analyses the Kruskal-Wallis-H-test ($p < 0.05$) with subsequent Mann-Whitney-U-test, using SAS (© SAS Institute, Inc.) was applied. To compare tree-layer species diversity with herb-layer species diversity, tree species were removed from the herb layer data since these species are not independent from the inapt variable of "tree species diversity".

3. Results

3.1 Flora and floristic diversity

In all sites collectively, a total of 108 vascular plant species (including 13 tree species) and 19 bottom layer bryophytes were found. 66 vascular plant species (including 10 tree species) and 4 bryophyte species were detected in DL 1, 84 vascular plant species (including 12 tree species) and 3 bryophyte species in DL 2, and 93 vascular plant species (including 12 tree species) and 18 bryophyte species in DL 3. 54 vascular plant species (50 % of the total vascular plant species) occur in all three diversity levels. 23 vascular plant species could be found in both DL 2 and 3, 5 in both DL 1 and 2 and two in both DL 1 and 3. DL 3 yielded 15 species not encountered in other DL, 3 were unique to DL 2, and 7 were unique to DL 1. Among the bryophytes, three species were encountered in all three diversity levels (16 % of the total bryophyte species). 15 bryophyte species appeared only in DL 3 and one bryophyte species solely in DL 1. No bryophyte species exclusive to DL 2 and no bryophyte species coexisting in two of the three diversity levels were found. Floristic similarity reached the highest proportion (72 %) between DL 2 and DL 3. The lowest similarity (51 %) was ascertained between DL 1 and DL 3, while an intermediate similarity value (58 %) was found between DL 1 and DL 2.

A greater number of vascular plant species (excluding tree species) with greater canopy tree species diversity is seen not only at the scale of overall species lists, but also among the research sites and plots (25 m², 100 m², 400 m², 2,500 m², Fig. 3). Within each diversity level, species richness is higher with larger area (Fig. 4). Mean vascular plant species number plotted versus area size is significantly correlated (DL 1: $r^2 = 0.83$; DL 2: $r^2 = 0.69$; DL 3: $r^2 = 0.76$) in all three diversity levels (Fig. 5). A significant correlation is also found for vascular plant species richness including tree regeneration versus canopy tree diversity (DL 1: $r^2 = 0.84$; DL 2: $r^2 = 0.68$; DL 3: $r^2 = 0.73$). By using species-area curves (ROSENZWEIG 2000, CRAWLEY & HARRAL 2001, DESMET & COWLING 2004) in the current study species numbers per hectare have been estimated by regression analyses. Within DL 1 the calculated number of plant species is 43, in DL 2, 64 species, and in DL 3, 75 plant species per hectare, respectively.

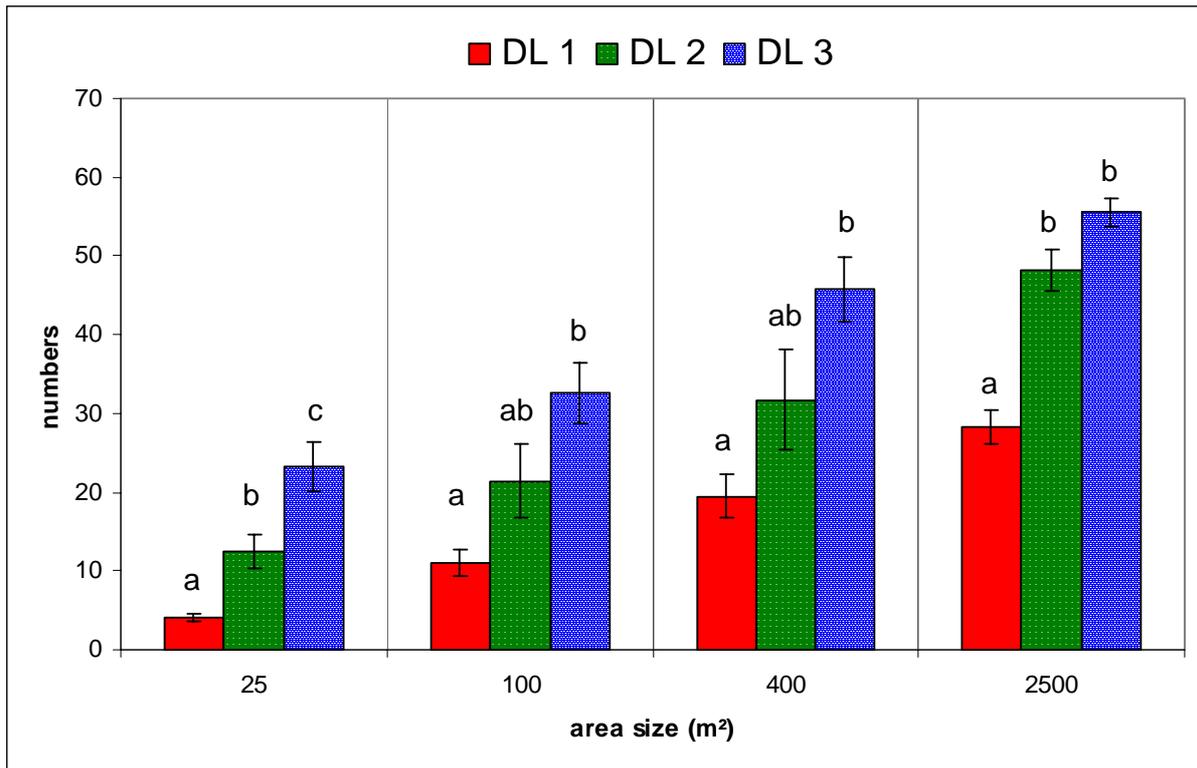


Fig. 3: Mean numbers and standard errors of vascular plant species (tree regeneration excluded) on plots of the three diversity levels DL 1, DL 2 and DL 3 for different plot sizes (25 m², N = 3; 100 m², N = 4; 400 m², N = 4 and 2,500 m², N = 4). Means that do not share the same letter differ significantly.

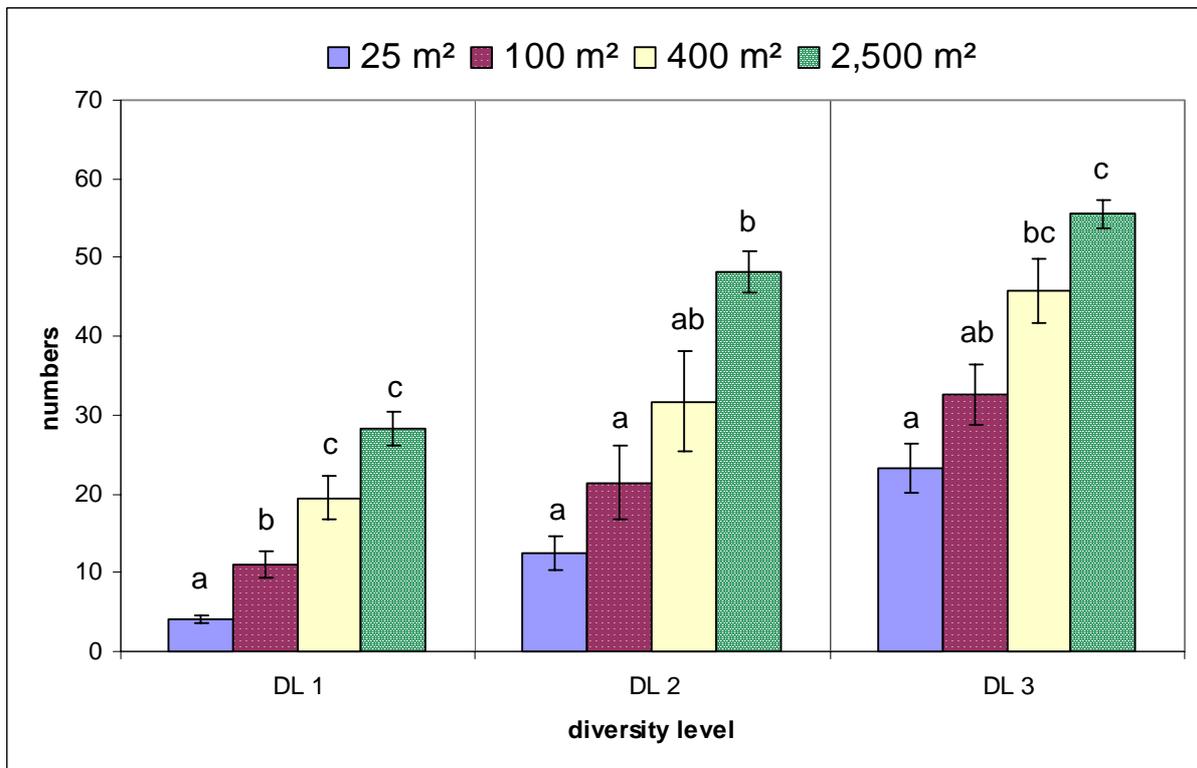


Fig. 4: Comparison of mean numbers and standard errors of vascular plant species richness (tree regeneration excluded) in plots of different size (25 m², N = 3; 100 m², N = 4; 400 m², N = 4 and 2,500 m², N = 4) grouped by the diversity levels DL 1, DL 2 and DL 3. Means that do not share the same letter differ significantly.

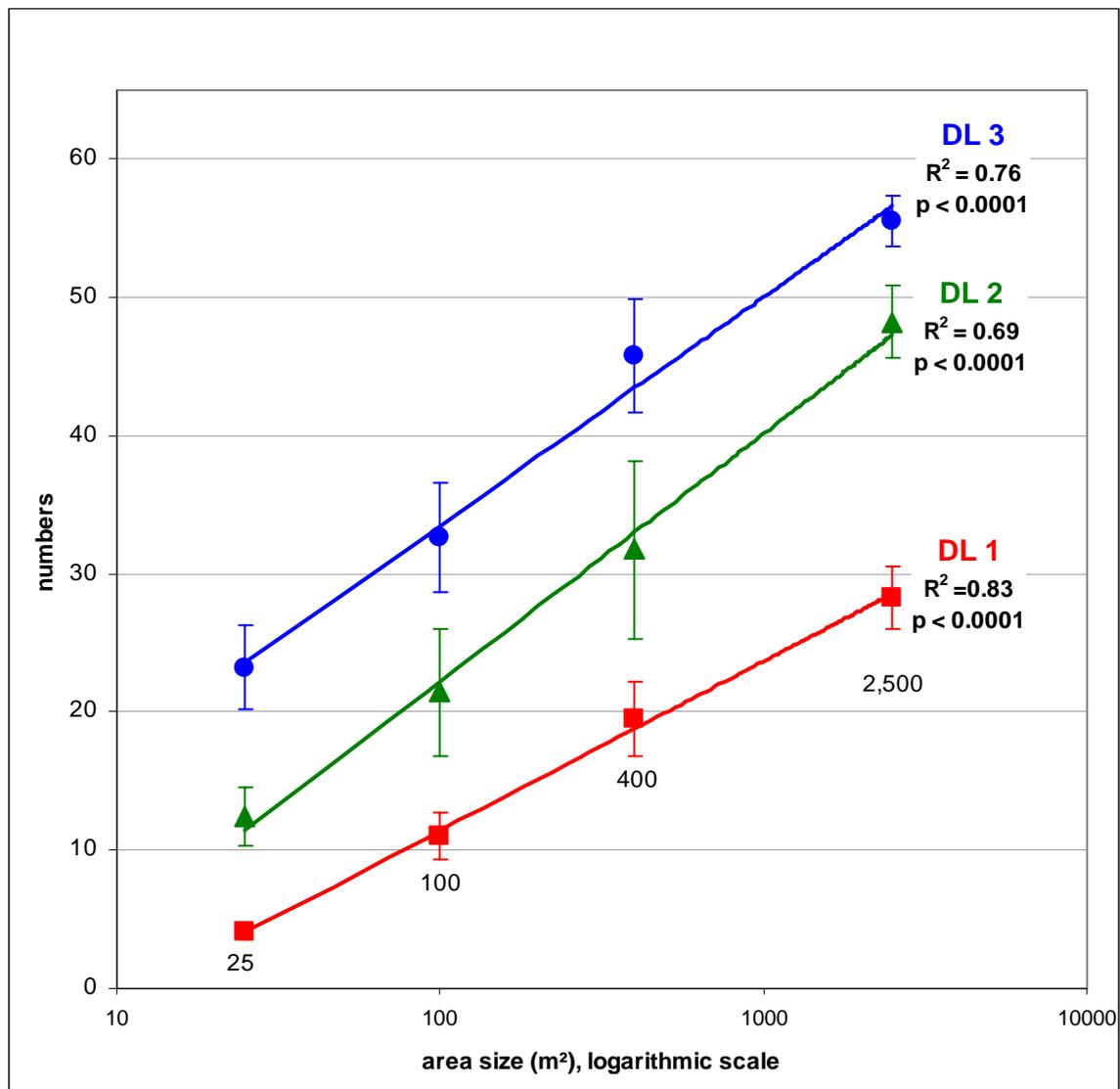


Fig. 5: Mean species number and standard errors (tree regeneration excluded) in the three diversity levels (DL 1, DL 2, DL 3) regarding the area sizes 25 m², N = 3; 100 m², N = 4; 400 m², N = 4 and 2,500 m², N = 4. R²: coefficient of regression.

The greatest portion of the plant species per DL is held by herb-layer species typical of closed forests (group K1.1), and herb-layer species that grow in forests as well as in open vegetation (K2.1), together: DL 1: 71 %, DL 2: 72 %, DL 3: 71 % (Fig. 6). Herbs mainly growing in clearings or at forest edges (K1.2) and herbs growing partly in forests, but mainly in open vegetation (K2.2) occur less frequently, together: DL 1: 3 %, DL 2: 6 %, DL 3: 8 %. Group K2.2 could not be found in stand type DL 1 at all. Shrubs growing partly in forests, but mainly in open vegetation (S2.2) dominate. The proportion of tree-layer species to all species shows a slight decline with increasing diversity level (DL 1: 16 %, DL 2: 13 %, DL 3: 12 %).

In each of the three diversity levels, about 70 % of all vascular plants belong to the phytosociological group 8 'broadleaved woodland and related communities' (Fig. 7; DL 1: 73 %, DL 2: 72 %, DL 3: 70 %). The remainder of sociological groups represent in DL 1 and DL 2 16 %, and in DL 3 20 % of the flora. In DL 3, plants typical of heaths and grasslands created by human or animal activity and plants loosely associated with woodlands reach a higher proportion of the flora (together 12 %) than in DL 1 (together 6 %) and DL 2 (together 7 %). Only one neophyte was found: the Small Yellow Balsam (*Impatiens parviflora*), native to central Asia, found in site DL 1c. All other vascular plant species encountered are native to central Europe.

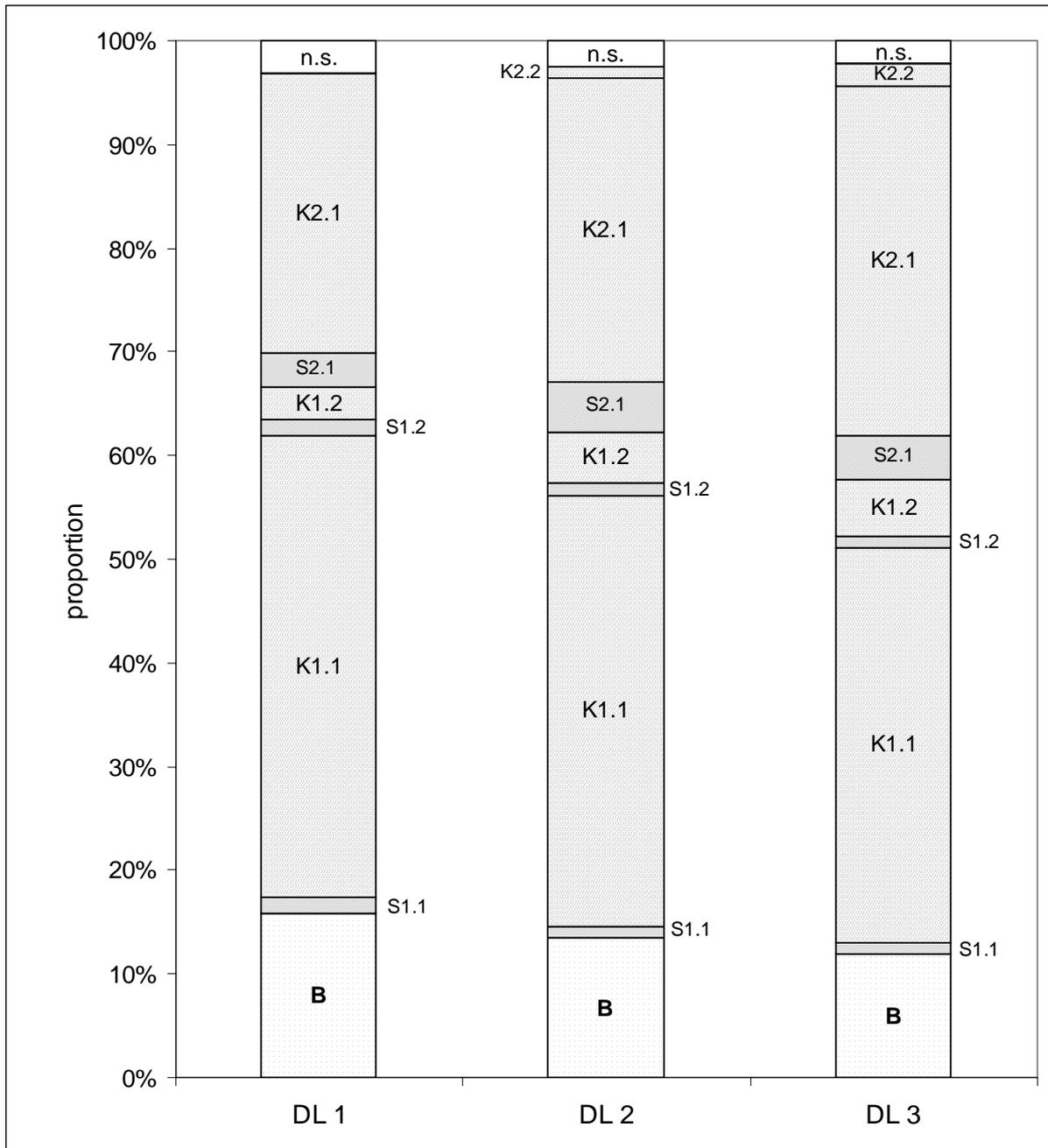


Fig. 6: Proportions (%) of vascular plants characteristic of forests or open landscapes (according to SCHMIDT et al. 2003) in the three diversity levels DL 1, DL 2 and DL 3. The analysis (qualitative evaluation) was done on the basis of the overall species lists compiled for each diversity level (S = shrub layer, K = herb layer. n.s.: not specified, K+S 2.2: partly in forest, mainly in open vegetation, K+S 2.1: in forest as well as open vegetation, K+S 1.2: mainly in forest clearings or in forest fringes, K+S 1.1: mainly in closed forests, B: tree layer).

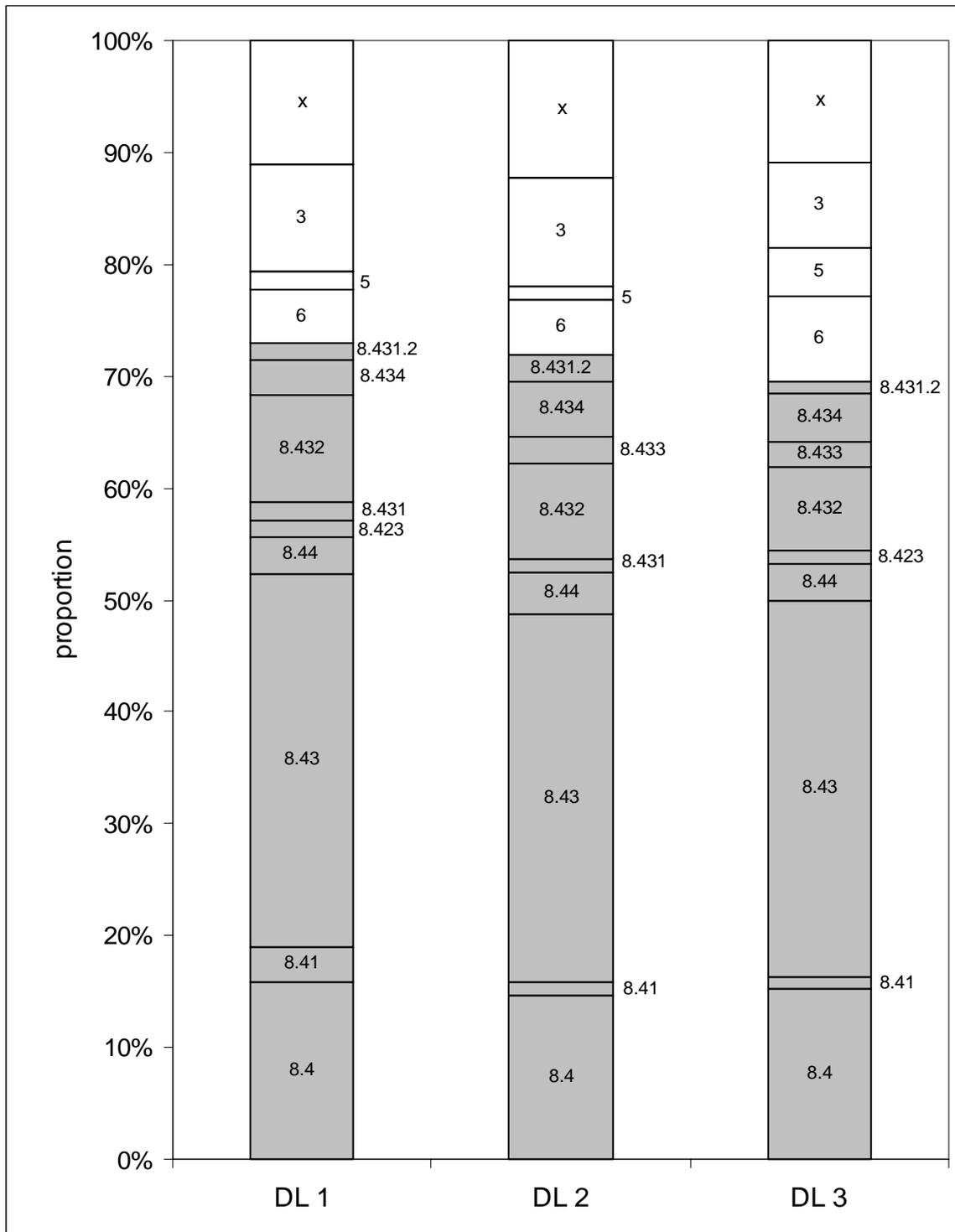


Fig. 7: Proportions (%) of sociological groups (according to ELLENBERG 2001) in the three diversity levels DL 1, DL 2 and DL 3. The analysis (qualitative evaluation) was done on the basis of the overall species lists compiled for each diversity level (x: indifferent plants, 8: broadleaved woodland and related communities, 8.4: *Quercus-Fagetea*, 8.41: *Quercetalia robori-petraeae*, 8.43: *Fagetalia (sylvaticae)*, 8.44: *Prunetalia spinosae*, 8.423: *Potentillo albae-Quercion petraeae*, 8.431: *Fagion (sylvaticae)*, 8.432: *Carpinion betuli*, 8.433: *Alno-Ulmion (minoris)*, 8.434: *Tilio-Acerion pseudoplatani*, 8.431.2: *Galio odorati-Fagenion*, 6: woodland-related herbaceous perennial and shrub communities, 5: heaths and grasslands created by human and animal activity, 3: herbaceous vegetation of frequently disturbed sites).

3.2 Species composition and vegetation units

Forest communities were characterised and classified by 12 vegetation relevées representing typical vegetation conditions of each of the 12 research sites (Tab.1). In the first six relevées (Tab. 1), beech (*Fagus sylvatica*) dominates the tree layer. The other tree species (*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Fraxinus excelsior* and *Quercus robur*) are only sporadically interspersed, and do not attain coverage higher than 25 % in the tree layer of the DL 2 research sites. In contrast, in the other six relevées (7-12) beech represents less than 50 % of the tree-layer coverage, in relevée 12 it is lacking totally. All these relevées are clearly richer in canopy species, *Fraxinus excelsior* and *Tilia cordata* occur frequently together with varying proportions of *Tilia platyphyllos*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* and *Acer campestre*. Tree-layer data alone can assign the first six relevées to the beech forest alliance (G a l i o o d o r a t i – F a g i o n), and the second half of the relevées to the oak-hornbeam forest alliance (C a r p i n i o n b e t u l i). Shrub-layer vegetation is lacking in the beech forests, while it is slightly better developed in the oak-hornbeam forests (mostly those regenerating *Tilia cordata*).

Regarding the beech forests, relevée 1 (from DL 1a) shows a surprisingly low herb-layer cover (compared to the other relevées) in spring. Even *Anemone nemorosa* – otherwise in beech forests represent with more than 75 % coverage – does not reach 25 % coverage at all. Furthermore, *Hordelymus europaeus* and *Lilium martagon*, two characterising species of the H o r d e l y m o - F a g e t u m (DIERSCHKE 1989), are absent, while acid-tolerant bryophytes like *Polytrichum formosum* and *Atrichum undulatum* occur frequently. The five other beech forest relevées (2-6) can be divided into two subunits by the presence/absence of *Stellaria holostea*, *Pulmonaria officinalis*, *Ranunculus ficaria*, *Primula elatior*, *Anemone ranunculoides*, *Viola reichenbachiana*, *Lathyrus vernus*, *Arum maculatum* and *Ranunculus auricomus*. DL 1 and DL 2 research sites are distributed equally in both subunits. In the oak-hornbeam forests, an exact classification by herb and bryophyte layer species is more difficult, since different groups of differential species overlap. Two groups consisting of relevées 7-9 and 10-12 emerge based solely on species numbers. Both subunits contain the species *Polygonatum multiflorum*, *Carpinus betulus*, *Vicia sepium*, *Fragaria vesca*, *Ranunculus lanuginosus*, *Campanula trachelium*, *Stachys sylvatica*, *Galium sylvaticum* and *Arctium nemorosum*, and with noticeable high cover values *Ranunculus ficaria*. Among those species that appear in the present data set to differentiate from beech forests, only two (*Carpinus betulus*, *Galium sylvaticum*) were identified as species characterising the oak-hornbeam alliance by OBERDORFER (1957, 1992) and DIERSCHKE (1986). Other C a r p i n i o n - species such as *Stellaria holostea*, *Dactylis polygama*, *Tilia cordata* and *Prunus avium* also occur in the beech forests of the Hainich, but less frequently than in the oak-hornbeam forests. *Sanicula europaea*, *Acer campestre*, *Bromus ramosus*, *Geum urbanum*, *Hieracium murorum*, *Phyteuma spicatum*, *Dryopteris filix-mas* and *Dactylorhiza maculata* frequently grow on decalcified, acidified clay soils with good water supply. These species, in tandem with the soil-dwelling bryophytes *Plagiomnium undulatum*, *Eurhynchium swartzii*, *Brachythecium rutabulum*, *Brachythecium velutinum* and *Fissidens taxifolius* characterise the most species-rich relevées (10-12 from DL 3). Several other species fall between these two groups. *Allium ursinum*, *Dactylis polygama*, *Ulmus glabra* and *Senecio ovatus* connect the species-poor relevée 9 (in DL 2b) to the more species-rich relevées 10-12. The higher cover values of *Alliaria petiolata* in relevée 8 (DL 2d), may indicate both a higher nitrogen supply and a higher degree of disturbance caused by past forest management compared to that in other oak-hornbeam forest research sites.

Tab. 1: Vegetation table of the research sites in Hainich National Park. Relevées 1-3 belong to the *Galio odorati-Fagetum* (possibly only relevée 1, with placement of relevées 2-3 in the *Hordelymo-Fagetum typicum*), relevées 4-6 to the *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*, and relevées 7-12 to the *Stellario-Carpinetum stachyetosum*. Abbreviations for character (C) or differential species (D), follow DIERSCHKE (1986, 1989) (V: alliance, A: association): HF: AC, DA *Hordelymo-Fagetum*; HFL: DA *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*; HFC: DA *Hordelymo-Fagetum circaetosum*; CA: VC *Carpinion betuli*; SC: DA *Stellario-Carpinetum*; SCS: DA *Stellario-Carpinetum*, subassociation group of *Stachys sylvatica*.

Relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Plot no.	DL	1b	1c	2c	1a	2a	1d	3c	2d	2b	3d	3b	3a
Tree layer, cover (%)		94	95	97	96	97	89	96	96	98	97	91	93
Shrub layer, cover (%)		0	1	0	0	0,5	0	0	1	5	3	7	7
Herb layer (spring), cover (%)		24	44	84	86	78	91	76	83	85	83	78	80
Herb layer (summer), cover (%)		25	18	15	29	48	43	35	69	71	63	39	60
Bryophyte layer, cover (%)		0,5	+	0,5	0	+	0,5	r	0	+	0,5	4	8
Tree layer, number of species		2	1	3	2	5	3	5	3	4	7	5	7
Shrub layer, number of species		0	1	0	0	2	0	0	0	3	2	1	3
Herb layer, number of species		21	23	20	23	30	34	39	51	50	62	59	57
ditto, but without tree species		13	19	18	18	25	28	32	44	44	53	50	48
Bryophyte layer, number of species		2	3	2	2	1	2	1	1	1	8	10	9
Total number of species		24	26	22	25	31	36	40	52	51	71	69	66
Tree layer													
<i>Fagus sylvatica</i>		5	5	5	5	5	4	3	3	3	2a	3	.
<i>Fraxinus excelsior</i>		.	.	2a	.	.	.	2a	3	2a	2a	2a	1
<i>Tilia cordata</i> CA		.	.	1	.	+	.	3	2b	3	3	3	3
<i>Acer pseudoplatanus</i>		.	.	.	1	2a	2a	2a	.	2a	1	.	2a
<i>Carpinus betulus</i> CA		2a	.	.	3	2b	3
<i>Acer platanoides</i>		2a	2a	.	.	.	2a	.	.
<i>Acer campestre</i>		1	.	.	2a
<i>Tilia platyphyllos</i>		+	2b	2b
<i>Quercus robur</i>		1	2a
Shrub layer													
<i>Tilia cordata</i> CA		+	.	.	.	2a	+	2a	2a
<i>Fagus sylvatica</i>		.	1	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
<i>Tilia platyphyllos</i>		1	.	.
<i>Fraxinus excelsior</i>		+	.	.	1
<i>Acer pseudoplatanus</i>		+
Herb layer													
<i>Hordelymus europaeus</i> HF		.	r	r	+	+	+	+	1	+	2a	1	1
<i>Deschampsia cespitosa</i> s.str. SC		.	r	+	+	+	+	+	.	+	+	1	2a
<i>Athyrium filix-femina</i> HFC, SC		.	+	r	+	r	+	r	.	r	.	+	r
<i>Lilium martagon</i>		.	r	r	.	r	r	r	+	r	r	r	r
<i>Stellaria holostea</i> CA		.	r	.	r	r	+	2a	3	1	2b	+	2a
<i>Pulmonaria officinalis</i>		.	.	r	.	+	+	+	+	1	r	1	1
<i>Ranunculus ficaria</i> SCS		.	.	.	+	2b	1	2a	3	3	3	2a	2b
<i>Primula elatior</i>		.	.	.	r	+	+	+	+	+	+	+	1
<i>Anemone ranunculoides</i> HF		.	.	.	r	2b	+	1	2a	1	1	1	1
<i>Viola reichenbachiana</i>		.	.	.	r	r	r	r	+	r	+	+	+
<i>Lathyrus vernus</i> HFL		.	.	.	r	r	r	+	+	+	+	+	+
<i>Arum maculatum</i> agg. HF		.	.	.	r	+	r	r	+	r	+	+	+
<i>Ranunculus auricomus</i> agg. HFL		r	r	r	+	r	+	+	+
<i>Carpinus betulus</i> CA		r	r	r	.	+	1	+
<i>Vicia sepium</i>		r	r	r	r	+	+
<i>Fragaria vesca</i>		r	r	+	+	+
<i>Ranunculus lanuginosus</i>		+	+	+	+	+
<i>Campanula trachelium</i>		2a	r	+	+	+
<i>Stachys sylvatica</i> HFC, SCS		r	r	r	r	.
<i>Galium sylvaticum</i> s.str. CA		r	r	.	+	+
<i>Arctium nemorosum</i>		r	+	r	r	r
<i>Listera ovata</i>		r	.	r	r	r
<i>Allium ursinum</i>		.	.	.	+	2a	2a	1	2a
<i>Dactylis polygama</i> CA		r	.	.	r	1	1	1
<i>Ulmus glabra</i>		+	+	r	+
<i>Senecio ovatus</i>		+	r	.	.	+	r	r	+
<i>Sanicula europaea</i>		+	1	1
<i>Acer campestre</i>		r	+	+	+
<i>Bromus ramosus</i> s.str.		r	+	r	1
<i>Geum urbanum</i>		r	.	+	+	+

Tab. 1: Continued.

Relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Plot no.	DL	1b	1c	2c	1a	2a	1d	3c	2d	2b	3d	3b	3a
Herb layer (continuation)													
<i>Hieracium murorum</i>		+	+	+
<i>Phyteuma spicatum</i> HFL		r	r	+
<i>Dryopteris filix-mas</i>		.	r	.	.	.	+	.	.	.	+	r	r
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>maculata</i>		r	r	r
<i>Asarum europaeum</i> HFL		1	+	1	1	1	.	.
<i>Mercurialis perennis</i> HF		r	+	2a	r	+	.
<i>Aegopodium podagraria</i>		r	2a	3	2a	.	.
<i>Geranium robertianum</i> s.str.		r	r	r	.	.
<i>Sambucus nigra</i>		r	+	.	.	.
<i>Galium aparine</i>		r	r	.	.	.
<i>Urtica dioica</i> HFC, SCS		.	.	.	r	.	.	.	r	r	.	.	.
Others													
<i>Anemone nemorosa</i>		2b	3	5	5	3	5	4	2b	3	3	4	3
<i>Fraxinus excelsior</i>		1	+	2a	2a	2b	1	2a	2a	2a	1	1	2a
<i>Acer pseudoplatanus</i>		1	+	+	1	+	3	2a	1	2a	1	1	1
<i>Acer platanoides</i>		+	.	1	1	3	1	1	1	2a	1	1	1
<i>Fagus sylvatica</i>		2a	2a	2a	1	+	1	1	1	2a	1	2a	+
<i>Lamium galeobdolon</i> s.str.		.	r	+	2a	1	.	1	2a	1	1	1	1
<i>Convallaria majalis</i>		2a	r	r	.	.	r	r	+	+	1	+	1
<i>Carex sylvatica</i> SCS		r	r	+	.	r	+	r	r	+	+	1	1
<i>Milium effusum</i>		r	r	.	+	+	+	+	r	+	1	r	+
<i>Tilia spec.</i> CA		r	.	r	r	r	r	+	r	+	+	+	+
<i>Crataegus laevigata</i> HFL		r	r	r	r	r	r	r	+	r	+	r	r
<i>Dryopteris dilatata</i>		.	.	+	.	r	r	r	.	r	r	+	r
<i>Oxalis acetosella</i> SC		.	+	.	.	+
<i>Hedera helix</i>		.	r	.	.	r	.	+	.	r	r	+	+
<i>Circaea lutetiana</i> HFC, SC		.	.	.	+	+	.	r	.
<i>Prunus avium</i> CA		+	r	.	.	.	r	r	r	.	r	+	.
<i>Alliaria petiolata</i>		r	r	.	.	.	+	.	2a	.	r	r	.
<i>Poa nemoralis</i>		r	r	.	.	.	+	+	r
<i>Lonicera periclymenum</i>		.	.	r	r	.	.	r	r	+	.	r	.
<i>Chaerophyllum temulum</i>		+	.	.	.	r
<i>Euonymus europaea</i>		.	.	r	.	r	.	r	.	r	r	.	.
<i>Scrophularia nodosa</i>		r	.	r	.	.	r	r	r
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		r	+	r
<i>Maianthemum bifolium</i>		r	r	r	.	r	.	.
<i>Cardamine pratensis</i> s.l. SCS		r	r	.	r	.	r
<i>Lathraea squamaria</i>		r	.	.	r	.	r	.	.
<i>Quercus robur</i>		.	.	r	r	.	r
<i>Melica uniflora</i>		r	.	.	.	r	.
<i>Daphne mezereum</i>		r	.	r
<i>Epipactis helleborine</i>		.	.	r	r
Bryophyte layer													
<i>Polytrichum formosum</i>		+	r	r	r
<i>Atrichum undulatum</i>		+	r	+	r	+	+	r	.	.	+	1	+
<i>Eurhynchium striatum</i>		r	.	r	+	1	2a
<i>Plagiomnium undulatum</i>		r	+	1
<i>Eurhynchium swartzii</i>		+	+	r
<i>Brachythecium rutabulum</i>		+	r	r
<i>Fissidens taxifolius</i>		+	r	r
<i>Brachythecium velutinum</i> var. <i>velutinum</i>		r	r	r
<i>Eurhynchium praelongum</i>		r	r
<i>Thuidium tamariscinum</i>		r	r

Only in relevé No. 1: *Calamagrostis arundinacea* r, *Carex muricata* agg. R; No. 2: *Impatiens parviflora* +, *Gymnocarpium dryopteris* +, *Dicranella heteromalla* M r; No. 8: *Geranium dissectum* r, *Moehringia trinervia* r, *Galium odoratum* r, *Orchis mascula* r; No. 9: *Actaea spicata* r, *Rubus idaeus* r; No. 10: *Festuca heterophylla* r, *Taraxacum sect. Ruderalia* r, *Lapsana communis* r; No. 11: *Hypericum perforatum* r, *Rubus fruticosus* agg. r, *Carex muricata* agg. r, *Ajuga reptans* r, *Mnium hornum* M r; No. 12: *Paris quadrifolia* +, *Corydalis cava* r, *Gagea lutea* r.

4. Discussion

4.1 Flora and floristic diversity

The forest-plant classification of SCHMIDT et al. (2003) as well as the sociological-group classification of ELLENBERG (2001) clearly show that the research sites in the Hainich area are characterised by a typical forest flora, with only a few species associated with open landscapes. In comparable unmanaged deciduous forest stands (forest nature reserves) with high base-saturation (limestone or basalt as bedrock), the amount of herb-layer species characteristic of closed forests varies between 50 % and 70 % of the overall flora (MÖLDER 2005, SCHMIDT 2005). Particularly in deciduous forests, this proportion increases with the amount of time since conversion from managed to unmanaged status, and decreases under conditions of intensive management (BRUNET et al. 1996, 1997; WULF 1997; LAWESSON et al.; 1998; GRAAE & SUNDE 2000; SCHMIDT M. et al. 2003b; WULF 2003; EBRECHT 2005; SCHMIDT 2005; SEBASTIÀ et al. 2005). Additionally, the high proportion of typical forest species indicates considerable habitat continuity in the research area (SCHMIDT M. et al. 2003b). However, the degree of continuity of forest cover is much more important than the forest management status (GRAAE & SUNDE 2000). Populations of forest-dependent herbs may be as old as mature trees in the forest (TAMM 1972, INGHE & TAMM 1985, POLLMANN 2000, NICOLÉ et al. 2005). Survival of the most forest-dependent species is possible only in ancient forests without strong human impact (ZACHARIAS 1993, WULF 1997, LAWESSON et al. 1998, HERMY et al. 1999, HONNAY et al. 1999, WULF 2003). The poor ability of these old-growth forest species to colonise new forest sites may be attributed to a complex of interacting variables: limited dispersal abilities (many have a short-distance dispersal strategy), low diaspore production and recruitment problems (e.g. low competitive ability, HERMY et al. 1999, VERHEYEN et al. 2003, VERHEYEN & HERMY 2004). Species with heavy seeds, transient seedbanks, ant-dispersed seeds, early and short flowering time, low stature, and high extent of vegetative reproduction are more common in older forests (GRAAE & SUNDE 2000). Therefore, forest continuity should be a primary focus of nature conservation, spatial planning and forest management.

No differences in species affiliations to forest sites or forest communities were determined among the three diversity levels. However, plants of the forest species group 2.2 (growing partly in forests, but mainly in open vegetation) were exclusively found in the diversity levels (DL) 2 and 3. Additionally, the DL 3 research sites showed higher portions of ELLENBERG's group 5 "heaths and grasslands determined by human and animal activity" and 6 "woodland-related herbaceous perennial and shrub communities". The occurrence of these groups may be an indication of a history of disturbance events (ELLENBERG 1996, SCHMIDT 2005), probably by a more distinctive ancient coppice with standards system in these stands. This system, which creates canopy gaps at frequent intervals (associated in part with grazing), promotes the occurrence of species characteristic of open landscapes (GEB et al. 2004, STEGMANN & SCHMIDT 2005). However, some forest-dependent species can benefit from coppicing: WULF (1997) presents results from northeastern Germany that verify the clear association of some geophytes, e.g. *Anemone ranunculoides*, *Circaea lutetiana* and *Paris quadrifolia* (which all occur in all diversity levels) with ancient woodlands with a history of coppicing.

The slope of the species-area relationship found in the present study is consistent with the descriptions of DIERSCHKE (1994) and ROSENZWEIG (2000). Both abiotic factors and niche diversification play a role in mediating species diversity (SCHMIDT 2005). Relevées from various parts of Central Europe reveal that species richness in beech forests is positively correlated with base-saturation (MAYER 1974, BRUNET et al. 1996, ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1999, SCHMIDT submitted). As predicted by the species-pool hypothesis (ZOBEL 1997), this relationship also arises in floristic inventory of larger sample plots.

A comparison of floristic data calculated for the Hainich research sites with data from unmanaged forest nature reserves in beech forests and oak-hornbeam forests on basic and nutrient-rich soils showed a broad range of species richness levels (Tab. 2). The lowest values (40-50 species/ha) are mainly found in *Milio-Fagetum* or *Galio-Fagetum* sites or on homogeneous sites within the *Hordelymo-Fagetum* (Hohestein). Following the environmental heterogeneity hypothesis (HUSTON 1994), species diversity should increase with local heterogeneity in topography, soil-nutrient status, and water availability. This is true e. g. for forest nature reserves like Hasbruch, Mittlere lth and Hünstollen, where mean species richness of 60-70 species/ha can be found. Finally, higher species diversity can be expected in ecosystems with intermediate disturbance than in undisturbed forests (CONNELL 1978, DECOCQ et al. 2004). The interplay of environmental heterogeneity and disturbance (GRACE 1999) could explain the highest species richness in the Hainholz forest nature reserve (92 species/ha) out of all forest nature reserves so far studied in Germany (SCHMIDT 2003, 2005). In the Hainich area, we calculated mean species numbers between 64 and 75 species/ha in

DL 2 and DL 3, perhaps indicating environmental heterogeneity or disturbance effects, this despite the careful selection of homogeneous and undisturbed research sites. Future research within the project should clarify whether site conditions, forest history or other mechanisms (e.g. biotic interactions) are responsible for this species richness.

Tab. 2: Floristic diversity of vascular plants in unmanaged forest nature reserves compared to the research sites in Hainich National Park. N: Number of analysed subplots (per ha). R: mean Ellenberg reaction value of the reserves' flora. Data from SCHMIDT (1999, 2003, 2005) and MÖLDER & SCHMIDT (2006). *data are extrapolated, hence no means are available.

	N	Species richness (±SE)	R	Forest communities
Landwehr	13	46.2 ±3.4	5.2	<i>Milio-Fagetum</i> , <i>Stellario-Carpinetum</i>
Hasbruch	31	75.9 ±3.3	5.5	<i>Stellario-Carpinetum</i>
Großer Freeden	22	41.5 ±1.3	5.5	<i>Hordelymo-Fagetum</i> , <i>Galio-Fagetum</i>
Wattenberg/Hundsberg	23	42.5 ±2.4	5.9	<i>Hordelymo-Fagetum</i> , <i>Galio-Fagetum</i>
Hohestein	13	38.4 ±2.1	6.3	<i>Hordelymo-Fagetum</i>
Mittlere Ith	6	62.2 ±2.7	6.4	<i>Hordelymo-Fagetum</i>
Hainholz	26	92.0 ±3.7	6.5	<i>Hordelymo-Fagetum</i> , <i>Carici-Fagetum</i>
Hünstollen	29	58.9 ±2.7	6.6	<i>Hordelymo-Fagetum</i>
Hainich, DL 1	4	42.7*	6.3	<i>Galio-Fagetum</i> , <i>Hordelymo-Fagetum</i>
Hainich, DL 2	4	64.4*	6.6	<i>Hordelymo-Fagetum</i> , <i>Stellario-Carpinetum</i>
Hainich, DL 3	4	74.5*	6.5	<i>Stellario-Carpinetum</i>

Aside from these potential causes of higher diversity, the present results seem to be consistent with hypotheses of positively correlated tree-layer and herb-layer species richness. However, MCCUNE & ANTOS (1981) as well as BRADFIELD & SCAGEL (1984) found low correlations between vegetation layers in coniferous forests in Montana and British Columbia. In Central Europe, HERMY (1988) detected a high correlation between vegetation strata in deciduous woodlands in Belgium, and LEUSCHNER (1999) found a positive relationship between tree-layer and herb-layer diversity in southern German forest communities on the basis of vegetation relevées arranged by OBERDORFER (1992). In deciduous Estonian forests INGERPUU et al. (2003) found that the species richness of both bryophyte and herb layers were significantly positively correlated with the tree species pool. FERRETTI et al. (2006) point out that stand variables (particularly the number of tree species in the dominant storey) were significant predictors of the mean number of vascular plant species in their plots located throughout Italy. In contrast to the above-mentioned authors and the results presented in this study, non-correlation or weak correlations were found between tree-layer and herb-layer diversity by EWALD (1997, 2000, 2002) in mountain forests of the Bavarian Alps, NEUMANN & STARLINGER (2001) on plots all over Austria and AUBERT et al. (2004) in the Normandy (France).

4.2. Syntaxonomical classification and species richness of the forest communities

The map of potential natural vegetation in Germany and Europe (BfN 2000, BOHN et al. 2003), shows the Hainich to be covered by species-rich beech forests (alliance *Galio odorati-Fagion*), but connected to the *Carpinion betuli* of the Thuringian basin, a dry and warm area where beech is absent or rare. The transient situation between subatlantic beech and subcontinental oak-hornbeam forests might partly explain the coexistence of forest communities rich in tree species in our research area (FRECH 2006).

Both herb and bryophyte composition of the Hainich research sites allow a first rough classification of the forest communities. This classification would surely be better documented with more relevées from all over the Hainich area, especially to identify small-scale gradients of varying loess cover with different water and nutrient supply as well as to clarify the impact of past forest management. Concordant with results from DIERSCHKE (1989), all beech-rich research sites in the present study (relevées 1-6) can be assigned to the suballiance *Galio odorati-Fagenion* (Woodruff beech forests). The moisture indicators *Lamium galeobdolon*, *Carex sylvatica*, *Milium effusum* and *Oxalis acetosella*

clearly distinguish the *Galio odorati*-*Fagenion* and beech forests on warm and dry limestone slopes (suballiance *Cephalanthero-Fagenion*). With the exception of *Hordelymus europaeus* and *Lilium martagon*, all differential species of the *Hordelymo-Fagetum* (*Arum maculatum*, *Anemone ranunculoides*, *Mercurialis perennis*) are absent from relevés 1-3, thus a classification as *Galio odorati-Fagetum* is also possible. The gradual transition between the *Galio odorati-Fagetum* and the *Hordelymo-Fagetum* with varying rates of differential species also allows a classification of relevée 1 to the *Galio odorati-Fagetum* and relevés 2 and 3 as *Hordelymo-Fagetum typicum*. Considerably clearer is the assignment of relevés 4-6 to the *Hordelymo-Fagetum lathyretosum* by the presence of the character species of the association *Hordelymus europaeus*, *Arum maculatum*, *Anemone ranunculoides* and *Mercurialis perennis* (only relevée 6) as well as the differential species of the subassociation like *Lathyrus vernus*, *Ranunculus auricomus*, *Lilium martagon*, *Crataegus laevigata*, *Daphne mezereum* and *Asarum europaeum* (DIERSCHKE 1985, 1989). According to HOFMANN (1965) and AHRNS & HOFMANN (1998) the spring vetch beech forest (*Lathyro-Fagetum*) is the most common forest community of the Hainich area and typifies at a broad scale the potential natural vegetation (pnv) as well as the potential site-adapted vegetation (psv) sensu LEUSCHNER (1997). The difficulty in obtaining an unambiguous classification for species-rich beech forests and oak-hornbeam forests in Hainich National Park was also reported by DIERSCHKE (1985, 1986) for southern Lower Saxony. On waterlogged soils as well as on shallow, dry soils the portion of beech is lower and other species like *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, and *Quercus robur* are more dominant (ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1998, SCHMIDT 2000). In addition to water availability, the frequency and dominance of *Fagus sylvatica* is strongly affected by forest management status: under a coppice with standard system or (pure) coppicing, beech decreases rapidly. This decline - particularly in consequence of low sprouting ability of beech - is more pronounced in subatlantic than in subcontinental areas (ELLENBERG 1996). The continuous regeneration of *Fagus sylvatica* in the oak-hornbeam forests of the Hainich underlines the assumption that beech will increase if forest management ceases. Increasing portion of beech occurs in many high forest stands formerly used as coppices with standards or during succession in unmanaged forest nature reserves (BLOSAT & SCHMIDT 1975, DIERSCHKE 1985, 1986, OBERDORFER 1992, ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1997, GEB et al. 2004, SCHMIDT 2000, 2005, STEGMANN & SCHMIDT 2005).

In the Hainich area, species richness within the *Stellarario-Carpinetum* is greater than that in the *Hordelymo-Fagetum*. This pattern was also found in other regions, where *Hordelymo-Fagetum* stands are always poorer in species than *Stellarario-Carpinetum* stands (Tab. 3). In the relatively oceanic Westphalia region, species numbers of the *Stellarario-Carpinetum* are about 60 % higher than species numbers of the *Hordelymo-Fagetum*. By contrast, in Lower Saxony (including the Harz Mountains) the species numbers of the *Stellarario-Carpinetum* are merely 7-36 % higher. Vegetation relevés made by OBERDORFER (1992) and re-analysed by LEUSCHNER (1999) showed no differences in herb-layer diversity among the constant species, while differences were revealed between the tree layers of the *Hordelymo-Fagetum* and the *Stellarario-Carpinetum*. The attempt to explain this regional trend by the geographical centre of these forest communities (*Hordelymo-Fagetum*: Central European, *Stellarario-Carpinetum*: subatlantic) is contradictory to the results from the Hainich area. Hence, the differences in species richness between the *Stellarario-Carpinetum* and the *Hordelymo-Fagetum* may have non-biogeographical causes.

Tab. 3: Comparison of species numbers of species-rich beech forests (*Hordelymo-Fagetum*) and oak-hornbeam forests (*Stellarario-Carpinetum*). n: Number of relevés.

Research area	Richness, beech forest	N	Richness, oak-hornbeam forest	N	Source
Western Westphalia (Münsterland)	22 (100 %)	16	35 (159 %)	55	LOHMEYER 1967
Eastern Westphalia (Lippe)	25 (100 %)	72	40 (160 %)	4	GOLISCH 1996
Eastern Lower Saxony	19 (100 %)	43	21 (111 %)	100	SOMMER 1971
Southern Lower Saxony	29 (100 %)	305	39 (134 %)	355	DIERSCHKE 1985
Harz Mountains, foothills	22 (100 %)	81	30 (136 %)	35	ZACHARIAS 1996
Harz Mountains	27 (100 %)	47	29 (107 %)	48	PFLUME 1999
Hainich	27 (100 %)	6	58 (215 %)	6	this study (Tab. 1)

Acknowledgements

Our study received financial support from the German Research Foundation (DFG). We thank Andreas PARTH and Christoph FISCHER for their support in the data analysis, and Martin WECKESSER for aiding us with his great knowledge of bryophyte species. Andrea BAUER and Heiko RUBBERT were a great help during the fieldwork. Many colleagues from the Research Training Group 1086 supported our studies with data and comments, especially Mascha BRAUNS, Karl-Maximilian DAENNER, Heiner FLESSA, Anja GUCKLAND, and Frank THOMAS. Kenneth J. ELGERSMA provided comments that greatly improved this manuscript. We are grateful to Curtis BJORK for language correction. All this assistance is gratefully acknowledged.

References

- AHRNS, C., HOFMANN, G. (1998): Vegetationsdynamik und Florenwandel im ehemaligen mitteldeutschen Waldschutzgebiet „Hainich“ im Intervall 1963 – 1995. *Hercynia N.F. Halle* **31**: 33-64.
- AUBERT, M., BUREAU, F., ALARD, D., BARDAT, J. (2004): Effect of tree mixture on the humic epipedon and vegetation diversity in managed beech forests (Normandy, France). *Can. J. For. Res.* **34** (1): 233-248.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas, Maßstab 1: 2,5 Mio. Landwirtschaftsverlag, Münster: 8 pp.
- BIEHL, R. (2005): Der Nationalpark Hainich – „Urwald mitten in Deutschland“. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 44-47.
- BLOSAT, P., SCHMIDT, W. (1975): Laubwaldgesellschaften im Unteren Eichsfeld. *Mitt. Florist.-soziol. Arb.gem.* **18**: 239-257.
- BOLTE, A., SCHULZE, I.-M. (2001): Methoden vegetationskundlicher Aufnahmen im Level II- Programm in Deutschland. BMVEL (Ed.): Dauerbeobachtung der Waldvegetation im Level II-Programm: Methoden und Auswertung. BMVEL, Bonn: 3-46.
- BRADFIELD G. E., SCAGEL, A. (1984): Correlations among vegetation strata and environmental variables in subalpine spruce-fir forests, southeastern British Columbia. *Vegetatio* **55** (2): 105-114.
- BRAUNS, M., GUCKLAND, A., THOMAS, F. M., FLESSA, H. (2006): Effects of tree species diversity on soil properties in a Central-European deciduous forest. *Verh. Ges. Ökol.* **36**: 139.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. *For. Ecol. Manage.* **88** (3): 259–272.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1997): Pattern and dynamics of ground vegetation in south Swedish *Carpinus betulus* forests: importance of soil chemistry and management. *Ecography* **20** (5): 513–520.
- BURSE, K. (2005): Waldgeschichte der Exkursionsgebiete. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 20-24.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science* **199** (4335): 1302–1310.
- CRAWLEY, M. J., HARRAL, J. E. (2001): Scale dependence in plant biodiversity. *Science* **291** (5505): 864-868.
- DECOCQ, G., AUBERT, M., DUPONT, F., ALARD, D., SAGUEZ, R., WATTEZ-FRANGER, A., FOUCAULT, B., DELELIS-DUSOLLIER, A., BARDAT, J. (2004): Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *J. Appl. Ecol.* **41** (6): 1065–1079.
- DESMET, P., COWLING, R. (2004): Using the species–area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecol. Soc.* **9** (2): <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art11/>
- DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. *Tuexenia* **5**: 491-521.
- DIERSCHKE, H. (1986): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. III. Syntaxonomische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder, zugleich eine Übersicht der Carpinion-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. *Tuexenia* **6**: 299-323.
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **1**: 107-148.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683 pp.
- EBRECHT, L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. Cuvillier, Göttingen: 317 pp.
- ELLENBERG, H. (1956): Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart: 136 pp.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1095 pp.
- EP GRV EG (EXPERT PENAL ON GROUND VEGETATION ASSESSMENT) (2002): Assessment of Ground Vegetation. UNECE (Ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part VIII. Hamburg: 19 pp.
- EWALD, J. (1997): Die Bergmischwälder der Bayerischen Alpen – Soziologie, Standortbindung und Verbreitung. *Diss.Bot.* **290**: 1-234.
- EWALD, J. (2000): The influence of coniferous canopies on understorey vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. *Appl. Veg. Sci.* **3** (1): 123-134.
- EWALD, J. (2002): Multiple controls of understorey plant richness in mountain forests of the Bavarian Alps. *Phytocoenologia* **32** (1): 85-100.
- FABBIO, G., MANETTI, M. C., BERTINI, G. (2006): Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. I. Structural and species diversity of the tree community. *Ann. Ist. Sper. Selv.* **30** (2): 17-28.
- FERRETTI, M., CALDERISI, M., AMORIELLO, T., BUSSOTTI, F., CANULLO, R., CAMPETELLA, G., COSTANTINI, A., FABBIO, G., MOSELLO, R. (2006): Factors influencing vascular species diversity in the CONECOFOR permanent monitoring plots. *Ann. Ist. Sper. Selv.* **30** (2): 97-106.
- FUCHS, A., SCHLOZ, R., RÖHLE, H. (1999): Umsetzung der Ergebnisse aus der Stichprobeninventur; Plenterwaldbewirtschaftung und Forsteinrichtung im Hainich. *AFZ-Der Wald* **54** (11): 587-588.
- FRECH, A. (2006): Walddynamik in Mischwäldern des Nationalparks Hainich. Untersuchung der Mechanismen und Prognose der Waldentwicklung. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. (Reihe A)* **196**: 120 pp.
- GASTON, K. J., SPICER, J. I. (2004): Biodiversity: An introduction. 2nd ed., Blackwell Science, Oxford: 191 pp.
- GAUER, J., ALDINGER, E. (Eds.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. *Mitt. Ver. forstl. Standortskd. Forstpflanzenzücht.* **43**: 1-324.
- GEB, M., SCHMIDT, W., MEYER, P. (2004): Das Mittelwaldprojekt Liebenburg – Entwicklung der Bestandesstruktur. *Forst Holz* **59** (12): 567-573.

- GEILING, S. (2005): Forstliche Wuchseinheiten. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 29-31.
- GOLISCH, A. (1996): Buchenwälder im Kreis Lippe (NRW) mit einer Übersicht über die Querco-Fagetea. *Tuexenia* **16**: 3-24.
- GRABIETZ, S., FIEDLER, H.J. (1996): Umweltbedingte Vegetationsveränderungen nach 3 Jahrzehnten in einem Buchen-Plenterwald des Hainich. *Arch. Nat.schutz Landsch.forsch.* **34**: 245-255.
- GRACE, J. B. (1999): The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **2**: 1-28.
- GRADUIERTENKOLLEG 1086 (2006): Internetauftritt des Graduiertenkollegs 1086 "The role of biodiversity for biogeochemical cycles and biotic interactions in temperate deciduous forests". <http://www.forest-diversity.uni-goettingen.de/index.html>
- GRAAE, B. J., SUNDE, P. B. (2000): The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* **23** (6): 720-731.
- GREITZKE, A., FIEDLER, H.J. (1996): Schuttdecken und Bodentypen entlang einer Catena auf Muschelkalk in Buchenbeständen des Hainich. *Arch. Nat.schutz Landsch.forsch.* **34**: 257-268.
- GROSSMANN, M. (2006): Forschung im Nationalpark Hainich (Scientific research in the Hainich National Park). *Waldökologie online* **3**: 48-51. http://ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-3-5.pdf
- GUCKLAND, A., BRAUNS, M., FLESSA, H., THOMAS, F. M., LEUSCHNER, C.: Influence of tree species diversity on soil properties in a beech forest in Central Germany. In preparation.
- HERMY, M. (1988): Correlation between forest layers in mixed deciduous forests in Flanders (Belgium). In: During, H. J., Weger, M. J. A., Willems, H. J. (eds.): Diversity and pattern in plant communities. SPB Academic Publishing, The Hague: 77-86.
- HERMY, M., HONNAY, O., FIRBANK, L., GRASHOF-BOKDAM, C., LAWESSON, J. E. (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Conserv.* **91** (1): 9-22.
- HILL, D., FASHAM, M., TUCKER, G., SHEWRY, M. & SHAW, P. (EDS.) (2005): Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring. Cambridge University Press, Cambridge: 573 pp.
- HOFMANN, G. (1965): Die Vegetation im Waldschutzgebiet „Hainich“ (Westthüringen). *Landschaftspflege u. Naturschutz Thür.* **2**:1-12.
- HONNAY, O., HERMY, M., COPPIN, P. (1999): Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biol. Conserv.* **87** (1): 73-84.
- HUSTON, M.A. (1994): Biological diversity: The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge: 681 pp.
- HUTCHINSON, G. E. (1959): Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.* **93**: 145-159.
- HELMECKE, K. (2005): Vegetation der Exkursionsgebiete. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 32-37.
- INGERPUU, N., VELLAK K., LIIRA J., PÄRTEL M. (2003): Relationships between species richness patterns in deciduous forests at the north Estonian limestone escarpment. *J. Veg. Sci.* **14** (5):773-780.
- INGHE, O., TAMM, C. O. (1985): Survival and flowering of perennial herbs. IV. The behaviour of *Hepatica nobilis* and *Sanicula europaea* on permanent plots during 1943-1981. *Oikos* **45** (3): 400-420.
- JACCARD, P. (1901): Etude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat.* **37**: 547-579.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W., GRADSTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands, Dokumentation unterschiedlicher Taxonomien. *Schr.reihe Veg.kd.* **34**, Landwirtschaftsverlag, Münster: 519 pp.
- LAWESSON, J. E., DE BLUST, G., GRASHOF, C., FIRBANK, L., HONNAY, O., HERMY, M., HOBITZ, P., JENSEN, L. M. (1998): Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *For. Ecol. Manage.* **106** (2-3): 235-245.
- LARSSON, T.-B. (Ed.) (2001): Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecol. Bull.* **50**: 1-236.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* **192**: 379-391.
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. *Berichte Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **10**: 5-18.
- LEUSCHNER, C. (1999): Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **11**: 109-131.
- LOHMEYER, W. (1967): Über den Stieleichen-Hainbuchenwald des Kernnüberlandes und einige seiner Kontaktgesellschaften. *Schr.reihe Veg.kd.* **2**: 161-180.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P. (ED.) (2002): Biodiversity and ecosystem functioning. University Press, Oxford: 294 pp.
- MAYER, H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. Standort, Aufbau und waldbauliche Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland. *Ökologie der Wälder und Landschaften*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 344 pp.
- MCCUNE, B., ANTOS J. A. (1981): Correlations between forest layers in the Swan Valley, Montana. *Ecology* **62** (5): 1196-1204.
- MÖLDER, A. (2005): Flora, Vegetation und Bestandesstruktur im Naturwald Großer Freeden, Teutoburger Wald. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. Göttingen: 140 pp.
- MÖLDER, A., SCHMIDT, W. (2006): Flora und Vegetation im Naturwald „Großer Freeden“, Teutoburger Wald. *Natur und Heimat (Münster)* **66** (2), 33-48.
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. (Reihe A)* **89**: 1-270.
- NEUMANN M., STARLINGER F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *For. Ecol. Manage.* **145** (1): 91-106.
- NICOLÉ, F.; BRZOSKO, E.; TILL-BOTTRAUD, I. (2005): Population viability analysis of *Cypripedium calceolus* in a protected area: longevity, stability and persistence. *Journal of Ecology* **93** (4): 716-726.
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. *Pflanzensoziologie* **10**: 1-564.
- OBERDORFER, E. (Ed.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl., G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York: A. Textband 282 pp., B. Tabellenband 580 pp.
- OLIVER, C. D., LARSON B. C. (2006): Forest stand dynamics. MC Graw Hill, New York: 467 pp.
- PETRAITIS P. S., MATHAM R. E., NIESENBAUM R. A. (1989): The maintenance of species diversity by disturbance. *Q. Rev. Biol.* **64** (4): 393-418.
- PFLUME, S. (1999): Laubwaldgesellschaften im Harz. Gliederung, Ökologie, Verbreitung. *Arch. naturw. Diss.* **9**: 238 pp.
- POLLMANN, W. (2000): Die Buchenwaldgesellschaften im nordwestlichen Weserbergland. Siedlung und Landschaft in Westfalen (Ed. Geographische Kommission für Westfalen) **29**. Ibbenbürener Vereinsdruckerei, Ibbenbüren: 131 pp.
- PRODAN, M. (1968): Forest biometrics. Pergamon Press, Oxford: 447 pp.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N., v. LÜPKE, B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 479 pp.
- Waldökologie online 3 (2006)

- ROSENZWEIG, M. L. (2000): Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge: 426 pp.
- SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C., SCHULZE, E.-D. (2005): Forest diversity and function: Temperate and boreal systems. Springer, Berlin: 399 pp.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W., ELLENBERG, H. (2003): Liste der typischen Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- Holzwirtsch. **212**: 1-34, Anhang.
- SCHMIDT, M., V. OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. (2003B): Welche Gefäßpflanzen können als typische Waldarten gelten? – Zielsetzung und Anwendungsmöglichkeiten einer für Norddeutschland erarbeiteten Liste. *Tuexenia* **23**: 57-70.
- SCHMIDT, W. (1996): Naturwaldreservate und floristischer Artenschutz. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **3**: 25-39.
- SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt am Beispiel von Wäldern. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. **11**: 133-155.
- SCHMIDT, W. (2000): Eiche, Hainbuche oder Rotbuche? – Zur Vegetation und Baumartenzusammensetzung von stau- und grundwasserbeeinflussten Wäldern des nordwestdeutschen Tieflandes. Ergebnisse aus den Naturwäldern Hasbruch und Pretzter Landwehr. *Tuexenia* **20**: 21-43.
- SCHMIDT, W. (2003): Vielfalt im Urwald – Einfalt im Wirtschaftswald? Untersuchungen zur Gefäßpflanzendiversität in Naturwaldreservaten. GRADSTEIN, S. R., WILLMANN, R., ZIZKA, G. (Eds.) (2003): Biodiversitätsforschung – Entschlüsselung der Artenvielfalt in Raum und Zeit. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 185-204.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *For. Snow Landsc. Res.* **79**: 111-125
- SCHMIDT, W. (submitted): Vegetation. In: BRUMME, R., KHANNA, P. K. (eds.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Results from site specific long-term studies. *Ecol. Stud.*
- SCHMITT, R. (1936): Die waldbauliche und bodenkundliche Bedeutung der Bodenflora des Buchenwaldes im Hoch-Spessart. Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenflora, ihre Beziehungen zur natürlichen Verjüngung und ihre relative Abhängigkeit von einzelnen Bodeneigenschaften in Buchenverjüngungen. Trilitsch, Würzburg: 74 pp.
- SCHRAMM, J. (2005): Die Böden auf Muschelkalk. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 29-31.
- SCHRAMM, H. (2005): Naturräumliche Gliederung der Exkursionsgebiete. TLWJF (Ed.): Exkursionsführer zur Tagung der AG Forstliche Standorts- und Vegetationskunde vom 18. bis 21. Mai 2005 in Thüringen: 8-19.
- SCHULZE, E.-D., MOONEY, H. A. (Eds.) (1994): Biodiversity and ecosystem function. Springer, Berlin: 525 pp.
- SCHWARTZ, E. (1991): Zur Geschichte des Gemeindeeigentums am Wald im mitteldeutschen Raum. Erweiterte Fassung eines Vortrags. *Forstarchiv* **62** (6): 235-238.
- SEBASTIÁ, M. T., CASALS, P., VOJNIKOVIĆ, S., BOGUNIĆ, F., BEUS, V. (2005): Plant diversity and soil properties in pristine and managed stands from Bosnian mixed forests. *Forestry* **78** (3): 297-303.
- SEIDLING, W. (2005A): Outline and examples for integrated evaluations of data from the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany. *Eur. J. Forest. Res.* **124** (4): 273-287.
- SEIDLING, W. (2005B): Ground floor vegetation assessment within the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany: chances and challenges. *Eur. J. Forest. Res.* **124** (4): 301-312.
- SOMMER, W.-H. (1971): Wald- und Ersatzgesellschaften im östlichen Niedersachsen. *Diss. Bot.* **12**: 1-101.
- STADTVERWALTUNG MÜHLHAUSEN (1997): Der Mühlhäuser Stadtwald - größter Kommunalwald Thüringens. *AFZ-Der Wald* **52** (23): 1242-1243.
- STEGMANN, F., SCHMIDT, W. (2005): Der Northeimer Mittelwald – Wald- und vegetationskundliche Untersuchungen zu einem Naturschutzprojekt. *Gött. Naturk. Schr.* **6**: 141-158.
- TAMM, C. O. (1972): Survival and flowering of some perennial herbs. II. The behaviour of some orchids on permanent plots. *Oikos* **23** (1): 23-28.
- THOMAS, F. M., FLESSA, H., BURGDORF, N., LEUSCHNER, C. (2005): Biodiversity, biogeochemical cycles and biotic interactions: a long-term experiment in a Central-European deciduous forest. *Verh. Ges. Ökol.* **35**: 155.
- VERHEYEN, K., HONNAY, O., MOTZKIN, G., HERMY, M., FOSTER, D. R. (2003): Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *J. Ecol.* **91** (4): 563-577.
- VERHEYEN, K., HERMY, M. (2004): Recruitment and growth of herb-layer species with different colonizing capacities in ancient and recent forests. *J. Veg. Sci.*, **15** (1): 125-134.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 765 pp.
- WULF, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.* **8** (5): 635-642.
- WULF, M. (2003): Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora* **198** (6): 444-460.
- ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der Quercus-Fagetia im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* **35**: 1-150.
- ZOBEL, M. (1997): The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends Ecol. Evol.* **12** (7): 266-269.

submitted: 10.09.2006
 reviewed: 01.12.2006
 accepted: 31.12.2006

Address of author:

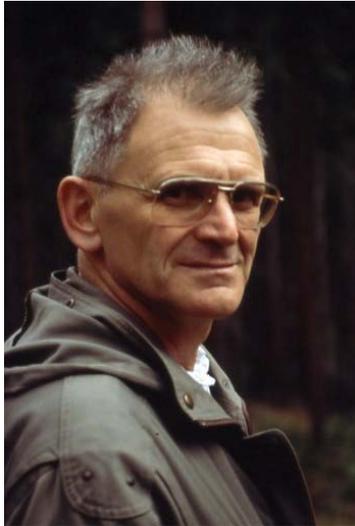
Andreas Mölder*, **Markus Bernhardt-Römermann****, **Wolfgang Schmidt*****
 Georg-August-Universität Göttingen
 Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology, Institute of Silviculture,
 Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen, Germany

*Corresponding author;
 Phone +49 551 39-4709
 Fax +49 551 39-3270;

E-mail a.moelder@web.de; **E-mail: markus.bernhardt@forst.uni-goettingen.de; ***E-mail: wschmid1@gwdg.de

Hubertus Wachter zum Gedenken

Volker S t ü b e r, Karola N a e d e r



Am 14. August 2005 verstarb Forstdirektor i. R. Hubertus Wachter aus Niedersachsen nach kurzer schwerer Krankheit in Wolfenbüttel. Noch ein halbes Jahr vorher hatte er an den forstlichen Skiwettkämpfen in Weißrussland sowie an Volksläufen teilgenommen; als 70-Jähriger absolvierte er den New York-Marathonlauf. Er war ein Kämpfer, der den Kampf gegen seine schwere Krankheit dennoch verloren hat.

Geboren als Pastorensohn am 11. Oktober 1933 in Satuelle bei Haldensleben (Sachsen-Anhalt) absolvierte Hubertus Wachter nach dem Abitur zunächst eine Forstfacharbeiterlehre. Anschließend führte ihn sein Forststudium nach Eberswalde und Hannoversch-Münden sowie nach Corvallis/Oregon in die USA, wo er den 'Master of Forestry'-Abschluss erlangte. Nach der Referendarzeit in Bayern wurde er Assistent bei Prof. Dr. Dr. h.c. Bernhard Ulrich am Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Forstlichen Fakultät Göttingen, bevor er schließlich 1971 als Standortkartierer am Niedersächsischen Forsteinrichtungs- und Vermessungsamt, dem späteren Niedersächsisches Forstplanungsamt in Wolfenbüttel "sesshaft" wurde.

Hubertus Wachter war als äußerst kompetenter und passionierter Standortskundler und markante Persönlichkeit über Niedersachsen hinaus in West- und Ostdeutschland bekannt und geschätzt. Unter seiner über 20 Jahre währenden Leitung entwickelte sich die Standortkartierung im Niedersächsischen Forstplanungsamt Wolfenbüttel entscheidend weiter, und er blieb ihr auch über seine Pensionierung im Jahr 1998 hinaus bis kurz vor seinem Tod als erfahrener Berater treu.

Als langjähriges Mitglied unserer Arbeitsgemeinschaft, der er 1982 beigetreten war, hat Hubertus Wachter so manche Diskussion am Exkursionspunkt belebt oder gar entfacht, und so wird er vielen von uns durch seine "temperamentvollen" Beiträge in Erinnerung bleiben. Er liebte die Diskussion und die Auseinandersetzung mit Andersdenkenden. Es gab kaum ein Exkursionsprofil, bei dem er nicht noch ein paar abschließende Anmerkungen zur Profilansprache hinzuzufügen hatte; aber sein Bogen spannte sich viel weiter:

In Hubertus Wachter verbanden sich umfassende wissenschaftliche Kenntnisse und praktische Erfahrung auf den Gebieten Waldökologie, Standortkunde, Waldernährung und Waldwachstum mit einem sensiblen, unruhigen und stets kritischen Geist, großer Diskussionsfreudigkeit, weit gespannten Interessen, einem versöhnlichen Humor sowie großer, sich mitunter selber überfordernder Tatkraft.

Hubertus Wachter bestimmte den Umbau der niedersächsischen Wälder zu größerer Naturnähe, Stabilität und Leistungskraft mit. Durch seinen Einsatz ist auch die im Nichtstaatswald geförderte Standortkartierung von hoher Qualität und Akzeptanz. Vielen hundert Forstreferendaren gab er das fachliche und emotionale Rüstzeug für gute Waldbauer mit auf den Berufsweg. Sein besonderes Anliegen bestand auch in der fachlichen Zusammenarbeit mit nichtforstlichen Institutionen sowie mit den Standortkartierern aus den alten und - nach der Grenzöffnung - vor allem auch aus den neuen Bundesländern.

Seine mahnende Stimme zu forstlichen Fehlentwicklungen oder zur Unterschätzung der langfristigen Bodenschäden durch Stoffeinträge aus der Luft war nicht zu überhören. Sein Wissen um die Zusammenhänge der 'neuartigen Waldschäden' mit Luftverunreinigungen und Bodenversauerung brachte er in zahlreichen Vorträgen, Exkursionen und Diskussionen ein. Seine Assistentenzeit bei Prof. Dr. Dr. h.c. Ulrich, mit dem er bis 1988 regelmäßig Studentenexkursionen begleitete, hatte ihn diesbezüglich stark geprägt.

Wohl jeder, der mit Hubertus Wachter eine Weile zu tun hatte, wird sich an die eine oder andere mit ihm erlebte Anekdote erinnern ...

» Nie werde ich (Karola Naeder) vergessen, wie ich in Begleitung von Hubertus Wachter 1988 meine erste AFSV-Tagung erleben durfte. Die Tagung fand im Rahmen der Forstvereinstagung in München bzw. Bayern statt und wir starteten nicht etwa zu den Vorträgen am Mittwoch, sondern fuhren am Exkursionsdonnerstag morgens gegen 4.00 Uhr in Braunschweig los, um dann das Tagungshotel irgendwo in Oberfranken nicht mehr pünktlich zur Abfahrt der Busse zu erreichen. Ein im Hotel noch verfügbarer Exkursionsführer mit Lageplan der Exkursionspunkte sollte uns nun helfen, die AFSV-Gruppe irgendwo "in der Fremde" mitten im Wald zu finden, damit die weite Anreise nicht umsonst gewesen wäre. Denn natürlich hatten wir keine Quartiere gebucht und wollten abends zum Schlafen

wieder zu Hause (in Niedersachsen!) sein, um dann am nächsten Morgen wieder anzureisen! Und tatsächlich: Als wir mitten im Wald plötzlich hinter einem Bus standen, aus dem eine Gruppe zünftig gekleideter Kollegen ausstieg, welche sogleich auf Hubertus Wachter zgingen, um ihn mit "Hallo Hubertus! Hast Du es doch noch geschafft?" zu begrüßen, wusste ich, dass wir am Ziel waren. «

In diesen und ähnlichen Erinnerungen wird Hubertus Wachter bei seinen Freunden und Kollegen noch lange weiterleben.

Buchneuerscheinungen

Neuerscheinung „Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung, Band 1“

von Peter MEYER, Anne WEVELL VON KRÜGER, Roland STEFFENS, Wilhelm UNKRIG. Mit zahlreichen Farbfotos, Graphiken und Karten versehen, 339 Seiten, gebunden, Format 21,5 x 30 cm.

Herausgeber: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Niedersächsische Landesforsten.

ISBN-10: 3-00-019045-7 ISBN-13: 978-3-00-019045-2. Preis: 24,90 € zzgl. Versandkosten.

Bestellung über Gesa.Brauer@NW-FVA.de

Neuerscheinung „Forstliche Standortserkundung in Mecklenburg-Vorpommern von den Anfängen bis 1990“

Von Gerhard SCHULZE (Schwerin) bearbeitetes, aus 5 Teilen bestehende, sehr umfassendes Nachschlagewerk. Der Preis kann noch nicht benannt werden und richtet sich nach der Nachfrage. Interessenten melden sich bitte bei Michael Wirner, Ringstrasse 5, D-19306 Friedrichsmoor, email:

Michael.Wirner@t-online.de

Waldökologie online	Heft 3	102	Freising, Dezember 2006
---------------------	--------	-----	-------------------------

Gutachter-Liste 2004 bis 2006

List of Waldökologie online Reviewers

Gerhard K a r r e r, Helge W a l e n t o w s k i

Das [Waldökologie online-Review](#) dient der Verbesserung von eingereichten Manuskripten, in die die Autoren selbstverständlich bereits erhebliche Arbeit und Mühe gesteckt haben. Unseren Autoren möchten wir für Ihr Verständnis und Ihre Bereitschaft danken, die von den Gutachtern festgestellten Unvollständigkeiten, Fehler und Anregungen sehr konstruktiv aufzugreifen und in die Artikel einzubauen. Die Manuskripte konnten durch die freiwilligen Kommentare und Verbesserungsvorschläge der Reviewer auf ein international anerkanntes Niveau gehoben werden. Ihnen soll durch die Veröffentlichung der Liste der Reviewer in Waldökologie online nach jeweils 2 Heften herzlich gedankt werden. Um die gewünschte Anonymität zu gewährleisten, erfolgt dabei keine Zuordnung zu einem konkreten Heft. Wir würden uns freuen, wenn Sie Ihre Tätigkeit als Reviewer bei Waldökologie-Online auf Ihrer eigenen Homepage veröffentlichen.

Gutachter-Liste 2004 bis 2006 - *List of Waldökologie online Reviewers*:

- **Heinz Bussler** (Germany)
- **Prof. Dr. Milan Chytrý** (Czech Republic)
- **Prof. Dr. Martin Diekmann** (Germany)
- **Dr. Michael Englisch** (Austria)
- **Prof. Dr. Jörg Ewald** (Germany)
- **Elisabeth Fisel** (Germany)
- **Prof. Dr. Georg Grabherr** (Austria)
- **Prof. Dr. Gerhard Karrer** (Austria)
- **Prof. Dr. Klaus Katzensteiner** (Austria)
- **Dr. Christian Kölling** (Germany)
- **Dr. Dietrich Kopp** (Germany)
- **Prof. Dr. Horst Künne** (Germany)
- **Dr. Hans-Gerhard Michiels** (Germany)
- **Dr. Jörg Müller** (Germany)
- **Dr. Wolfgang Rabitsch** (Austria)
- **Prof. Dr. Albert Reif** (Germany)
- **Andreas Schmiedinger** (Germany)
- **Dr. Peer Schnitter** (Germany)
- **Prof. Dr. Axel Schopf** (Austria)
- **Rudolf Seitz** (Germany)
- **Prof. Dr. Roman Türk** (Austria)
- **Dr. Helge Walentowski** (Germany)
- **Dr. Wolfgang Willner** (Austria)
- **Prof. Dr. Volkmar Wirth** (Germany)
- **Prof. Dr. Stefan Zerbe** (Germany)

Kooperation „Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde / Waldökologie online“ und Floristisch-Soziologische Arbeitsgemeinschaft / TUEXENIA“

- Helge W a l e n t o w s k i -

Die Wurzeln von AFSV und Flor.-Soz. AG liegen eng beieinander, die Geobotanik bildet ihre gemeinsame Grundlage bzw. Schnittmenge. Auf den Mitgliederversammlungen der beiden Arbeitsgemeinschaften im Jahr 2006 wurde der Wunsch nach intensiverer Zusammenarbeit bekräftigt. Im nächsten Heft der Schriftenreihe „TUEXENIA“ (Heft 27, 2007) wird hierzu eine Veröffentlichung erscheinen, welche die Kooperation konkretisiert. Im Folgenden deshalb nur einige Stichpunkte zu Veranstaltungen mit unmittelbarem Bezug zu beiden Arbeitsgemeinschaften:

<p>Rückblick 2006:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unmittelbar nach der AFSV-Jahrestagung (20.-23.9. in Benediktbeuern) fand in Darmstadt ein erster, von der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft organisierter und von der AFSV unterstützter Workshop statt. Herzlichen Dank an die 1. Vorsitzende der Flor.-Soz. AG, Frau Prof. Dr. Angelika SCHWABE-KRATOCHWIL ! 	<p>Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft 1. Workshop „Floristik und Geobotanik: Beiträge zu angewandten Fragestellungen“</p> <p>(in Kooperation mit der „Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde“)</p> <p>Montag, d. 25.9.2006 an der TU Darmstadt FB Biologie</p> 
--	---

Vorschau 2007:

- [Workshop Vegetationsaufnahme und Florenkartierung 28.2.-2.3.07 in Bonn](#)
Ziele - Die Veranstaltung ist das sechste Jahrestreffen der Arbeitsgruppe Vegetationsdatenbanken und Anlass zum ersten Mitgliedertreffen des Netzwerks Phytodiversität Deutschland e.V. (NetPhyD). Durch das Zusammenlegen mit dem Organisationstreffen der Florenkartierung ergibt sich die Gelegenheit, bestehende Verknüpfungen zwischen Vegetationskunde und Florenkartierung zu vertiefen und neue zu schaffen. Ferner wird ein Überblick über jüngere Entwicklungen bei der Nutzung floristischer und vegetationskundlicher Geodaten gegeben. Weitere Infos unter: <http://www.biogeographie.org/meeting/index.html>
- Jahrestagung der AFSV am 02. bis 05. Mai 2007 in Freiburg. Thema: Die Oberrheinaue - Wald im Wandel. Weitere Infos unter: <http://www.afsv.de>
- Jahrestagung der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft vom 15. bis 18. Juni 2007 in Landsweiler-Reden (Saarland). Thema: Flora und Vegetation von Saarland und Lothringen. Für AFSV-Mitglieder u.a. interessant:
 - Kalkbuchenwälder sowie Eichen-Hainbuchenwälder über Decklehmen im Saarland, sowie
 - Elsbeeren-Eichen-Hainbuchenwälder mit *Tamus communis* und Buchenmischwälder mit *Ornithogalum pyrenaicum* in Lothringen. Weitere Infos unter <http://www.tuexenia.de>

Wir hoffen auf rege Beteiligung von Mitgliedern beider Arbeitsgemeinschaften.