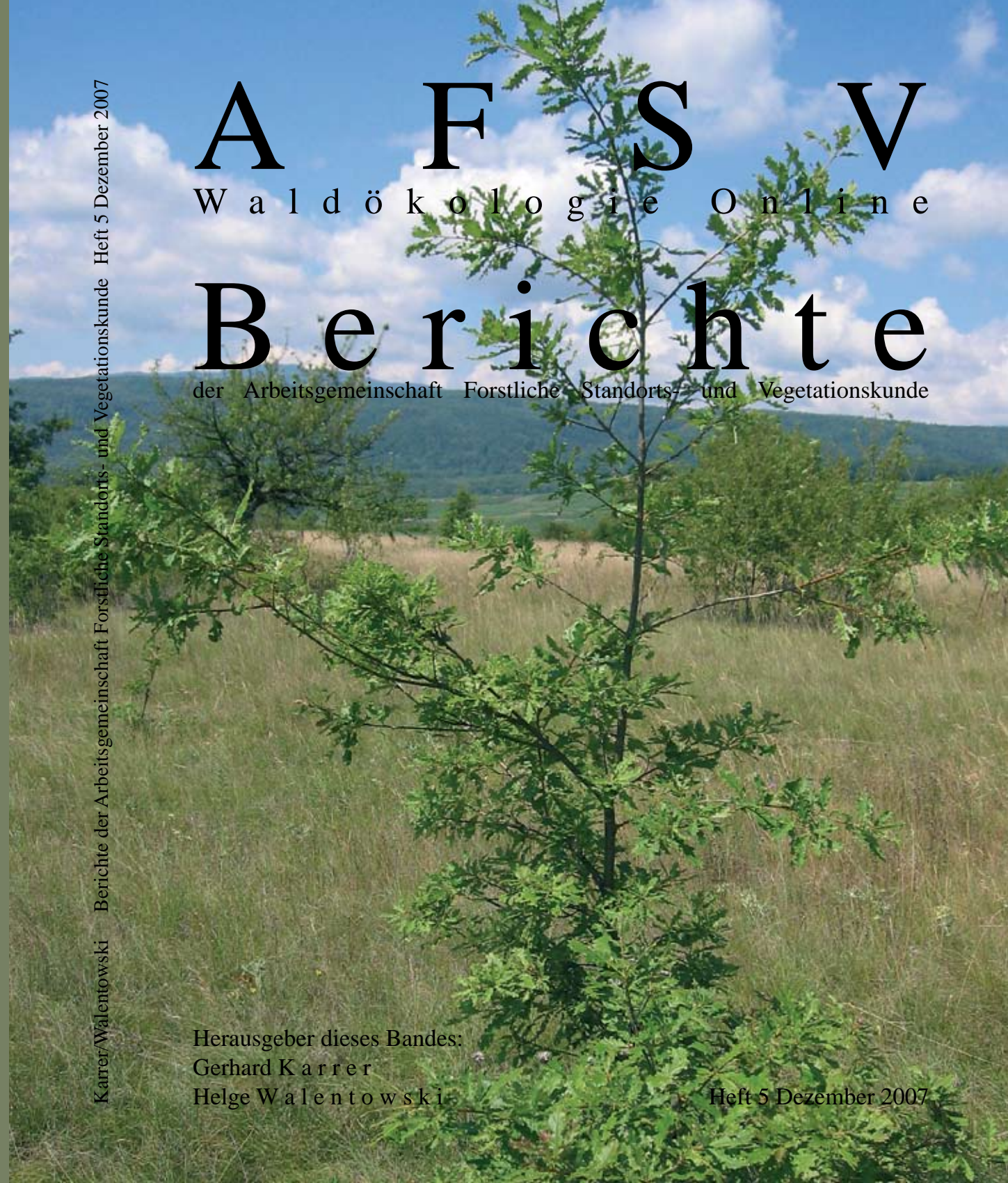




In vielen Kulturlandschaften finden sich Bedingungen zur erfolgreichen natürlichen Eichenetablierung, also ohne unterstützende waldbauliche Maßnahmen, heute nur mehr an linienförmigen saum- und mantelartigen Randstrukturen von Wäldern, in Hecken und Gebüsch – dort trotz des Vorhandenseins von Wild. Alle Fotos: A. REIF.



ISSN 1614-7103
URN urn:nbn:de:0041-afsv00015



Karrer/Walentowski Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standort- und Vegetationskunde Heft 5 Dezember 2007

A F S V

W a l d ö k o l o g i e O n l i n e

B e r i c h t e

der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standort- und Vegetationskunde

Herausgeber dieses Bandes:
Gerhard Karrer
Helge Walentowski

Heft 5 Dezember 2007



Nr. 5, Dezember 2007	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. 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
 - Titel des Beitrags
 - Vorname und Name des/der Autors/en
- Abbildungen sind möglich in den Formaten JPG, GIF, TIF oder als Excel-Grafiken (XLS)
Bitte immer die Original-Dateien mitsenden!
- Beiträge können in Deutsch oder Englisch verfasst sein.
- Ein Abstract in Englisch und eine Zusammenfassung in Deutsch sind voranzutellen.
- Bitte beachten Sie bitte die unter www.afsv.de in "Waldökologie online" hinterlegten [Formatvorgaben](#).

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: wai@lwf.uni-muenchen.de

Redaktions-Beirat / Co-ordinating editors:

- Prof. Dr. Jörg **Ewald**, Fachhochschule Weihenstephan, Fakultät 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**, Universität Greifswald, Institut für Botanik und Landschaftsökologie

Copyright

Das Copyright für alle Web-Dokumente und Bilder liegt beim Journal Waldökologie-Online. Eine Folgeverwertung 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.

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 Nordwestdeutschen 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. Waldoekologie online 1: 29-56.
http://ww997.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.verlagkessel.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

in der gewohnten Form präsentiert sich Waldökologie online mit Heft 5 womöglich zum letzten Mal. Dies ist aber kein Grund zur Sorge und kein Indikator für ein baldiges Ende, sondern - im Gegenteil - Ausdruck der wachsenden Beachtung unseres Journals. Wir entwickeln uns stringent weiter und möchten dies auf breiterer Basis als bisher tun.

Für das Jahr 2008 streben wir einen Zusammenschluss mit dem „Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung“ an. Damit könnten auch die nordostdeutschen Ansätze der Naturraumerkundung besser integriert werden. Im Zuge des beabsichtigten Zusammenschlusses möchten wir den neu zu strukturierenden Fachredaktionsbeirat konsequent auch stark international besetzen. Wir werden aber trotzdem in bewährter Form vollkommen gleichberechtigt deutschsprachige wie englischsprachige Manuskripte publizieren. Einige weitere Informationen zum Thema finden Sie im Heft.

Eine anregende und gewinnbringende Lektüre wünschen

Gerhard Karrer & Helge Walentowski



Unsere Partner:



<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 Vegetationskunde

ILLE, D., SCHMIDT, P.: Zur Ausbreitung und Etablierung der Weymouth-Kiefer (<i>Pinus strobus</i> L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz.....	5
<i>Invasion and establishment of White Pine (Pinus strobus L.) in the Saxon Switzerland National Park</i>	
EWALD, J., BINNER, S: Werkzeuge zur Bestimmung der Waldtypen im bayerischen Hochgebirge.....	25
<i>Tools for the identification of forest types in the Bavarian Alps</i>	
REIF, A., GAERTNER, S.: Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (<i>Quercus robur</i> L.) und Traubeneiche (<i>Quercus petraea</i> Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide	79
<i>Natural regeneration of the deciduous oak species Pedunculate Oak (Quercus robur L.) and Sessile Oak (Quercus petraea Liebl.) – a literature review with focus on wood pasture</i>	

Nachrichten aus der Arbeitsgemeinschaft (AFSV-News)

Andrew Liston – Der neue britische Sprachlektor von Waldökologie online.....	117
Kersten Renneberg – Die neue Layouterin von Waldökologie online.....	119
Waldökologie online entwickelt sich weiter.....	120

Buchbesprechungen

Erste gesamtdeutsche Darstellung der waldökologischen Naturräume.....	121
Neuer Vegetationsatlas des Südschwarzwaldes.....	123
Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen.....	124

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.hindawi.com/journals/rleco/>

<http://www.afsv.de>

Zur Ausbreitung und Etablierung der Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus* L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz

*Invasion and establishment of White Pine (*Pinus strobus* L.) in the Saxon Switzerland National Park*

Doreen ILLE & Peter A. SCHMIDT

Abstract

The ecosystem of the natural Scots Pine forests on sandstone outcrops in the National Park Saxon Switzerland is potentially endangered by the spreading of White Pine. The establishment and growth of regeneration are especially successful in open stands, preferably on oligotrophic soils. Biological and ecological qualities of White Pine facilitate its establishment: frequent fructification, high regeneration potential, wide dispersal of seeds and rapid growth. White Pine finds optimal growth conditions with respect to climate and site ecology in the National Park. First indications of local extensions in range are noticeable. With its competition potential, the tree species may also become established in near-natural and semi-natural stands of the National Park. Competition by White Pine and accumulation of its needles on the soil result in a decline in understorey and ground vegetation (herb and moss layers) in the pine forests on rocky ground. The effects of spreading would have irreversible consequences for the ecosystem. Methods of preventing this using different management strategies for a variety of developmental scenarios are discussed.

Keywords: *Elbe Sandstone Mountains, *Pinus strobus*, invasive neophyte, national park*

Zusammenfassung

Die naturnahen Waldökosysteme mit *Pinus sylvestris* auf Sandsteinfelsen im Nationalpark Sächsische Schweiz sind durch die Ausbreitung der Weymouth-Kiefer potenziell gefährdet. Wachstum und Etablierung der Verjüngung sind besonders in lichten Beständen vorzugsweise auf oligotrophen

Standorten erfolgreich. Die biologischen und ökologischen Eigenschaften der nichteinheimischen Baumart begünstigen ihre Ausbreitung: häufige Fruktifikation, hohes Regenerationspotenzial, weiter Samenflug und rasches Wachstum. Die Weymouth-Kiefer findet im Nationalpark klimatisch und standortökologisch beste Wuchsbedingungen vor. Erste Anzeichen einer erfolgreichen Ausbreitung sind erkennbar. Aufgrund ihres Konkurrenzpotenzials wird die Baumart sich auch in den naturnahen Beständen des Nationalparks etablieren können. Die Streuakkumulation ist Ursache eines Rückganges der Kraut- und Moosschicht in den Fels-Kiefernwäldern. Effekte der Ausbreitung, die irreversible Folgen für das Ökosystem hervorrufen können, werden unter Bedingungen eines differenzierten Managements im Nationalpark diskutiert (Entwicklungsszenarien).

Stichwörter: Elbsandsteingebirge, *Pinus strobus*, invasiver Neophyt, Nationalpark

1. Einführung und Problemstellung

In Nationalparks sollen Ökosysteme auf der weit überwiegenden Fläche des Schutzgebietes ihrer natürlichen Dynamik überlassen bleiben. In Kulturlandschaften Mitteleuropas, in denen die Nationalparke Naturentwicklungsgebiete darstellen, wurden die Wälder über Jahrhunderte hinweg anthropogen verändert. Der Mensch nahm sowohl direkt als auch indirekt Einfluss auf die Waldstruktur und die Vegetation. Veränderungen bewirkten unter anderem das bewusste Einbringen und unbewusste Einschleppen von Neophyten, ebenso das selbständige Eindringen gebietsfremder Pflanzen. Hauptsächlich seit dem 18. und 19. Jahrhundert wurden durch die Forstwirtschaft zur Ertragssteigerung nichteinheimische Baumarten angebaut, so auch in Wäldern, die heute in Nationalparks liegen. Im Zusammenhang mit den Schutzziele eines Nationalparks können die Präsenz und vor allem die Distribution nichteinheimischer Baumarten ein Konfliktpotenzial darstellen (s. ILLE et al. 2006). Wenn sich diese Baumarten in naturnahen Bereichen invasiv ausbreiten und etablieren, können durch ihre Dominanz und die Verdrängung einheimischer Arten neuartige Ökosysteme mit veränderten Strukturen und Funktionen entstehen. Kontroverse Auffassungen zum Umgang mit nichteinheimischen Baumarten reichen vom radikalen „Ausmerzen“ der Arten bis hin zum absoluten Verzicht auf jegliche Eingriffe. Dabei muss diese Problematik in Abhängigkeit von den gebietsspezifischen, standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen differenziert gesehen werden. Die Kenntnis und Bewertung des konkreten Einzelfalles ist wesentliche Voraussetzung für angemessene Leitbilder und Handlungskonzepte (SCHMIDT im Druck). Im Spannungsfeld um nichteinheimische Baumarten wird heute weniger um ökologische Sachverhalte, welche im Rahmen wissenschaftli-

cher Analysen erzielt wurden, diskutiert, sondern vielmehr um naturschutzfachliche und -politische Schlussfolgerungen zur Notwendigkeit bzw. Art und Weise von regulierenden Maßnahmen gerungen (LUKEN & THIERET 1997, STARFINGER et al. 1998, KOWARIK 2003). Beispielhaft sei hier GRIESE (1991, S. 46) zitiert: „Womit pfuscht man der Natur nun mehr ins Handwerk – indem man die exotischen Gehölze duldet oder indem man doch wieder Eingriffe vornimmt?“.

Für den Nationalpark Sächsische Schweiz stehen und standen in dieser Hinsicht die Baumarten *Quercus rubra*, *Larix decidua*, *L. x eurolepis*, *L. kaempferi*, *Pinus strobus* und *Chamaecyparis lawsoniana* zur Diskussion. Die Frage der Ausbreitung von *Pinus strobus* ist für den Nationalpark Sächsische Schweiz von besonderer Relevanz, da im angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz Etablierung und invasive Tendenz als ein akutes Problem aufgefasst werden und zu Regulierungsmaßnahmen führten (HÄRTEL & HADINCOVÁ 1998). Es erscheint sinnvoll in dieser Frage länderübergreifend für beide Nationalparke, die im gleichen Naturraum liegen, gemeinsame Handlungskonzepte zu entwickeln. Im Gebiet der Böhmisches Schweiz erzielte Ergebnisse von Untersuchungen zur Ausbreitung von *Pinus strobus* wurden bereits publiziert (MÁCOVÁ 2001, KULHÁNKOVÁ et al. 2002, HADINCOVÁ et al. 2002 und in prep.). Für das Gebiet der Sächsischen Schweiz bestanden bisher Defizite in der detaillierten Kenntnis dieser Problematik.

Bislang erfolgten im Nationalpark Sächsische Schweiz nur vereinzelt oder nur in Ausnahmefällen Maßnahmen zur Rückdrängung nichteinheimischer Baumarten. Die hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse (ILLE 2005) sollten zur Beantwortung folgender Fragestellungen beitragen:

- derzeitige Situation und Ausbreitungstendenzen von *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz,
- Einschätzung der Ausbreitungspotenz,
- naturschutzfachliche Einordnung,
- Folgen der zu erwartenden Ausbreitung der Art auf andere Arten und Ökosysteme im Nationalpark,
- sinnvolle und angemessene Behandlung der Individuen und Bestände von *Pinus strobus*.

Besondere Berücksichtigung fanden die lichten Felsriff-Kiefernwälder und die Kiefern-Eichenwälder, da sich in diesen naturnahen und für den Naturraum typischen Waldökosystemen aufgrund des häufigeren Vorkommens von *Pinus strobus* die Frage stellt, ob diese Baumart hier eventuell die einheimische *Pinus sylvestris* an Reliktstandorten verdrängen bzw. ersetzen könnte. Aus den Ergebnissen wurden Entwicklungsszenarien in Abhängigkeit von unterschiedlicher anthropogener Steuerung abgeleitet.

2. Das Untersuchungsgebiet und die Methodik

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Der im Jahre 1990 gegründete Nationalpark Sächsische Schweiz befindet sich etwa 40 km östlich von Dresden im Naturraum und forstlichen Wuchsgebiet Elbsandsteingebirge (SCHWANECKE & KOPP 1996; KATZSCHNER in GAUER & ALDINGER 2005). Er besteht aus zwei isolierten Teilgebieten, je eines in der Vorderen und Hinteren Sächsischen Schweiz. Die beiden Nationalparkteile unterscheiden sich sowohl klimatisch als auch hinsichtlich ihres Standortformenmosaiks. Die nordwestlich gelegene Vordere Sächsische Schweiz ist gekennzeichnet durch die Dominanz schwach geneigter Plateaus, höhere Jahresdurchschnittstemperaturen, geringere Niederschläge und überwiegend kolline Standortsbereiche. In der südöstlich gelegenen Hinteren Sächsischen Schweiz dagegen herrschen Felsstandorte in submontanen Wuchsbereichen vor. Die gesamte Nationalparkfläche von 9.350 ha erstreckt sich von der Grenze zu Tschechien im Südosten, entlang des Elbtales und im Norden bis zum Lausitzer Bergland. Auf tschechischer Seite existiert seit dem 01.01.2000 im gleichen Naturraum der Nationalpark České Švýcarsko (Böhmische Schweiz) (Abb. 1).

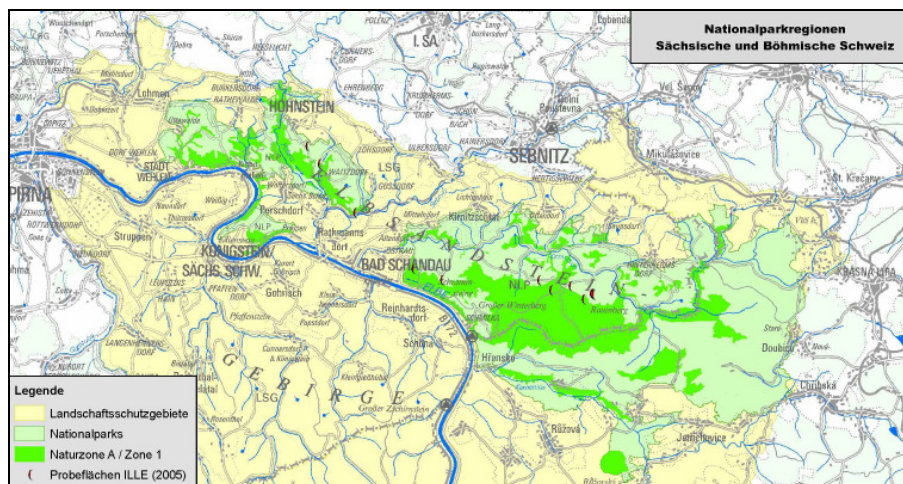


Abb. 1: Probeflächen im Nationalpark Sächsische Schweiz (WAGNER in ILLE et al. 2006)

Geologisch ist das Gebiet durch Quadersandstein und dessen unterschiedliche Verwitterungsformen (Felsreviere, Tafelberge, Ebenheiten, Schlüchte) charakterisiert (MANNSFELD & RICHTER 1995). Als Zeugen des tertiären Vulkanismus existieren in der Hinteren Sächsischen Schweiz einzelne Basalt-

durchbrüche. Die großflächigste und standörtlich wichtigste Ablagerung des Pleistozäns erfolgte mit der Aufwehung des Lößes. Der Löß ist später völlig verlehmt (Lößlehm) und nicht selten dem Sandsteinverwitterungsmaterial beigemischt worden.

Die vorherrschenden Bodentypen sind nährstoffarme Podsole, auf Lößlehm Parabraunerden und Pseudogleye und auf Basalt skelett- und nährstoffreiche Braunerden (HUNGER 1961).

Das Großklima wird durch Jahres-Niederschlagssummen von 650-900 mm und Januar-Mittel bzw. Juli-Mittel von -2 bzw. 17°C bestimmt (MANNSFELD & RICHTER 1995). Eine Besonderheit ist die Temperaturinversion, die durch die starke Reliefgliederung (standörtliches Kleinklima) hervorgerufen wird. Dabei sind die Schluchten im Jahresgang kühler aber ausgeglichener, exponierte Riffstandorte dagegen durch besonders hohe Sommer-Maxima und tiefe Winter-Minima gekennzeichnet.

Geologische und geomorphologische, klimatische und edaphische Bedingungen spiegeln sich in einer Vielfalt von Flora (besonders Kryptogamen) und Vegetation wider. Im Ergebnis der Waldbewirtschaftung der letzten beiden Jahrhunderte wurde die Waldvegetation jedoch stark nivelliert, nur an schwierig bewirtschaftbaren und entfernt gelegenen Orten blieben naturnahe Wälder erhalten. Die von SCHMIDT et al. (1994) erfassten Kartiereinheiten der Potenziellen Natürlichen Vegetation erlauben einen Einblick in die Vielfalt des natürlichen Vegetationspotenzials (Tabelle 1). Über 70 % der Fläche des Nationalparkes sind potenzielle Standorte von Eichen-Buchenwald-Gesellschaften.

Tab. 1: Die flächenmäßig wichtigsten Waldvegetationstypen der Potenziellen Natürlichen Vegetation im Nationalpark Sächsische Schweiz

	Fläche (ha)	Anteil an NLP- Fläche (%)
Heidelbeer-Eichen-Buchenwald	3632,75	38,84
Submontaner Eichen-Buchenwald	1834,38	19,61
(Hoch)kolliner Eichen-Buchenwald	939,05	10,04
Zittergrasseggen-Eichen-Buchenwald	568,26	6,08
Farn-(Tannen-Fichten-)Buchenwald	532,52	5,69
Kiefern-Felswald	452,04	4,83
Typischer-Kiefern-Eichenwald	424,91	4,54
Waldreitgras-Eichen-Buchenwald	300,06	3,21
Typischer Hainmieren-Schwarzerlen-Bachwald	170,82	1,83
Eschen-Ahorn-Schlucht- und Schatthangwald	163,02	1,74

Die Vegetation der aktuell existierenden Waldbestände weicht in vielen Fällen von der (potenziell) natürlichen Waldgesellschaft ab. Noch prägen überwiegend naturferne Nadelforsten den Nationalpark. Nach Angaben der Permanenten Stichprobeninventur von 1995/96 (SLF 1998) nehmen Fichte und Kiefer mit über 50 % die größten Flächenanteile ein (Abb. 2). Einheimische Laubbaumarten sind mit ca. 15 % Anteilsfläche deutlich unterrepräsentiert. Gebietsfremde Baumarten sind mit etwa 8 % vertreten.

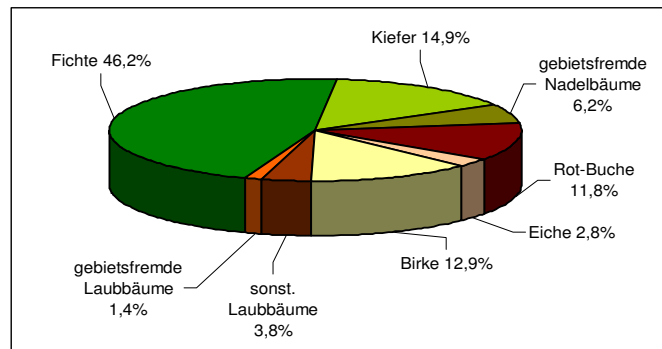


Abb. 2: Aktuelle Baumartenanteile im Nationalpark Sächsische Schweiz (SLF 1998)

Naturnahe Bestände der Waldgesellschaften konnten sich nur an schwer bewirtschaftbaren Sonderstandorten wie Felsriffen, Steilhängen, Schluchten oder Bachtälern erhalten. Durch Sukzession und gezielte Waldbehandlung entsprechend der Schutz-, Pflege- und Entwicklungsziele (SLEF 1996) wird der Anteil naturnaher Waldbestände steigen. Der Nationalpark ist in drei Schutzzonen mit unterschiedlicher Behandlungsstrategie eingeteilt worden (siehe auch Abb. 1).

In der Naturzone A hat die Gewährleistung der Dynamik der Lebensräume und -gemeinschaften oberste Priorität, d.h. sie sollen sich un gelenkt und ungenutzt entwickeln können (Prozessschutz). Waldbehandlungsmaßnahmen finden in dieser Zone grundsätzlich nicht mehr statt (Ausnahmen: Verkehrssicherungspflicht, Begrenzung oder Bekämpfung von Waldbränden bzw. Kalamitäten).

Die Naturzone B umfasst Flächen, deren natürliche Entwicklung durch gezielte Maßnahmen so gefördert werden soll, dass sie baldmöglichst oder nach einem überschaubaren Zeitraum in die Naturzone A überführt bzw. der ungestörten Entwicklung überlassen werden können. Zu den Maßnahmen zählen Streckung der Altersstruktur, Förderung der natürlichen Raumstruktur, Veränderung der Baumartenverteilung durch Begünstigung standortstypischer Baumarten (bedeutet zugleich Entfernung nichteinheimischer und

gebietsfremder Baumarten), Stabilisierung der Bestände und Minderung der Hemerobie.

Die Pflegezone dagegen „dient der Minimierung von Störeinflüssen nach innen und außen“ (SMUL 2003) und beinhaltet Kulturlandschafts- und Erholungsbereiche sowie bebaute Grundstücke.

2.2. Methodik

Der Untersuchung eingangs genannter Fragestellungen dienten drei verschiedene methodische Ansätze. Grundlage bildete eine Auswertung der Forsteinrichtungsdatenbank sowie eine Befragung der Revierförster. Forsteinrichtungsdaten zur Beteiligung von *Pinus strobus* in den Waldbeständen des Nationalparks wurden mit der aktuellen Situation abgeglichen und um nicht in der Datenbank erfasste Flächen, die bereits mit *Pinus strobus* bestockt sind, ergänzt. Erweitert wurden diese Flächenangaben durch spezielle Informationen (z. B. bisherige Bestandesbehandlungen, auftretende Krankheiten) der Revierförster. Für die eigenen Untersuchungen im Gelände wurden 12 Probeflächen, auf denen *Pinus strobus* stockt, ausgewählt (drei in Vorderer, neun in Hinterer Sächsischer Schweiz), davon vier in der Naturzone A. Die Probeflächen repräsentieren unterschiedliche Standorts- und Alterssituationen.

Im Sommer 2004 wurden auf den Probeflächen in einem System gestaffelter Probekreise (Außenradius 12 m) in Anlehnung an die Permanente Stichprobeninventur (SLF 1998) Daten zur Bestandes- und Verjüngungsstruktur sowie zur Ausbreitungstendenz erhoben. Das Zentrum der Probekreise wurde mit Starkmagneten dauerhaft markiert. Die Lage der 12 Probekreise erfasst repräsentativ den Anteil an *Pinus strobus*-Verjüngung auf den Untersuchungsflächen. Für die Aufnahmen der Verjüngung dienten jeweils vier in den Haupthimmelsrichtungen angelegte Satellitenkreise ($r = 1,78$ m), in welchen die Verjüngung getrennt nach Baumarten ausgezählt und ihre Wuchshöhe vermessen wurde. Die Zentren der Satellitenkreise befinden sich genau auf der Linie des Außenradius des Probekreises. Dadurch erfassen die Verjüngungskreise die Daten zu 50% innerhalb und 50% außerhalb des Probekreises. Zusätzlich wurden auf den Probeflächen zur standörtlichen Charakterisierung Vegetationsaufnahmen durchgeführt und ausgewertet (Weiserarten, Berechnung mittlerer Zeigerwerte).

Die Ausbreitungstendenz und -dynamik wurde auf Probeflächen mit horstweisem Auftreten von *Pinus strobus* innerhalb von vier Transekten analysiert. Ausgehend vom äußersten Probekreis ($r = 12$ m) wurde auf einer Länge von je 100 m nach N, O, S und W je ein Transekt angelegt, in welchem alle 5 m auf 4 m² die Verjüngung von *Pinus strobus* erfasst und deren Wuchshöhe vermessen wurde. Ergänzend wurde auf einem mit Naturver-

jüngung von *Pinus strobus* vollständig bestockten Sandsteinriff im Revier Hohnstein (Vordere Sächsische Schweiz) versucht, den zeitlichen Verlauf der Ausbreitung zu rekonstruieren. Dafür wurden von Einzelbäumen Bohrspaltenproben entnommen und die Jahrringe zur Altersbestimmung ausgezählt. Dadurch konnte zurückverfolgt werden, welche Bereiche zuerst mit *Pinus strobus* bestockt waren.

3. Zur Verbreitung und Ökologie von *Pinus strobus* L.

3.1. Areal

Pinus strobus ist im östlichen Nordamerika in den Waldgebieten der submediterranen Zone über die temperate bis in die südliche boreale Zone verbreitet. Das Areal reicht vom mittleren und östlichen Kanada über den Nordosten der USA entlang der Appalachen bis Nord-Georgia. Das ausgedehnte Verbreitungsgebiet ist gekennzeichnet durch eine weite Spanne der mittleren Jahresniederschläge (ca. 510-2.030 mm) und durchschnittlichen Julitemperaturen von 18-25°C (MULLIN 2002). Ihre vertikale Verbreitung reicht vom Tiefland bis etwa 1.500 m ü. NN. Die Strobe ist ein charakteristischer Bestandteil der boreonemoralen Übergangszone („Taiga-Sommerwald“, SCHROEDER 1998), d.h. sie kommt vor allem in Laub-/Nadel-Mischwäldern (unter „suboptimalen“ Bedingungen auf trockenen und nährstoffarmen Standorten in Nadelwäldern) im Übergangsbereich von den nördlichen Laubwald-Ökosystemen zu den Nadelwäldern an der südlichen Grenze der borealen Zone (RICHARDSON 1998) vor. Sie wächst oft in Mischung mit *Tsuga canadensis*, *Quercus rubra*, *Betula papyrifera* oder *Acer saccharum*.

Die anfangs vor allem wegen ihrer Schaffform geschätzte Baumart wurde im Jahre 1605 nach England eingeführt. Sie fand besonders im 19. Jahrhundert Ausbreitung als Forstbaum, so auch in Deutschland. In der Forstwirtschaft wurden wegen ihrer hohen Zuwachsraten große Hoffnungen zur raschen Massenerzeugung in sie gesetzt, wobei mehrfache Rückschläge durch die Anfälligkeit gegenüber dem Weymouthkiefer-Blasenrost (*Cronartium ribicola*) eine weitere Verbreitung verhinderten (vgl. MAYER 1992). Für die Sächsische Schweiz kann man von einem Anbau seit 1833 ausgehen.

3.2. Ökologisches Verhalten im Natur- und Kulturreal

Die Strobe ist eine sehr raschwüchsige, anemochore Halbschattbaumart, die bereits mit einem Alter von 6-10 Jahren fruktifizieren kann. Größere Samenmengen werden aber erst ab einem Alter von etwa 20 Jahren produziert. Mastjahre treten alle 2-3 Jahre (SCHÜTT et al. 2002) auf. Ein Baum

kann über 400 Zapfen (SINGH 2003) mit jeweils etwa 30 Samen tragen. *Pinus strobus* erträgt sehr gut Trockenheit und wächst auf den unterschiedlichsten Standorten: felsige Hänge, moorige Bereiche, sandige Ebenen oder feuchte Flussniederungen. Die Baumart ist als Intermediärbaumart einzuordnen. Ihre frühzeitige Fruktifikationsfähigkeit und die Produktion hoher Samenmengen, ihre weite Standortsamplitude und Toleranz suboptimaler Bedingungen belegen Eigenschaften als Pionierbaumart. Die reifen Samen können sich im Bestand bis zu 61 m und im Freiland mehr als 200 m weit ausbreiten (SCHÜTT et al. 2002, HADINCOVÁ et al. 2002). Langlebigkeit (bis etwa 500 Jahre; KNAPP 1965), Schattenwurf und relativ hohe Schattentoleranz der Strobe kennzeichnen dagegen eine Klimaxbaumart (vgl. auch MULLIN 2002).

Das Standortspektrum der Strobe bezüglich der Trophie reicht von ziemlich arm bis hin zu reich, sie gedeiht am besten auf gut drainierten Böden. Auf vernässten und flachgründigen Standorten wurzelt die Strobe nicht tief, was eine höhere Sturmwurfgefährdung hervorruft (BIBELRIETHER & SPERBER 1962). Die besiedelten Böden weisen einen pH-Bereich von 4,0-7,5 auf (MULLIN 2002). Bereits im Juni/Juli wirft sie ihre vorjährigen Nadeln ab und begräbt dadurch unter ihrer Streu Bodenvegetation und Keimpflanzen. Die Naturverjüngung von *Pinus strobus* kann sich sowohl auf trockenen, sonnigen und windexponierten Felsbereichen als auch in engen, schattigen und feuchten Tälern etablieren.

In Mischbeständen von *Pinus strobus* und *Pinus sylvestris* konnten durch MÁCOVÁ (2001) für die Böhmisches Schweiz bei Jahrringanalysen keine signifikanten Unterschiede in der Chronologie im Vergleich zu standortstypischen Kiefernbeständen (*Dicrano-Pinetum*) festgestellt werden. Anders ist jedoch die Situation in Beständen, in denen die Strobe die Gewöhnliche Kiefer bereits überwachsen hat (auch wenn sie nicht immer älter ist): hier zeigen sich Rückgänge im Jahreszuwachs bei der Gewöhnlichen Kiefer sobald die Stroben über diese hinauswachsen. MÁCOVÁ (2001) konnte bestätigen, dass *Pinus strobus* schattentoleranter ist als *Pinus sylvestris*, letztere aber Trockenheit besser verträgt.

4. Ergebnisse

4.1. Ausbreitungssituation im Nationalpark

Im Nationalpark Sächsische Schweiz sind derzeit 7,6 % der Waldfläche mit nichteinheimischen Baumarten (6,2 % Nadelbäume, 1,4 % Laubbäume) bestockt (SLF 1998). Nach der Forsteinrichtungsdatenbank ist weniger als 0,1 % (7,1 ha, davon 1,1 ha in Naturzone A) der Waldfläche mit *Pinus stro-*

bus bestockt. Dabei ist aber zu beachten, dass in der Datenbank alle Flächen fehlen, die einen Strobenanteil von weniger als 10 % aufweisen. Diese konnten erst durch Geländebegänge erfasst werden. Es sind vornehmlich Riffstandorte ohne Bewirtschaftung. Etwa $\frac{3}{4}$ der Flächen mit *Pinus strobus* stocken auf armen bzw. ziemlich armen Standorten.

Die Bestände haben ein durchschnittliches Alter von 60-100 Jahren. Die Strobe tritt überwiegend horstweise in Beständen mit *Picea abies*, *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* auf. Deutliche Unterschiede gibt es im Vorkommen der Baumart in den beiden Nationalparkteilen. Konzentrationspunkte sind der Zschand, das Brandgebiet und das Lohmener Hauptrevier. Zahlreicher sind die Bestände nach der Forsteinrichtungsdatenbank in der Hinteren Sächsischen Schweiz, wohingegen eine Rasterkartierung des Nationalparks (RIEBE 2005) ein häufigeres Vorkommen in der Vorderen Sächsischen Schweiz verzeichnet. Bei dieser Kartierung im Gauß-Krüger-Netz in einem Raster von 250 x 250 m wurde zwar flächendeckend, jedoch mengen- und altersunabhängig das Vorkommen von *Pinus strobus* registriert. Die verschiedenen Erfassungsmethoden der beiden Datenerhebungen bewirken diese unterschiedliche Häufigkeitsverteilung.

Die Auswertung der Transektkartierungen ergab, dass 90 % der Verjüngungspflanzen sich in einem Umkreis von bis zu 65 m um die Mutterbäume ansiedeln. Die Ausbreitungsentfernung beträgt meist nie mehr als 100 m. Die nachfolgende Graphik (Abb. 3) veranschaulicht die mittlere Anzahl an Verjüngungspflanzen (inklusive Keimlinge) in alle vier Haupthimmelsrichtungen der erfassten Transekte. Innerhalb der Transekte kamen überwiegend Verjüngungspflanzen mit einer Höhe bis zu 60 cm vor. Höhere Jungwuchsstadien fehlten mehrheitlich.

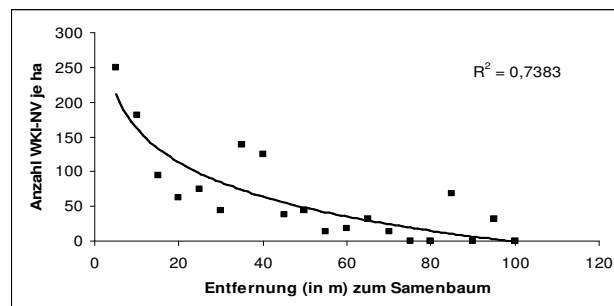


Abb. 3: Dokumentation der Ausbreitungsfähigkeit von *Pinus strobus* durch die Anzahl der Verjüngungspflanzen (WKI-NV) in Entfernung zum Samenbaum

Am geringsten ist die Zahl der Verjüngungspflanzen bei allen Aufnahmen in W-Richtung der Samenbäume, am höchsten in S-Richtung. Die Struktur und

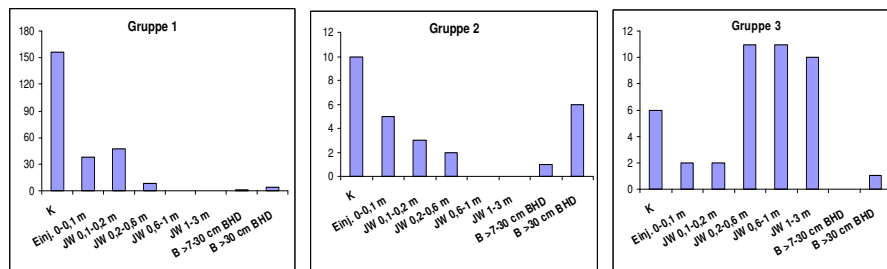
die Exposition der umliegenden Bestände sind entscheidende Faktoren für den Ausbreitungserfolg der Baumart. Ein lichter Altbestand ist für das Wachstum und die Etablierung der Verjüngungspflanzen besonders förderlich.

Die Auswertung der Bohrspanproben von einzelnen Stroben eines Sandsteinriffes im Revier Hohnstein ergab Durchschnittswerte für die Altersverteilung der dort stockenden Naturverjüngung. Das Riff ist mittlerweile vollständig mit *Pinus strobus* bestockt. Ausgegangen ist diese Ausbreitung von zwei Altbäumen (ca. 110 Jahre) in etwa 50 m Entfernung. Im Bestand dazwischen fanden sich kaum Stroben-Verjüngungspflanzen. Die am Riff stockenden *Pinus strobus*-Bäume haben bereits ein Alter von 22 bis 66 Jahren. Dabei befinden sich die durchschnittlich ältesten Probebäume in der kürzeren Entfernung zu den Altbäumen, jüngere Bäume stehen in weiterer Entfernung zu den Mutterbäumen. Nach RICHARDSON et al. (2000) beträgt die minimale Ausbreitungsentfernung vom Mutterbaum bei Bäumen und Sträuchern, die ihre Früchte durch Wind, Wasser oder Lebewesen verbreiten, mehr als 100 m in weniger als 50 Jahren. Diese Entfernung hat *Pinus strobus* hier wahrscheinlich in einem kürzeren Zeitraum überwunden und die freie Nische des Riffstandortes erobert.

4.2. Verjüngungsstrukturen

Der überwiegende Anteil an Verjüngungspflanzen (90 %) von *Pinus strobus* hat eine Höhe von 40 cm. Wuchshöhen darüber sind sehr selten, Keimlinge dagegen treten in sehr hohen Mengen auf (68 % an den Wuchshöhenklassen).

Die Verjüngungsaufnahmen der Satellitenkreise lassen sich grob in drei Gruppen demographischer Struktur (Abb. 4) gliedern: die erste Gruppe mit einer sehr geringen Anzahl von Bäumen und einem sehr hohen Anteil an Keimlingen und einjährigen Pflanzen, eine zweite Gruppe mit wenigen Keimlingen, kaum Jungwuchs, aber Bäumen und eine dritte Gruppe mit sehr geringen Anteilen an Keimlingen, einjährigen Pflanzen und Bäumen, aber einem höheren Anteil an Jungwuchs. Der Flächenbezug für die Bäume sind 450 m² und für die Verjüngungsstadien 50 m².



[Keimlinge (K); Einjährige (Einj.); Jungwuchs (JW); Bäume (B)]

Abb. 4: Histogramme der demographischen Struktur

Die Zahlenwerte der Verjüngungspflanzen schwanken von 200 bis 26.600 Stück pro Hektar. Das „Startkapital“ für eine weitere erfolgreiche Ausbreitung ist damit ausreichend vorhanden. Durch die Auswertung der Vegetationsaufnahmen und die zusätzliche pH-Wert-Bestimmung von Bodenproben konnten jedoch keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Anzahl an Verjüngungspflanzen und verschiedenen Standortsfaktoren nachgewiesen werden. In der Tendenz waren jedoch die Verjüngungszahlen in der Hintereen Sächsischen Schweiz höher als die Zahlen der Vorderen. Vermutlich wirken sich hier die etwas höheren Niederschläge positiv auf das Verjüngungswachstum aus.

4.3. Vergleich zu einheimischen Baumarten

Für die Beurteilung der Ergebnisse zu den Verjüngungszahlen in Beziehung zu einheimischen Baumarten muss vorausgeschickt werden, dass alle Aufnahmen in naturfernen Nadelbaumbeständen unter *Pinus strobus*-Altbäumen erfolgten. Die Zahlen lassen also keine Aussage zu Anteilen der verschiedenen einheimischen Baumarten zu, da infolge des Vorherrschens der Altbäume der Weymouth-Kiefer ein höherer Anteil von *Pinus strobus*-Verjüngungspflanzen zu erwarten ist. Auffällig bei einem Vergleich zu den Verjüngungszahlen der einheimischen Baumarten, die innerhalb der Probekreise mit erfasst wurden, ist, dass lediglich *Picea abies* auf den Untersuchungsflächen in vergleichbar hoher Anzahl wie *Pinus strobus* vertreten ist. Die Gewöhnliche Fichte erreicht im Durchschnitt sogar noch höhere Anteile an Verjüngungspflanzen als *Pinus strobus*. Diesen zahlenmäßigen Vorsprung der Fichte kann *Pinus strobus* durch rascheres Jugendwachstum und höhere Konkurrenzkraft wieder aufholen.

Auf den Flächen im Nationalpark, die potenziell durch die Ausbreitung von *Pinus strobus* beeinträchtigt werden, wird die aktuelle Bestockung im wesentlichen von *Picea abies* oder *Pinus sylvestris* gebildet. Im Vergleich der

ökologischen Eigenschaften steht *Pinus strobus* zwischen beiden Baumarten, dennoch übertrifft sie diese an Konkurrenzkraft, Fruktifikation, Höhen- und Durchmesserzuwachs, Breite der Standortsamplitude und Anspruchsllosigkeit.

4.4. Entwicklungsszenarien

Nimmt man einen unterschiedlichen Grad der anthropogenen Einflussnahme auf die weitere Entwicklung von *Pinus strobus* in den Wäldern des Nationalparks Sächsische Schweiz an, können unter Berücksichtigung der Ergebnisse der eigenen Untersuchungen verschiedene Szenarien unterbreitet werden. Eventuelle Umweltveränderungen oder andere förderliche bzw. hemmende Einflussfaktoren für die Bestandesentwicklung von *Pinus strobus* bleiben dabei unbeachtet.

In Szenario 1 wird auf sämtliche Regelungen der Bestandesentwicklung verzichtet. Damit bleiben die Diasporenträger aber auch die Verjüngungspflanzen als Grundstock für eine weitere Ausbreitung erhalten. Aufgrund der oben dargestellten Ergebnisse ist mit einer weiteren, u.U. raschen Ausbreitung der Art und einer Etablierung im Gebiet zu rechnen. Vermutlich wird *Pinus strobus* anfänglich im Mischbestand mit *Pinus sylvestris* und *Picea abies* auftreten. Aufgrund ihrer Eigenschaften und in Auswertung existierender Beispiele in der Böhmisches Schweiz ist zu erwarten, dass die Invasion mit der Entstehung von Reinbeständen abschließen wird. Dies dürfte auch in den recht großräumigen Waldgebieten der beiden aneinandergrenzenden Nationalparke im Elbsandsteingebirge nicht durch einen Befall mit Kiefern-Blasenrost verhindert werden. Nach HÄRTEL & HADINCOVÁ (1998) ist dazu die „Infektionsrate“ zu gering. Eine Verhinderung bzw. Eindämmung der Ausbreitung durch einheimische Baumarten kann aufgrund der Konkurrenzvorteile der Strobe vor allem für die Extremstandorte nahezu ausgeschlossen werden. Zu erwartende Folgen der Ausbreitung wären nicht nur die Verdrängung der charakteristischen Riff-Kiefernwälder und damit eine Veränderung des Landschaftscharakters, sondern ebenso aufgrund der erhöhten Streuauflage und der durch diese geförderten Bodenversauerung ein Rückgang der standortstypischen Bodenvegetation. Zusätzlich verhindert die Nadelauflage das Wachstum von Sämlingen anderer Baumarten, da deren Wurzeln nicht bis zum Mineralboden vordringen können. Inwieweit die Nadelstreuauflage auch die eigene Verjüngung beeinträchtigt, konnte bei den Untersuchungen nicht ermittelt werden.

In Szenario 2 werden nur im Bereich der Naturzone B die Altbäume von *Pinus strobus* entfernt. Dies kann im Zuge von Pflegemaßnahmen erfolgen. In der Naturzone A bleibt damit der Prozessschutz gewahrt. Da jedoch die Samenträger von *Pinus strobus* erhalten bleiben würden, ist im Bereich der Naturzone A mit einer weiteren Ausbreitung der Art zu rechnen. Somit wird

die Möglichkeit der Ausbreitung zwar verlangsamt und verzögert, da die Samenquellen reduziert wurden, die Invasion wäre jedoch vor allem in die naturnahen, wertvollen und dem Prozessschutz überlassenen Bereichen zeitlich nur verschoben. Naturschutzfachlich ist dies kritisch zu sehen, da die Ausbreitung auf die naturnahen Riffstandorte damit nicht verhindert wird.

In Szenario 3 werden sämtliche Altbäume in Naturzone A und B entnommen, was in überschaubaren Zeiträumen erfolgen müsste (möglichst kurzfristig). Die Maßnahmen im Bereich der Naturzone B könnten problemlos im Zuge ohnehin geplanter Waldbehandlung durchgeführt werden. Für den Bereich der Naturzone A müssten umgehend noch als „Ersteinrichtung“ zu verstehende Maßnahmen stattfinden. Die konsequente Entnahme aller Altbäume soll eine weitere Etablierung von Keimlingen ausschließen. Um in Zukunft ein Aufwachsen neuer Diasporensender zu verhindern und weitere Eingriffe zu vermeiden, ist in diesem Szenario auch eine Entnahme aller Verjüngungspflanzen eingeschlossen. Für eine konsequente Beseitigung der Art wäre es notwendig, sämtliche Lokalitäten zu erfassen. Problematisch erscheint aber eine vollständige Entnahme der Individuen auf den Riffstandorten. Nur mit diesem Szenario erscheint eine „Rückdrängung“ der Art zum jetzigen Zeitpunkt möglich, sofern dies tatsächlich erfolgen soll.

5. Diskussion

Die edaphischen und klimatischen Bedingungen im Nationalpark Sächsische Schweiz entsprechen weitgehend den Bedingungen im natürlichen Areal der Weymouth-Kiefer und begünstigen ihre Ausbreitung. Die ermittelten Ausbreitungstendenzen bestätigen entsprechende Untersuchungen in der zum gleichen Naturraum (Elbsandsteingebirge) gehörenden Böhmisches Schweiz (HADINCOVÁ et al. 2002). Ähnliche Ergebnisse zeigen sich auch bei den festgestellten Ausbreitungsentfernungen. HADINCOVÁ (2002) ermittelte in Beständen mit *Pinus strobus* eine Ausbreitung bis maximal 100 m vom Mutterbaum.

Pinus strobus besitzt durch ihre ökologische Potenz und Lebensstrategie beste Voraussetzungen für eine rasche Ausbreitung im Gebiet: häufige Fruktifikation, hohes Verjüngungspotenzial, erfolgreiche Distribution über anemochore Diasporen, Raschwüchsigkeit, Anspruchslosigkeit und Konkurrenzvermögen. Die Verjüngung von *Pinus strobus* kommt mit weit weniger Licht aus als die Verjüngung von *Pinus sylvestris* (EISENREICH 1956), was für die Strobe unter Schirm zum klaren Vorteil wird. Sie kann sich dort im Halbschatten etablieren und ist der Gewöhnlichen Kiefer im Höhenwachstum weit voraus, ehe diese ausreichende Lichtverhältnisse vorfindet. Die Strobe zeigt auch ein höheres Schattenerträgnis als die Fichte. Nach EISENREICH (1956) steht sie „biologisch nicht zwischen Fichte und Kiefer, sondern zwi-

schen Fichte und Tanne“ und hat sich in Einzelmischung bestens bewährt, was für ihre Konkurrenzstärke spricht. Dies allein sind jedoch keine Eigenschaften, von denen ein invasives Potenzial abgeleitet werden könnte. Sie begünstigen und erhöhen jedoch die Wahrscheinlichkeit (HEGER & TREPL 2001). Untersuchungen von HANZÉLYOVÁ (1998) zu den Keimlingen von *Pinus sylvestris* und *Pinus strobus* haben ergeben, dass *Pinus strobus* deutlich stresstoleranter ist und sich auch noch bei sehr niedrigen pH-Werten ansiedelt. Dadurch hat die Strobe Konkurrenzvorteile auch auf stark versauerten Standorten (pH-Wert < 4,0). RICHARDSON (1998) sieht in der Anemogamie und Anemochorie eine der Ursachen für explosive Populationsanstiege und verweist auf die Überlegenheit der Strobe auf extremen Standorten gegenüber anderen Baumarten. Zusätzlich begünstigen niedriger Verbissdruck, rasches Jugendwachstum, geringer Befall durch Pathogene sowie geringe interspezifische Konkurrenz vor allem auf Riffstandorten die Verjüngung von *Pinus strobus*. Die seit einigen Jahren zunehmende Verjüngung ist bemerkenswert, da sich *Pinus strobus* bereits seit Jahrzehnten im Nationalpark Sächsische Schweiz verjüngen könnte (beispielhaft nachgewiesen im Revier Hohnstein). Die Altersstruktur der Verjüngung und die Mortalität lassen auf eine ansteigende Tendenz der Baumzahlen schließen (Verhalten einer invasiven Art). Es bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten zu klären, ob sich die Baumart im Nationalparkgebiet wirklich erst seit wenigen Jahren so erfolgreich verjüngt, d.h. nach einem time-lag jetzt ein invasionsartiger Schub der Ausbreitung einsetzt (vgl. KOWARIK 2003) oder welche Umweltveränderungen dies begünstigen. HANZÉLYOVÁ (1998) führt den Invasionserfolg der Strobe vor allem auf saure Deposition und den starken atmosphärischen Stickstoffeintrag der letzten 30 Jahre zurück. Aufgrund ihrer Eigenschaften kann die Strobe Standorte wie Sandsteinriffe, lichte Waldbestände und Waldgrenzstandorte besonders rasch erobern. Da sie sich auch in naturnahen und fast natürlichen Beständen auf Felsstandorten etabliert hat, ist sie wie die Rot-Eiche als Agriophyt einzustufen (vgl. DREBEL & JÄGER 2002). Die Nährstoffanreicherung durch Stickstoffeinträge begünstigt das Wachstum von *Pinus strobus*.

Die Ausbreitung der Strobe bedeutet vor allem auf den Felsriffen im Bereich der Birken-Kiefernwälder (*D i c r a n o - P i n e t u m*) Verlust an Naturnähe und Veränderung des charakteristischen Landschaftsbildes. Damit einher geht auch eine Veränderung von Flora und Fauna. Der zeitige Nadelfall und die verdämmenden Eigenschaften der Streu wirken sich nachteilig auf spezialisierte Felsbewohner (Flechten, Moose, Insekten) und die standortstypische Bodenflora aus. Untersuchungen von HÄRTEL & HADINCOVÁ (1998) haben gezeigt, dass die Nadelstreuproduktion in *Pinus strobus*-Beständen etwa doppelt so hoch ist wie in gleichaltrigen Beständen von *Pinus sylvestris*. Es konnte nachgewiesen werden, dass als Folge der hohen Nadelaufgabe in den mit *Pinus strobus* bestockten Beständen die

Krautschicht stark zurückgeht (Senkung der Phytodiversität) und die Verjüngung von *Pinus sylvestris* verhindert wird (KULHÁNKOVÁ et al. 2002). Für Bestände, in denen die Strobe zur Dominanz gelangt, können epigäische Kryptogamen zusätzlich zu Auswirkungen flächendeckender Eutrophierung und Versauerung durch Ausdunklungseffekte verdrängt werden. Dies betrifft auch in Sachsen gefährdete bzw. im Rückgang befindliche Arten, die durch die Ausbreitung der Strobe in den Riff-Kiefernwäldern einen weiteren Fundortverlust zu verzeichnen hätten, wie z. B. die Moose *Dicranum polysetum*, *D. majus*, *Ptilidium ciliare*, *Barbilophozia attenuata*, *Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum* und *Sphagnum quinquefarium* sowie die Flechten *Cetraria islandica*, *Cetraria muricata* und *Cladonia portentosa*.

Indigenat oder Agriophytie an sich stellen ebenso wie Naturnähe oder Biodiversität noch keine Wertmaßstäbe dar (SCHMIDT 2007 a, b). Wertzuweisungen erfolgen durch einen Leitbild- und Zielbezug. Da sich die analysierten Bestände mit Etablierung der gebietsfremden Baumart im Nationalpark befinden, stellt der Schutzzweck des Nationalparkes das Wert- und Zielsystem. In diesem Zusammenhang ist abzuwägen, ob die dargestellten Entwicklungen ohne oder mit Pflegemaßnahmen als Beeinträchtigungen zu werten sind.

6. Schlussfolgerungen

Die Dimension der Ausbreitung von *Pinus strobus* und ihre Auswirkungen sind auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen nicht vollständig und eindeutig zu klären. KOWARIK (2002) erwähnt *Pinus strobus* in seiner Liste über die ökologischen, evolutionären und biogeographischen Auswirkungen biologischer Invasionen. Diese Liste differenziert nach Wirkungsebene und beteiligten Prozessen. *Pinus strobus* erscheint dabei unter der Wirkungsebene Lebensgemeinschaften mit dem Prozess Veränderung von Vegetationsstrukturen. Die bereits im angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz nachweisbaren negativen Standorts- und Biozönoseveränderungen durch die Ausbreitung von *Pinus strobus* würden jedoch schon regulierende Maßnahmen rechtfertigen. Die Rückholbarkeit der Art ist unter Berücksichtigung der derzeit besiedelten Flächen ohne größere Probleme möglich, da die Altbäume und die Verjüngung noch im Zuge von Pflegemaßnahmen entfernt werden könnten. Ein gezieltes Handlungskonzept in Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Böhmisches Schweiz ist unerlässlich. Der Aufwand ist hinsichtlich des zu erwartenden Zustandes und des (noch) relativ geringen Arbeitsumfanges verhältnismäßig. Allerdings fehlt es an Studien zum Wuchsverhalten und zur Persistenz von *Pinus strobus* sowie an Angaben zum Wiedereinwanderungserfolg. Der „Rückdrän-

gungserfolg“ scheint nach bisherigem Wissen dann nachhaltig zu sein, wenn alle Stoben-Pflanzen entfernt werden konnten. Da sich *Pinus strobus* nicht vegetativ vermehrt, wird sich nach Entfernung der Diasporenträger und einer vollständigen Beseitigung der Verjüngung dauerhaft ein Entwicklungsprozess mit naturnaher Bestockung entfalten können. In der Nähe zu Siedlungsgebieten und aufgrund der Verbreitung durch Tiere (Vögel, Eichhörnchen) ist allerdings nicht mit Sicherheit zu sagen, ob die Art erneut einwandern könnte. Momentan sind jedoch derartige Vorkommen nicht bekannt.

7. Dank

Unser Dank gilt der Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz für die Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen, allen voran Herrn F. Wagner, sowie der Diskussion der Ergebnisse. Außerdem sei an dieser Stelle Frau Dr. V. Hadincová (Botanisches Institut Pruhonice) und Herrn Dr. H. Härtel (Nationalparkverwaltung Böhmisches Schweiz) für den regen fachlichen Austausch gedankt.

Literatur

- BIBELRIETHER, H., SPERBER, G. (1962): Lärche und Strobe im Spessart. Forstwissenschaftl. Forschungen 16. Parey, Hamburg: 100 S.
- DREBEL, R.; JÄGER, E. J. (2002): Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* **35**: 37-64.
- EISENREICH, H. (1956): Schnellwachsende Holzarten. Ein Leitfaden. Deutscher Bauernverlag, Berlin: 322 S.
- GAUER, J., ALDINGER, E. (Hrsg., 2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands: Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke; mit Karte 1 : 1.000.000. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpfl.züchtung **43**: 1 – 324.
- GRIESE, F. (1991): Fremdländische Gehölze in Waldschutzgebieten. In: Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos? *NNA-Ber.* **4** (1): 45-48.
- HADINCOVÁ, V.; KÖHNLEINOVÁ, I.; MAREŠOVA, J. (in prep.): Invasive behaviour of the white pine (*Pinus strobus*) in sandstone areas in the Czech Republic. In: HÄRTEL, H.; CILEC, V.; HERBEN, T.; JACKSON, A.; WILLIAMS, R. (eds.): Sandstones Landscapes.
- HADINCOVÁ, V.; SIMONOVÁ, J.; KÖHNLEINOVÁ, I. (2002): Invasive behaviour of *Pinus strobus* in sandstone areas in the Czech Republic. In: KOPŘIVOVÁ, L. (compiler): Sandstone Landscapes: Diversity, Ecology and Conservation. Doubice: 6.
- HANZÉLYOVÁ, D. (1998): A comparative study of *Pinus strobus* L. and *Pinus sylvestris* L.: growth at different soil acidities and nutrient levels. In: STARFINGER, U.; EDWARDS, K.; KOWARIK, I.; WILLIAMSON, M. (eds.): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. Leiden, Backhuys: 185-194.
- HÄRTEL, H.; HADINCOVÁ, V. (1998): Invasion of White Pine (*Pinus strobus*) L. into the Vegetation of the Elbsandsteingebirge (Czech Republic / Germany). In: SYNGE, H.; AKEROYD, J. (eds.): *Planta Europa Proceedings*. Uppsala and London: 251-255.

- HEGER, T.; TREPL, L. (2001): Was macht Arten "invasiv"? In: BAYERISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (Hrsg.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Rundgespräche der Kommission für Ökologie **22**: 99-110.
- HUNGER, W. (1961): Standörtliche und regionale Gliederung des Elbsandsteingebietes. Wiss. Zeitschr. d. Techn. Univ. Dresden **10** (5): 1262-1290.
- ILLE, D. (2005): Situation der gebietsfremden *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz. Diplomarbeit, TU Dresden. Lehrstuhl für Landeskultur und Naturschutz, Tharandt (Mskr.): 86 S.
- ILLE, D.; SCHMIDT, P.A.; DENNER, M.; WAGNER, F. (2006): Zur Situation der gebietsfremden Baumart Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus*) im Nationalpark Sächsische Schweiz. In: Naturschutzarbeit in Sachsen **48**: 21-30.
- KNAPP, R. (1965): Die Vegetation von Nord- und Mittelamerika und der Hawaii-Inseln. Fischer, Stuttgart: 373 S.
- KOWARIK, I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. In: KOWARIK, I.; STARFINGER, U. (Hrsg.): Biologische Invasionen. Herausforderung zum Handeln? NEOBIOTA **1**: 5-24.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart: 380 S.
- KULHÁNKOVÁ, A.; KOUKOL, O.; MOUREK, J. (2002): Decomposition of litter in *Pinus sylvestris* and *Pinus strobus* forests in the Bohemian Switzerland National Park. In: KOPŘIVOVÁ, L. (compiler): Sandstone Landscapes: Diversity, Ecology and Conservation. Douboice: 15.
- LUKEN, J.O.; THIERET, J.W. (eds.) (1997): Assessment and management of plant invasions. Springer, New York: 324 S.
- MÁCOVÁ, M. (2001): Tree-ring analysis of crown competition and climatic sensitivity in *Pinus strobus* and *Pinus sylvestris* stands in the Elbe River Sandstone Mountains. In: Dendrochronologia **19** (1): 103-113.
- MANNFELD, K.; RICHTER, H. (Hrsg., 1995): Naturräume in Sachsen. Forschung zur deutschen Landeskunde Band 238. Zentralausschuss für deutsche Landeskunde. Selbstverlag, Trier: 228 S.
- MAYER, H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 4. Aufl., Fischer, Stuttgart: 552 S.
- MULLIN, L. (2002): *Pinus strobus*. In: Pines of Silvicultural Importance. Compiled from the Forestry Compendium. CAB International. CABI Publishing: 424-449.
- RICHARDSON, D.M. (1998): Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge: 527 S.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distribution **6**: 93-107.
- RIEBE, H. (2005): Digitale Ausgabe der Rasterkartierung im Nationalpark Sächsische Schweiz für *Pinus strobus*. Nationalpark und Forstamt Sächsische Schweiz. Bad Schandau.
- SCHMIDT, P.A. (2007a): Naturschutz im Wald - aktuelle Entwicklungen. In: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe **28**: 10-24.
- SCHMIDT, P.A. (2007b): Verwendung einheimischer Gehölze im urbanen Raum. In: ROLOFF, A.; THIEL, D.; WEIß, H. (Hrsg.): Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt/ Contributions to Forest Sciences. Beih. **6**: 42-57.
- SCHMIDT, P.A. (im Druck): Waldentwicklung in Nationalparks unter dem Aspekt natürlicher Dynamik in Fichtenwäldern und künstlich begründeten Fichtenbeständen. In: Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsband Wald-Workshop Nationalpark Harz, Wernigerode 2005.
- SCHMIDT, P.A.; GNÜCHTEL, A.; MORGENSTERN, K.; TSCHIEDEL, J.; WAGNER, F.; WAGNER, W.; HANSPACH, D.; MARSCH, M.; LUCHMANN, C. (1994): Erarbeitung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für die Wälder im Nationalpark Sächsische Schweiz. Teil FoA Lohmen. TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften, Tharandt (Mskr.): 246 S.

- SCHROEDER, F.G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. Quelle und Meyer, Wiesbaden: 457 S.
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.J.; STIMM, B. (2002): Lexikon der Baum- und Straucharten. Nikol Verlagsgesellschaft, Hamburg: 581 S.
- SCHWANECKE, W.; KOPP, D. (1996): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft **8**, Graupa: 191 S.
- SINGH, P. (2003): Pinus strobus L. In: SCHÜTT, P.; WEISGERBER, H.; SCHUCK, H.J.; LANG, U.; ROLOFF, A.; STIMM, B. (Hrsg.): Enzyklopädie der Holzgewächse III. ecomed-Verlag, Landsberg: 1-15.
- SLEF (STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN, Hrsg.) (1996): Waldbehandlungsgrundsätze im Nationalpark „Sächsische Schweiz“. Dresden. (Mskr.): 9 S.
- SLF (SÄCHSISCHES LANDESANSTALT FÜR FORSTEN, Hrsg.) (1998): Der Waldzustand im Nationalpark Sächsische Schweiz nach den Ergebnissen der Permanenten Stichprobeninventur 1995/96. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft **14**, Graupa: 60 S.
- SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT) (2003): Verordnung über die Nationalparkregion Sächsische Schweiz vom 23. Oktober 2003. Dresden.
- STARFINGER, U.; EDWARDS, K.; KOWARIK, I.; WILLIAMSON, M. (eds.) (1998): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. Backhuys, Leiden: 362 S.

submitted: 16.07.2007
reviewed: 22.08.2007
accepted: 31.08.2007

Adresses of authors:

Doreen Ille, Prof. Dr. Peter A. Schmidt

Technische Universität Dresden

Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz

Lehrstuhl für Landespflege und Naturschutz

Piennner Str. 7

01737 Tharandt

e-mail: ille@forst.tu-dresden.de, schmidt@forst.tu-dresden.de

Werkzeuge zur Bestimmung der Waldtypen im bayerischen Hochgebirge

Tools for the identification of forest types in the Bavarian Alps

Jörg EWALD & Stefan BINNER

Abstract

Ecological forest types are an important reference for forest management and conservation planning. The forest types of the Bavarian Alps, a densely forested region with large areas protected under the European NATURA 2000 network, are units of uniform species composition and structure occurring under certain combinations of site attributes. The article delivers tools for the recognition, delimitation and mapping of these types at three conceptually integrated levels of detail and spatial resolution.

Fine-scale site maps (1:10.000) have been drawn in several pilot field surveys based on dichotomous identification keys for 47 mapping units, one based chiefly on indicator plants (which are delivered in a structured list) and typical structures in mature forests, another one based solely on attributes of soil and relief applicable in more disturbed situations.

A set of 24 aggregated forest types (groups of site mapping units) served as a reference for naturalness of forest composition in Germany's second nationwide forest inventory of 2001/02. Inventory teams applied a simple graphical decision scheme, assigning sample plots to forest types based on simple criteria of relief and soil alongside with few plant indicators.

Annex I habitats of the European NATURA 2000 network are still more aggregated groups of forest types. Their occurrence in large protected areas can be mapped in a GIS based on geo-parameters derived from existing geological maps and digital elevation models, which are combined in a deterministic model summarising current knowledge on the site-related distribution of forest types.

With the system of ecological forest types and tools for their identification at hand, planners and managers can choose the set of methods most suited to their actual requirements and resources. A typical planning procedure may start with a coarse-scale GIS product, and subsequently involve terrestrial

checking and mapping for parcels requiring more detailed ecological information.

Keywords: Ecological forest classification, tools for identification, NATURA 2000, Alpine Biogeographic Region, Bavaria

Zusammenfassung

Vegetations- und standortökologisch definierte Waldtypen sind eine wesentliche Grundlage für die Forstwirtschaft (MEIDINGER & POJAR 1991, STÖHR 1996, RAY 2001) und den Naturschutz (MAYBURY 1999). Als biotischer Ausdruck aller wesentlicher Umweltbedingungen sind sie geeignet Standortseinheiten vergleichbaren ökologischen Potentials anschaulich und für Praktiker handhabbar zu machen (WALENTOWSKI et al. 2006). Wo aus ökonomischen oder naturschutzfachlichen Gründen möglichst naturnahe Waldzustände angestrebt werden, stellen sie eine wichtige Referenz dar.

Für die Bayerischen Alpen als einer der walddreichsten Landschaften Bayerns mit weit überproportionalen Anteilen an Schutzgebieten liegt eine umfassende Gliederung der Waldtypen vor (EWALD 1999), die bereits in verschiedenen inhaltlichen Detailschärfen und in räumlichen Maßstäben eingesetzt wurde: In einigen Pilotgebieten wurden durch Kartierung am Boden flächendeckende, feinmaßstäbliche Karten der forstlichen Standorteinheiten erstellt. Im Nationalpark Berchtesgaden wurde eine feinmaßstäbliche Standortstypenkarte durch Verschneidung vorhandener Geländeinformationen in einem geographischen Informationssystem (GIS, KONNERT 2001) erstellt. Im Rahmen der zweiten Bundeswaldinventur (BW12) wurden an Stichprobepunkten natürliche Waldgesellschaften als Referenz für die Naturnähebewertung angesprochen (SCHNELL & BAUER 2005). In den Schutzgebieten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (FFH-Gebieten) werden Waldlebensraumtypen derzeit als Gruppen von Standortseinheiten bzw. Waldgesellschaften kartiert (BINNER, ROGG & EWALD 2005).

Die im Rahmen von Standortkartierung, Bundeswaldinventur und FFH-Gebietserfassung erstellten Arbeitshilfen werden in dieser Publikation im Zusammenhang vorgestellt und einem breiteren Nutzerkreis zugänglich gemacht.

Stichwörter: Ökologische Waldtypen, Bestimmungs-Werkzeuge, NATURA 2000, Alpine Biogeografische Region, Bayern

Forstliche Standorteinheiten im bayerischen Hochgebirge

Abweichend von der in Bayern üblichen Kartierung von Bodensubstraten, wurde für die Alpen eine ökologische Klassifikation entwickelt, die standörtliche und vegetationskundliche Grundlagen und Erhebungsmethoden kombiniert (EWALD 1999). Die Klassifikation beruht auf einer statistischen Auswertung von ortsgleichen Vegetations- und Standortaufnahmen in den Tegernseer Alpen (EWALD 1997) sowie aller aus dem Wuchsgebiet vorliegenden Vegetationsaufnahmen (EWALD 1995) und auf Pilotkartierungen auf derzeit rund 12.900 ha Fläche in 7 Testgebieten (MAGES 1995, ZANKER 1996, EWALD 1996, ROTHE 1999, MAYR 1999, BAUER & PFRIEM 2000, VEREIN FÜR FORSTLICHE STANDORTSERKUNDUNG 2000).

Insgesamt 47 Standorteinheiten werden durch die drei Ziffern "Substrat", "Hauptbaumart/Höhenstufe" und "Wasserhaushalt" verschlüsselt (Tab. 1). Jeder Standorteinheit ist die potenzielle natürliche Vegetation (Gesellschaften nach RENNWALD 2000) zugeordnet, was die Zusammenfassung von Waldgesellschaften auf höheren Niveaus, z. B. für die Zwecke der BWI² oder der FFH-Kartierung ermöglicht (Tab. 2).

Die Ansprache der Einheiten erfordert eine Begutachtung von Vegetation, Boden und Bestandesstruktur vor Ort. Durch hangparalleles Abgehen in Sichtweite bzw. in einsehbaren Abständen und stichprobenartige Bodeneinschläge mit einem Leichtbohrstock werden auf mit Höhenlinien unterlegten Orthofotos im Maßstab 1:10.000 Polygone abgegrenzt. Geübte Kartierer können je nach Gelände 20-50 ha pro Tag kartieren.

Tab. 1: Codierung und Definition der Standorteinheiten für das bayerische Hochgebirge

1. Ziffer: Substrat	
Code	Definition
k	Kalkböden, freies Carbonat oberhalb 30 cm Bodentiefe
s	basenreiche Lehmböden, Gleichgewichtshumusform Mull
S	stark saure Lehmböden, Gleichgewichtshumusform Moder
L	Rohboden auf Lockersediment
M	Moorböden
A	Aue
T	Tangelhumus, mächtige saure Auflage über C-Material
G	Geröll
F	Fels

2. Ziffer: Hauptbaumart/Höhenstufe	
Code	Definition
B	buchenreicher Beremischwald (tief- bis mittelmontan)
b	hochmontaner Bergmischwald
T	Tannen-Fichtenwald (Buche zurücktretend)
F	Fichtenwald (subalpin oder montane Extremstandorte)
f	fichtenreiche Nadelmischwälder auf montanen Sonderstandorten
A	Ahornmischwald (Bergahorn, Bergulme, Esche)
e	Erlenwald
K	Wald- und Bergkiefernwald
k	Latschenkieferngebüsche
p	Pioniervegetation (Rasen, Gebüsche)
E	Eschenwald (mit Erle)
Z	Zirbenwald (oft mit Fichte und Lärche)

3. Ziffer: Wasserhaushalt:	
Code	Erläuterung
1	Trocken
2	mäßig trocken
3	mäßig frisch
4	Frisch
5	mäßig hangfeucht
6	Wechsel trocken
8	Feucht
9	Nass

Tab. 2: Verzeichnis der Standorteinheiten für das bayerische Hochgebirge mit Zuordnung zu Waldgesellschaften im Sinne der zweiten Bundeswaldinventur (WG-BWI) und Lebensraumtypen (LRT) im Sinne der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

Code	Standorteinheit	pflanzensoziologische Einheit (pnV)	WG-BWI	LRT	13d
AA4	Frischer Edellaubmischwald auf Terrassenschotter	Adoxo-Aceretum	43		
Ae4	Frischer Grauerlenwald der feinerdereichen Aue	Alnetum incanae	20	91E0	x
Af2	Mäßig trockener Nadelmischwald auf Terrassenschotter	Carex alba-Picea abies-Ges.			
AW2	Mäßig trockenes Weidengebüsch der Schotteraue	Salicetum eleagni euphorbietosum	44	3240 ^D	x
Fp1	Fels	Asplenieta-Ges.		8210 ^D	x
Gp1	Geröll	Thlaspieta-Ges.		8120 ^D	x
kA3	Blockschutt-Edellaubwald	Ulmo-Aceretum phyllitidetosum	42	9180	x
kA5	Hangfuß-Edellaubwald	Ulmo-Aceretum lysimachietosum	42	9180	x
kB1	Felshang-Bergmischwald	Seslerio-Fagetum	6	9150	x
kB2	Mäßig trockener Karbonat-Bergmischwald	Aposerido-Fagetum caricetosum albae	4	9130	
kb3	Mäßig frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald	Aposerido-Fagetum caricetosum ferrugineae	4	9130	
kB3	Mäßig frischer Karbonat-Bergmischwald	Aposerido-Fagetum typicum	4	9130	
kb4	Frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald	Aposerido-Fagetum adenostyletosum alliariae	4	9130 ^a	
kF2	Mäßig trockener subalpiner Karbonat-Fichtenwald	Adenostylo-Piceetum seslerietosum	24	9410	
kF3	Mäßig frischer subalpiner Karbonat-Fichtenwald	Adenostylo-Piceetum caricetosum ferrugineae	24	9410	

Code	Standorteinheit	pflanzensoziologische Einheit (pnV)	WG-BWI	LRT	13d
kk1	Trocken-Kiefernwald	Calamagrostio-Pinetum	28		x
kk2	Trockenes Latschengebüsch	Rhodendro-Pinetum ericetosum	31	4070	x
kk3	Frisches Latschengebüsch	Rhodendro-Pinetum sphagnetosum	31	4070	x
kp1	Trockener Karbonat-Lahner	Laserpitio-Seslerietum/Seslerio-Caricetum		6170 ^b	x
kp3	Frischer Karbonat-Lahner	Laserpitio-Calamagrostietum/Caricetum ferrugineae		6170 ^b	x
kZ3	Hochsubalpiner Karbonat-Lärchen-Zirbenwald	Vaccinio-Pinetum cembrae	22	9420	x
Lp2	Sukzession auf Lockersediment	Stipion calamagrostis-Ges.		8160 ^b	x
Lp6	Sukzession auf Murschuttkegel	Petasion paradoxi-Ges.		8120 ^b	
Me9	Nasser Erlen-Fichtenwald	Carex remota-Alnus incana-Ges.	54	91E0	x
MF9	Moorrand-Fichtenwald	Bazzanio-Piceetum vaccinietosum uliginosi	39	91D4	x
Mk9	Hochmoor-Latschengebüsch	Vaccinio-Pinetum rotundatae	56	91D3	x
sA4	Mischwald steiler Einhänge und Schluchten	Ulmo-Aceretum aruncetosum	42	9180	x
sB3	Mergelsteilhang-Bergmischwald	Aposerido-Fagetum caricetosum albae	4	9130	
sB4	Frischer Silikat-Mull-Bergmischwald	Galio-Fagetum polytrichetosum	47	9130	
sB5	Sehr frischer Silikat-Mull-Bergmischwald	Galio-Fagetum ranunculetosum lanuginosi	47	9130	
sb5	Frischer hochmontaner Silikat-Mull-Bergmischwald	Galio-Fagetum adenostyletosum alliariae	47	9130 ^a	
SB4	Frischer Silikat-Moder-Bergmischwald	Luzulo-Fagetum oxalidetosum	51	9110	
Sb5	Frischer hochmontaner Silikat-Moder-Bergmischwald	Luzulo-Fagetum oxalidetosum, Adenostyles-Ausb.	51	9110 ^a	
sE8	Feuchter Erlen-Eschenwald	Carici remotae-Fraxinetum	19	91E0	x

Code	Standorteinheit	pflanzensoziologische Einheit (pnV)	WG-BWI	LRT	13d
sf4	Kaltluftbeeinflusster nährstoffreicher Silikat-Nadelmischwald	Galio-Abietetum vaccinetosum	10	9130	
Sf4	Kaltluftbeeinflusster nährstoffarmer Silikat-Nadelmischwald	Luzulo-Abietetum athyrietosum	37	9410	
sF5	Hangfeuchter subalpiner Silikat-Fichtenwald	Homogyno-Piceetum adenostyletosum alliariae	24	9410	
SF5	Frischer subalpiner Silikat-Fichtenwald	Homogyno-Piceetum typicum	24	9410	
SF8	Nährstoffarmer subalpiner Silikat-Fichtenwald	Homogyno-Piceetum sphagnetosum	24	9410	
sp4	Frischer Silikat-Lahner	Vicia sylvatica-Dactylis glomerata-Ges.		6170 ^b	
sp5	Grünerlengebüsch	Alnetum viridis	32		x
sT8	Feuchter nährstoffreicher Fichten-Tannenwald	Galio-Abietetum equisetetosum	10	9130	
ST8	Feuchter nährstoffarmer Fichten-Tannenwald	Luzulo-Abietetum athyrietosum	37	9410	
Tf2	Felsgrat-Nadelmischwald	Adenostylo glabrae-Abietetum	49	9410	
Tf3	Block-Fichtenwald	Asplenio-Piceetum	23	9410	x
TF3	Subalpiner Block-Fichtenwald	Adenostylo-Piceetum lycopodietosum	24	9410	x
Tf4	Schuttkegel-Nadelmischwald	Adenostylo glabrae-Abietetum	49	9410	

^a Subassoziationen, die bei entsprechender Artenzusammensetzung und Struktur zum LRT 9140 gestellt werden können;

^b LRT des Offenlandes; in der letzten Spalte sind nach Art 13d des Bayerischen Naturschutzgesetzes geschützte Sonderstandorte gekennzeichnet.

Bestimmungsschlüssel zur Ansprache der Standorteinheiten

Die Ansprache der Standorteinheit erfolgt an Hand von zwei nach dem Vorbild einer Flora aufgebauten, dichotomen Bestimmungsschlüsseln (vgl. KELLER 1979, SCHUBERT et al. 1995). Der erste (Anhang 1) ist für reife

Waldbestände ab dem Altdurchforstungs-/Wachstumsstadium mit typisch entwickelter Bodenvegetation (Anhang 2) geeignet. Der zweite Schlüssel (Anhang 3) erfordert eine detaillierte und verdichtete Prüfung der Bodeneigenschaften mit dem Bohrstock und kommt zum Einsatz, wo auf Grund des Bestandesalters (Dickungen) oder starker Überprägung z. B. durch Viehtritt aussagekräftige Zeigerpflanzen fehlen.

In der Praxis der Kartierung haben die Bestimmungsschlüssel eine ähnliche Funktion wie die Flora für den Botaniker: Während der Einarbeitung in ein Kartiergebiet wird der Schlüssel intensiv benutzt. Mit der Zeit reduziert sich die Benutzung auf die jeweils relevanten Teile des Schlüssels. Nach einiger Zeit sind die wichtigen Unterscheidungsmerkmale verinnerlicht und der Schlüssel wird nurmehr in Zweifelsfällen zu Rate gezogen.

Für den Nationalpark Berchtesgaden erstellte KONNERT (2001) eine entsprechende Standortkarte durch Verschneidung umfangreicher vorliegender Kartierungen von Vegetation, Böden und Klimagrößen, ein Vorgehen, das jedoch außerhalb des Nationalparks nicht anwendbar ist.

Standortseinheiten sind dank ihrer feinen ökologischen und pflanzensoziologischen Differenzierung die beste verfügbare Bezugsbasis für bestandesbezogene Planungen, Entscheidungen und Bewertungen vor Ort. Ihre flächendeckende Kartierung wird jedoch derzeit im Allgemeinen als zu aufwändig angesehen. Hochauflösende terrestrisch erhobene Standorterkundungen werden daher auf absehbare Zeit auf beschränkten Flächen durchgeführt werden, wo Management (z. B. Schutzwaldsanierung, Waldumbau) oder Wissenschaft (Inventarisierung von Referenzflächen, Verifizierung von Modellen) es erfordern.

Schema zur Ansprache der natürlichen Waldgesellschaft

Bei der zweiten Bundeswaldinventur (BWI²) erhoben die Aufnahmetrupps an den Stichprobepunkten die natürliche Waldgesellschaft, welche in regionalisierter Form als Referenz für die Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung herangezogen wurde (SCHNELL & BAUER 2005). Die Ansprache der Waldgesellschaft durch Inventurtrupp erforderte ein einfach handhabbares Werkzeug zur Bestimmung der 24 im Wuchsgebiet 15 vorkommenden natürlichen Waldgesellschaften im Sinne der BWI² (Tab. 3, in der Regel auf dem pflanzensoziologischen Niveau der Assoziation, Nomenklatur z. T. abweichend von RENNWALD 2000). Das hierarchische Niveau dieser Einheiten entspricht weitgehend dem im Handbuch der Waldgesellschaften Bayerns (WALENTOWSKI et al. 2006).

Da fast alle BWI²-Einheiten Zusammenfassungen von Standorteinheiten sind (Tab. 2) - zur Ausnahme des *Aceri-Fagetum* s. u. -, ist die Vorschrift zur Bestimmung der Einheiten (Anhang 4) durch Vereinfachung

aus den Schlüsseln zur Bestimmung der Standorteinheiten ableitbar. Auf Grund ihrer geringeren Komplexität kann sie in zwei Flussdiagrammen dargestellt werden. Als differenzierende Merkmale dienen relativ einfach erkennbare Eigenschaften des Reliefs und des Bodens. Wenige, ebenfalls leicht erkennbare Zeigerarten dienen der Absicherung der Bestimmung im Gelände.

Die Benutzung des Bestimmungsschemas erwies sich nach einer zweitägigen Schulung der BWI²-Inventurtrupps als problemlos. Der Vorteil liegt in der Übersichtlichkeit und Handhabbarkeit. Eine über die Fragestellung der BWI² hinausgehende Anwendung ist die vereinfachte Ansprache von Sonderstandorten nach Art. 13d BayNatSchG, die vergleichsweise stark differenziert werden. Im Bereich der Schlusswälder werden dagegen nur die wichtigsten trophischen und höhenzonalen Grenzen gezogen. Insbesondere die montanen Bergmischwald-Gesellschaften zerfallen in eine größere Zahl von Standorteinheiten mit unterschiedlichem Wuchspotential und Gefährdungen und geben für bestandesbezogene Planungen ziemlich grobe Anhaltspunkte.

Vorschrift zur Modellierung von Wald-Lebensraumtypen in FFH-Gebieten

Lebensraumtypen (LRT) sind neben den Tier- und Pflanzenarten des Anhang II die wesentlichen Schutzobjekte der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (LANG et al. 2007). In den ausgedehnten Natura 2000-Gebieten der Bayerischen Alpen sind Inventarisierung und Monitoring der großflächigen Wald-LRT bei vertretbaren Kosten nur mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) realisierbar (BINNER et al. 2005).

Die Wald-LRT nach Anhang I FFH-RL sind Gruppen von Waldgesellschaften (Tab. 3) und damit von Standorteinheiten (Tab. 2), die meist auf dem hierarchischen Niveau von Verbänden zusammengefasst sind. Folglich lassen sich in der Regel aus feinmaßstäblichen Standortkarten durch Aggregation der Standorteinheiten Karten der potenziellen LRT ableiten.

Tab. 3: Verzeichnis der Waldgesellschaften der zweiten Bundeswaldinventur (WG-BWI) für das bayerische Hochgebirge mit Zuordnung zu Lebensraumtypen (LRT) im Sinne der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

WG-BWI	Nr Bund	pflanzensoziologische Einheit (pnV)	deutsche Bezeichnung	LRT	13d
4	6	Lonicero alpigenae-Fagenion [Aposerido-Fagetum]	Karbonat-Bergmischwald der Nordalpen	9130	
6	7	Seslerio variaae-Fagetum	Felshang-Karbonat-Bergmischwald	9150	x
7	9	Aceri pseudoplatani-Fagetum [Sonderformen des Luzulo-Fagetum, Aposerido-Fagetum, Galio-Fagetum]	Hochmontaner Hochstauden-Buchen-Bergahornwald	9140	
10	11	Galio rotundifolii-Abietetum	Nährstoffreicher Silikat-Tannen-Fichtenwald	9130	
19	36	Carici remotae-Fraxinetum	Quell-Eschenwald	91E0	x
20	38	Alnetum incanae	Grauerlen-Auwald	91E0	x
22	32	Vaccinio-Pinetum cembrae	Hochsubalpiner Zirben-Lärchenwald	9420	x
23	27	Asplenio viridis-Piceetum	Karbonat-Block-Fichtenwald	9410	x
24	30	Adenostylo glabrae-Piceetum	Subalpiner Karbonat-Fichtenwald	9410	
28	21	Erico-Pinetum, Nordalpen- und Alpenvorlandsrasse [Calamagrostio-Pinetum]	Trockener Karbonat-Kiefernwald		x
30	31	Erico herbaceae-Rhododendretum hirsuti [Rhododendro-Pinetum]	Karbonat-Latschengebüsch	4070	x
31	31	Vaccinio-Rhododendretum ferrugineae	Sauerhumus-Latschengebüsch		x
32	25	Alnetum viridis	Grünerlengebüsch		x
37	10	Luzulo luzuloidis-Abietetum	Nährstoffarmer Silikat-Fichten-Tannenwald	9410	
38	30	Homogyne alpinae-Piceetum	Subalpiner Silikat-Fichtenwald	9410	
39	28	Bazzanio trilobatae-Piceetum	Moorrand-Fichtenwald	91D4	x
42	24	Ulmo glabrae-Aceretum pseudoplatani	Schutthang-Bergahorn-Ulmenwald	9180	x

WG-BWI	Nr Bund	pflanzensoziologische Einheit (pnV)	deutsche Bezeichnung	LRT	13d
43	23	Adoxo moschatellinae-Aceretum pseudoplatani	Ahorn-Eschenmischwald fossiler Auen		
44	40	Salicion elaeagni [Salicetum eleagni]	Weidengebüsch der Schotteraue	3240 ^a	x
47	3	Galio odorati-Fagetum, montane Höhenform	Mullhumus-Silikat-Bergmischwald	9130	
49	13	Pyrolo secundae-Abietetum [Adenostylo glabrae-Abietetum]	Karbonat-Fichten-Tannenwald	9410	
51	1	Luzulo luzuloidis-Fagetum, montane Höhenform	Sauerhumus-Silikat-Bergmischwald	9110	
54	36	Carex remota-Alnus incana-Gesellschaft	Grauerlen-Fichten-Sumpfwald	91E0	x
56	33	Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae	Kiefern-Moorwald	91D3	x

Eckige Klammern: Assoziation nach RENNWALD 2000; ^a LRT des Offenlandes.

Tab. 4: Verzeichnis der in den Bayerischen Alpen vorkommenden Wald-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie.

Code	Lebensraumtyp
4070	Buschvegetation mit <i>Pinus mugo</i> und <i>Rhododendron hirsutum</i> (M u g o - R h o d o d e n d r e t u m h i r s u t i)
9110	Hainsimsen-Buchenwald (L u z u l o - F a g e t u m)
9130	Waldmeister-Buchenwald (A s p e r u l o - F a g e t u m)
9140	Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und <i>Rumex arifolius</i>
9150	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (C e p h a l a n t h e r o - F a g i o n)
9180	Schlucht- und Hangmischwälder (T i l i o - A c e r i o n)
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (V a c c i n i o - P i c e - e t e a)
9420	Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald
91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (A l n o - P a d i o n, A l n i o n i n c a n a e, S a l i c i o n a l b a e)
91D3	Bergkiefern-Moorwald
91D4	Fichten-Moorwald

Lediglich der LRT 9140 "Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*" kann nicht einfach aus Standorteinheiten hergeleitet werden. Dieser Waldtyp kommt in der hochmontanen Stufe (Code in Tab. 1: b) bei unterschiedlicher Basenausstattung (k, s, S) und frischem bis hangfeuchtem Wasserhaushalt (4, 5) vor. Allerdings trägt nur ein geringer Teil der betreffenden Standorte Bestände, deren

Baumartenzusammensetzung (Buche, Bergahorn bei geringem Nadelbaumanteil), Struktur (Säbelwuchs) und Bodenvegetation (Dominanz der Hochstauden-Gruppe) die Ausscheidung als LRT 9140 rechtfertigen. Eine Abgrenzung von den LRT 9110 und 9130 ist derzeit ohne Begutachtung der Bestände vor Ort nicht möglich.

Wo, wie in weiten Teilen der Bayerischen Alpen, keine Standortkarten verfügbar sind, kann ein GIS-Modell, das aus flächendeckend verfügbaren Geoparametern die wahrscheinlichsten Waldgesellschaft ableitet, die Standortkarte ersetzen (Anhang 5). Für das bayerische Informationssystem für Hochgebirgsstandorte wurden die Geoparameter aus den geologischen Landeskarten 1:25.000 bzw. aus der Übersichtskarte 1:200.000 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und aus digitalen Geländemodellen (DGM) der Landesvermessung (Maschenweite 20 m, in Teilen 50 m) generiert.

In einem ersten Schritt wurden die stratigraphischen Legendeneinheiten der geologischen Karten mit georeferenzierten Vegetationsaufnahmen der pflanzensoziologischen Datenbank BERGWALD (EWALD 1995) verschnitten und gemäß der Koinzidenz zwischen Vegetationseinheiten und Gesteinen zu den trophischen Substratgruppen k, s, S und M der Standortkartierung (Tab. 1) vereint (BINNER, EWALD & ROGG 2005). Die Bewertung der Legendeneinheiten wurde in einer Datenbank abgelegt. Lockersedimente, die als Gesteinsgemische keine einheitliche Trophie aufweisen, wurden mit einem Erosions-Sedimentations-Modell von der Firma WLM Innsbruck den Substratgruppen zugeordnet. Die Substratgruppen bewirken die Trennung zwischen den zonalen Waldgesellschaften unterschiedlichen Basenhaushalts, was auf der Ebene der FFH-LRT vor allem für die Unterscheidung von Hainsimsen- (LRT 9110) und Waldmeister-Buchenwäldern (LRT 9130) maßgeblich ist.

Weitere Geoparameter für die Waldgesellschaftsmodellierung wurden von der Firma WLM Innsbruck aus dem DGM errechnet. Die Höhenstufengrenzen als wichtigste Komponente des Wärmeklimas folgen EWALD (1997) und leiten sich aus der Meereshöhe und einer Strahlungskomponente her. Sie bestimmen die Trennung der höhenzonalen Waldgesellschaften. Die Hangneigung definiert Verdachtsflächen für das an Steilhänge gebundene *Seslerio-Fagetum* und für Waldgesellschaften mit Wasserüberschuss (*Moorwälder*, *Galio-Abietetum*, *Luzulo-Abietetum*). Die potenzielle Einstrahlung in der Vegetationsperiode, in die neben Hangparametern die Horizontüberhöhung des umgebenden Geländes eingeht, differenziert Standorte mit überdurchschnittlicher Einstrahlung (*Seslerio-Fagetum*) und reliefbedingte Schluchtwälder. Schließlich dienen klassierte komplexe Geländeformen, abgeleitet aus den Geoparametern Fließakkumulation und Hangkrümmung, als weitere Kriterien zur Trennung von Waldgesellschaften.

Eine Differenzierung der zu modellierenden Flächen nach Wuchsbezirken erlaubt es, auf bestimmte Wuchsräume beschränkte, reliktsche Waldgesellschaften wie die Lärchen-Zirbenwälder (LRT 9420) zu modellieren.

Alle Geoparameter liegen im GIS als Raster (20 x 20 m) für das gesamte zu modellierende Gebiet vor. Mit geeigneter Software wird durch Anwendung der Modellierungsvorschrift ein neues Rasterthema mit den modellierten Waldtypen erzeugt.

Um die GIS-Modellierung durchzuführen, werden flächendeckende Geodaten in adäquat aufbereiteter Form, spezialisiertes Personal und Software benötigt. Sind diese Investitionen getätigt, lassen sich Waldtypenkarten für große Gebiete in kurzer Zeit erstellen. Ein wesentlicher Vorteil gegenüber den terrestrischen Verfahren liegt in der Offenheit des Modells für Verbesserungen: Neue Erkenntnisse, Einschätzungen und Szenarien (z. B. bzgl. Klimaerwärmung, BRZEZIECKI et al. 1995) können, so lange sie sich verfügbarer Geoparameter bedienen, mit geringem Aufwand implementiert werden.

Diskussion und Ausblick

Die vorgelegten Werkzeuge erlauben es, die Vorgehensweise bei der Ansprache und Abgrenzung von Waldtypen in den Bayerischen Alpen der Fragestellung und den zur Verfügung stehenden Ressourcen anzupassen. Geschultes Personal liefert auf dieser Grundlage nachvollziehbare und, dank des hierarchischen Aufbaus, über verschiedene Maßstäbe hinweg vergleichbare Ergebnisse.

Die Anwendung des GIS-Modells auf die gesamte Wuchsgebietsfläche ist durchführbar, liefert jedoch Ergebnisse mit begrenzter inhaltlicher (zusammengefasste Waldtypen) und räumlicher Schärfe (grober Maßstab der geologischen Karten). Das liefert eine wertvolle Orientierung über die Ausstattung von Distrikten und Einzugsgebieten, reicht aber nicht für die Planung konkreter Maßnahmen in einzelnen Beständen oder Sanierungsgebieten aus. Je nach Problemstellung müssen unter Einsatz der adäquaten Werkzeuge vor Ort die genauen Kartiergrenzen verifiziert, verfeinerte Waldtypen punktuell angesprochen oder feinmaßstäbliche Karten durch terrestrische Kartierung erstellt werden.

Danksagung

Die vorgestellten Werkzeuge wurden in Projekten der Bayerischen Forstverwaltung und des Vereins für Forstliche Standortserkundung (München) entwickelt, denen an dieser Stelle für die finanzielle Förderung gedankt sei. Der Firma WLM in Innsbruck gebührt Dank für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- BINNER, S., EWALD, J. & ROGG, S. (2005): Die ökologische Interpretation geologischer Karten mit Hilfe der Datenbank bayerischer Bergwälder und terrestrisch kartierter Standortskarten - Waldökologie online **2**: 114-123.
- BINNER, S., ROGG, S. & EWALD, J. (2005): Modelling potential habitat types of the European Natura 2000 network in the Bavarian Alps - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **35**: 493.
- BRZEZIECKI, B., KIENAST, F. & WILDI, O. (1995): Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. Journal of Vegetation Science **6**: 257-268.
- EWALD, J. (1995): Eine vegetationskundliche Datenbank bayerischer Bergwälder - Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. **56**: 453-465.
- EWALD, J. (1996): Standorterkundung Revier Bad Wiessee, FoA Kreuth (Tegernseer Alpen) - Unveröff. Bericht, 69 S. Freising.
- EWALD, J. (1997): Die Standortbindung der Waldgesellschaften der oberbayerischen Alpen - Ermittlung des Beitrages der Vegetationskunde zur Standortkartierung im Hochgebirge - Unveröff. Forschungsbericht der LWF, 138 S., Freising.
- EWALD, J. (1999): Die standortsökologisch fundierte Pflanzensoziologie als Erkenntnisquelle für den naturnahen Waldbau - das Beispiel der Standortgliederung für das bayerische Hochgebirge - Freiburger Forstliche Forschung Berichte **16**: S. 27-38, Freiburg.
- FABER, R. (2005): Numerical simulation of substrate distribution with WinGeo/SedTec4 - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **35**: 494.
- KELLER, W. (1979): Ein Bestimmungsschlüssel für die Waldgesellschaften der Schweiz - Schweiz. Zeitschr. Forstwes. **3**: 225-249.
- KONNERT, V. (2004): Standortkarte Nationalpark Berchtesgaden - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht **49**, 151 S., Berchtesgaden.
- LANG, A., WALENTOWSKI, H. (2007): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern. http://www.bayern.de/lfu/natur/natura2000/handbuch_lrt_by_final_110507.pdf
- MAGES, H. (1995): Kartierung der Standorte und der potenziell natürlichen Waldgesellschaften der Muldenzone im Forstamt Kreuth (Mittlere Bayerische Kalkalpen). Unveröff. Diplomarbeit LMU München, 115 S., Freising.
- MAYBURY, K. (1999): Seeing the forest and the trees: ecological classification for conservation - 37 S., The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.
- MAYR, A. (1999): Kartierung der Standorte und potenziellen natürlichen Waldgesellschaften im Hochgebirge (im Forstamt Garmisch-Partenkirchen) - Unveröff. Diplomarbeit Fachhochschule Weihenstephan, 96 S., Freising.
- MEIDINGER, D. & POJAR, J. (1991): Ecosystems of British Columbia - B. C. Ministry of Forests Special Report Series **6**, 330 S., Victoria.

- PFRIEM, S. & BAUER, CH. (2000): Vegetationsgestützte Standortskartierung in einem waldbaulichen Problemgebiet: Der Setzberg in den Tegernseer Alpen (Forstamt Kreuth) - Unveröff. Diplomarbeit. Fachhochschule Weihenstephan, 117 S., Freising.
- RAY, D. (2001): An ecological site classification for forestry in Great Britain - Forestry Commission Bulletin **124**. 82 S., Wetherby.
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands - Schriftenreihe für Vegetationskunde **35**, 800 S., Bonn-Bad Godesberg.
- ROTHER, H. (1999): Vegetationsgestützte Standortskartierung im Distrikt VIII Höllenstein, Forstamt Oberammergau - Unveröff. Diplomarbeit Fachhochschule Weihenstephan, 82 S., Freising.
- SCHNELL, A. & BAUER, A. (2005): Die zweite Bundeswaldinventur 2002. Ergebnisse für Bayern - LWF-Wissen **49**, Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KLOTZ, S. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands - Jena.
- STÖHR, D. (1996): Standortserkundung als Planungsgrundlage. In Scheiring, H. (Hrsg.): Das Bergwald-Protokoll: Forderungen an den Wald - Forderungen an die Gesellschaft, S. 175-184 - Berlin.
- VEREIN FÜR FORSTLICHE STANDORTSERKUNDUNG (2000): Erläuterungsband zur Standortserkundung Waldkörperschaft Buching-Trauchgau, Halblech - Unveröff. Gutachten, 161 S., Verein für Forstliche Standortserkundung, München.
- WALENTOWSKI H., EWALD, J., FISCHER, A., KÖLLING, CH. & TÜRK, W. (2006): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns, 2. Aufl. - 441 S., Verlag Geobotanica, Freising.
- ZANKER, TH. (1996): Kartierung der Waldstandorte und der potenziellen natürlichen Waldgesellschaften in der Hauptdolomitzone der Tegernseer Kalkalpen (Forstamt Kreuth, Landkreis Miesbach) - Unveröff. Diplomarbeit LMU München, 79 S., Freising.

submitted: 28.02.2007
reviewed: 24.05.2007
accepted: 31.08.2007

Autorenanschriften:

Prof. Dr. Jörg Ewald

Fachhochschule Weihenstephan, Fakultät Wald und Forstwirtschaft
Am Hochanger 5, D-85350 Freising,
joerg.ewald@fh-weihenstephan.de

Stefan Binner

Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF),
Am Hochanger 11, 85354 Freising
e-mail: sbi@lwf.uni-muenchen.de

Anhang 1: Kombiniertes Schlüssel zur Bestimmung von Standortseinheiten nach Artengruppen, Struktur- und Standortmerkmalen

Verwendet werden Merkmale der Artengruppenkombination, des Reliefs, des Bodens und der Bestandesstruktur.

1	Bestände mit Baumschicht (bzw. Tendenz zur Regeneration einer solchen erkennbar), waldfähige Standorte	<u>2</u>
1*	Bestände ohne geschlossene Baumschicht (ohne Entwicklungstendenz dazu), aus standörtlichen Gründen (Rohböden, Lawinen) nicht hochwaldfähige Standorte mit Lawinarrasen oder Gebüschgesellschaften	<u>56</u>
2	Nadelwaldarten (2, selten auch 3) und Säurezeiger (4b) dominieren in Kraut- und Moosschicht allein, Laubwaldarten (1) fehlen vollkommen oder sind nur kleinstandörtlich vorhanden	<u>3</u>
2*	Laubwaldarten (1) stärker vertreten	<u>19</u>
3	mit Karbonatzeigern (5), O-C-Indikatoren (2a) stark vertreten, an Kleinstandorten mit mildem Humus auch vereinzelt Laubwaldarten (1); Karbonatsubstrat meist an Felsdurchragungen und Blöcken kenntlich	<u>4</u>
	ohne Karbonatzeiger (5)	<u>11</u>
4	Waldkiefernbestände mit vorherrschenden Trocken-Kiefernwald- (3) und Rasenarten (6a); an extrem felsigen, fönexponierten Steilhängen (Reliktföhrenwald) → kK1 Trocken-Kiefernwald (CPi, Calamagrostio-Pinetum)	
4*	Ohne dominante Waldkiefer und die genannte Artengruppenkombination, Fichtenwaldarten (2a-d) dominant; Trockenheit weniger ausgeprägt	<u>5</u>
5	Bestände in der Subalpinstufe > 1400 m; ohne Beimischung von Buche, Tanne höchstens einzeln beigemischt, auf Blockfeldern, verkarsteten Plateaus und Hangabsätzen aus Karbonatgestein	<u>6</u>
5*	Bestände der Montanstufe < 1400 m; in naturnahen Beständen Buche als schlechtwüchsiger Nebenbestand vorhanden, Tanne oft mit bedeutenden Anteilen	
6	> 1600 m, Zirbe und Lärche dominieren, meist mit Strauchschicht aus Latschen, Rhododendron-Gruppe (2d) stark vertreten, nur in den WB 15.7, 15.8 und 15.9 → kZ3 Hochsubalpiner Karbonat-Lärchen-Zirbenwald (Vaccinio-Pinetum cembrae)	
	ohne Zirbe, Lärche nicht dominant, meist < 1600 m; → TF3 Subalpiner Block-Fichtenwald (API, Adenostylo glabrae-Piceetum lycopodietosum)	
7	Felsspaltenarten (5b) häufig, Frischezeiger (4a) reichlich, vereinzelt frischebdürftige Laubwaldarten (1c, 1d); Bestände auf kluffreichem, durch Kaltluftstrom unterkühltem Blocksturzmaterial (Eiskeller) aus Karbonatgestein → Tf3 Block-Fichtenwald (AsP, Asplenio-Piceetum)	

7*	Felsspaltenarten (5b) spärlich, andere Standorte	<u>8</u>
8	Frischezeiger (4a) fehlen, neben Nadelwaldarten (2) und Säurezeigern (4b) v. a. trockentolerante Laubwaldarten (1a,1b); mäßig trockene Grate, Felshänge oder Schotterterrassen	<u>9</u>
8*	Mit Frischezeigern (4a, 1c-e); normale Hänge oder Schuttkegel aus Karbonatgestein	<u>10</u>
9	Sauerhumus-Arten (2, 4b) aspektbestimmend, Trocken-Kiefernwaldarten (3) und Rasenarten (6a) nur spärlich vorhanden; Standorte konvexer Grate, Gipfel und treppiger Felshänge mit Tangelhumus → Tf2 Felsgrat-Nadelmischwald (PAF, Adenostylo glabrae-Abietetum, Grat-Ausbildung)	
9*	Sauerhumus-Arten (2, 4b) zugunsten von Magerkeitszeigern (7), Rasenarten (6), Schuttbesiedlern (5c) und z. T. Trocken-Kiefernwaldarten (3) zurücktretend; Standorte fossiler Wildbachtterrassen aus feinerdearmen Schottern mit Kalk- und Trockenmoder → Af2 Mäßig trockener Nadelmischwald auf Schotterterrassen (WFt, Weißseggen-Fichtenwald, Erica-Ausbildung)	
10	Mächtige Tangelrendzina über wenig verlehmtem Kalk- oder Dolomitschotter auf jungen Schuttkegeln oder Bachterrassen mit reliefbedingtem Kaltluftstau → Tf4 Schuttkegel-Nadelmischwald (PA, Adenostylo glabrae-Abietetum, Schuttkegel-Ausbildung)	
10*	Keine mächtige Humusaufgabe, Mineralboden stärker verlehmt, normale Hangstandorte auf Karbonatgestein, Bestände oft als Fichtenaufforstungen auf früheren Almflächen ansprechbar → Zustandsvegetation auf Standorten KB2, KB3, kb3, kb4 (siehe Schlüssel nach Standortmerkmalen)	
11	mit ausgedehnten Torfmoostepichen (Sektionen Acutifolia, Cymbifolia und Subsecunda) und anderen Nässezeigern nährstoffarmer bis ombrotropher Standorte (10c, 10d); auf saurem Torf in montaner Lage → MF9 Moorrand-Fichtenwald (BP, Bazzanio-Piceetum)	
11*	ohne Nässezeiger (10), Torfmoose, wenn vorhanden, der Sektion Acutifolia zugehörig (Sphagnum quinquefarium, S. girgensohnii, S. capillifolium); auf Mineralböden mit Moder- oder Rohhumusaufgaben	<u>12</u>
12	in naturnahen Beständen Tanne mit bedeutenden Anteilen, unterständige Buche meist vorhanden; Montanstufe < 1400 m	<u>13</u>
12*	ohne Beimischung von Buche, Tanne höchstens einzeln beigemischt; Subalpinstufe > 1400 m	<u>17</u>
13	Frischebdürftige und allgemeine Nadelwaldarten (2b, 2c) dominieren Bodenvegetation	<u>14</u>
13*	nur schwache, frischezeigende Nadelwaldarten (2b, schwach) regelmäßig vertreten, sonst säurezeigende Waldbegleiter (4b, v. a. 4bb) allein vorherrschend	<u>16</u>
14	mindestens der Unterboden mit deutlichen Hydromorphiemerkmalen, oberster Mineralboden podsolig gebleicht, Wasserhaushalt wechselhaft bis feucht, meist im wenig geneigten Gelände → ST8 Feuchter nährstoffarmer Fichten-Tannenwald (LA, Luzulo-Abietetum athyrietosum)	

14*	Wasserhaushalt frisch bis hangfeucht, bei stärkerer Hydromorphie stets am Hang gelegen	
15	Mit reliefbedingtem Kaltluftstau (Hohlformen, Verebnungen, starke Abschattung) → Sf4 Kaltluftbeeinflusster nährstoffarmer Silikat-Nadelmischwald ((LA) Luzulo-Abietetum athyrietosum)	
15*	Kein reliefbedingter Kaltluftstau, normale Hänge → Zustandsvegetation auf Standorten SB4, Sb5 (siehe Schlüssel nach Standortmerkmalen)	
16	mit einzelnen Hochstauden (8); in Lichtlöchern und auf Schlägen üppige Farn-Hochstaudenflur (Thelypteris limbosperma, Dryopteris dilatata, Athyrium filix-femina); Bestände der Hochmontanstufe oberhalb ca. 1.200 m (1.100 m schattseitig) → Sb5 Frischer hochmontaner Silikat-Moder-Bergmischwald (LFa, Luzulo-Fagetum adenostyletosum)	
16*	ohne Hochstauden (8) oder ausgeprägte Farnfluren; Bestände der mittleren und unteren Montanstufe unterhalb 1.200 m → SB4 Frischer Silikat-Moder-Bergmischwald (LFt, Luzulo-Fagetum oxalidetosum)	
17	Mit Torfmoosen und Feuchtrohhumuszeigern (10c); deutlich podsolierte Standorte → SF8 Nährstoffarmer subalpiner Silikat-Fichtenwald (HPs, Homogyno-Piceetum sphagnetosum)	
17*	Ohne Arten des feuchten Rohhumus; nährstoffreiche bis schwach podsolierte Standorte	<u>18</u>
18	Subalpine Hochstauden (8) und Frischezeiger (4a) dominieren, verlichtete Bestandesbereiche mit starker Stauden-Verunkrautung; hangfeuchte, meist schattseitige Hänge schneereicher Lagen → SF5 Frischer subalpiner Silikat-Fichtenwald (HPT, Homogyno-Piceetum typicum)	
18*	Säurezeiger (4b) und Nadelwaldarten (2) dominieren, Bodenvegetation oft spärlich, nicht verkräutend (bisweilen jedoch Vergrasung durch Luzula sieberi) → sf5 Hangfeuchter subalpiner Silikat-Fichtenwald (HPa, Homogyno-Piceetum adenostyletosum)	
19	(2) größere Anteile von Edellaubwald- (1g), Auwaldarten (11) oder Nässezeigern (10b); Bestände nicht von Buche und Tanne dominiert, morphologisch als Sonderstandort (Schutthang, Schluchtwald, Aue, Sumpf, Murkegel) erkennbar	<u>20</u>
19*	Anteil der Artengruppen 1g, 10 und 11 fehlend oder gering	<u>27</u>
20	Nässezeiger (10b, auch 10c) mit hohem Anteil; Boden ganzjährig tropfnass bis feucht (Nassgley, Anmoorgley, Niedermoor)	
20*	Ohne oder mit nur wenigen Nässezeigern (10), Nadelwaldarten (2) fehlen	<u>22</u>
21	Ohne vitale Eschen und Schwarzerlen, auf erhöhten Kleinstandorten meist Nadelwaldarten (2) vorhanden; montane bis hochmontane Standorte (oberhalb 900 m) → Me9 Nasser Erlen-Fichtenwald (CA, Carici remotae-Alnetum incanae)	

21*	Offt mit vitalen Eschen und Schwarzerlen und dominierendem Riesen-Schachtelhalm, ohne Nadelwaldarten; tiefmontane Quellfluren (vorwiegend Nassgley) unterhalb 900 m → sE8 Feuchter Erlen-Eschenwald (CFr, Carici remotae-Fraxinetum equisetetosum telmatejæ)	
22	Auwaldarten nährstoffreicher Standorte (11a) meist reichlich vertreten, Edellaubwaldarten (1g) nur vereinzelt; schwach geneigte bachbegleitende Terrassen oder Murkegel des Flyschgebietes	
22*	ohne Auwaldarten (11), Edellaubwaldarten (1g) reichlich vorhanden, daneben Stickstoffzeiger (12), naturnahe Bestände mit dominantem Bergahorn und anderen Edellaubhölzern; m. o. w. steile Hänge	<u>25</u>
23	Pionierhafte Grauerlenbestände (oft aus Pflanzung) mit Mischung aus Zeigern mäßiger Trockenheit (1a), Frische (1b-f, 4a) und Feuchte (9) auf m. o. w. feinmaterialreichen Murschuttkegeln in Hanglage mit geringer Bodenentwicklung → Lp6 Sukzession auf Murschuttkegel (SA, Sanicula-Alnus incana-Gesellschaft)	
23*	Bachbegleitende Bestände der Auen	<u>24</u>
24	Naturnahe Bestände mit herrschender Grauerle; regelmäßig überflutet (Treibsel-, Sand- und Schotterablagerungen!) → Ae4 Frischer Grauerlenwald der feinerdereichen Aue (Ai, Alnetum incanae)	
24*	Edellaubholz- und Fichtenbestände in Auen; höchstens selten überflutet (fossile Aue) → AA4 Frischer Edellaubmischwald auf Terrassenschotter (WFd, Weißseggen-Fichtenwald, Deschampsia cespitosa-Ausb. bzw. Adoxo-Aceretum)	
25	mit Block- und Felsspalten-Arten (5b), oft mit Phyllitis scolopendrium und anderen Edellaubwaldarten (1g); Untergrund lose grobblockig (schwer begehbar) → KA3 Blockschutt-Edellaubwald (UAp, Ulmo-Aceretum phyllitidetosum)	
25*	ohne Felsspaltenarten (5b)	<u>26</u>
26	Nährstoffzeiger (12) dominieren; an humusreichen Hangfüßen und auf konsolidierten Blockhalden → KA5 Hangfuß-Edellaubwald (UAl, Ulmo-Aceretum lysimachietosum)	
26*	Nährstoffzeiger und Edellaubwaldarten (1g) zurücktretend, meist reich an Wald-Geißbart und Weißer Pestwurz; Schluchtwaldmosaik steiler, rutschiger Einhänge → SA4 Mischwald steiler Einhänge und Schluchten (UAa, Ulmo-Aceretum aruncetosum)	
27	Nadelwaldarten (2) zahlreich und mit größerem Deckungsanteil vertreten, Laubbäume in der 1. Baumschicht nie vorherrschend, wenn vorhanden, sichtlich schlechtwüchsig, im Unter- und Zwischenstand beigemischt oder fehlend	<u>28</u>
27*	Nadelwaldarten (2) fehlend oder nur vereinzelt und auf Sonderstandorte wie Moderholz und Stammanläufe beschränkt	<u>40</u>
28	Unter den Laubwaldarten herrschen Trockentolerante (1a) und Kalkzeiger (1b) vor, unter den Nadelwaldarten (2a) und Säurezeigern (4ba) die der O-C-Böden, mit Magerkeitszeigern (7)	<u>29</u>

28*	Unter den Laubwaldarten herrschen Zeiger frischer (1d, 1e) bis feuchter Böden (1f, 1g) vor, Magerkeitszeiger (7) fehlen	<u>34</u>
29	morphologisch erkennbare Sonderstandorte auf Graten, Schuttfächern und Terrassen der Montanstufe, naturnahe Bestände meist mit Tannen-, Buchen- und Bergahornbeimischung	<u>30</u>
29*	Standorte normaler, m. o. w. steiler Hänge	<u>32</u>
30	Standorte auf anstehendem Festgestein erhabener Grate → Tf2 Felsgrat-Nadelmischwald (PAF, Adenostylo glabrae-Abietetum, Grat-Ausbildung)	
30*	Standorte auf feinerdearmen Karbonatschuttkegeln und -Terrassen der Täler (Sukzessionsstadien)	<u>31</u>
31	Sauerhumus-Arten (2, 4b) aspektbestimmend, Trocken-Kiefernwaldarten (3) und Rasenarten (6a) nur spärlich vorhanden; Standorte schuttreicher Unterhänge mit Tangelhumus → Tf4 Schuttkegel-Nadelmischwald (PA, Adenostylo glabrae-Abietetum, Schuttkegel-Ausbildung)	
31*	Sauerhumus-Arten (2, 4b) zugunsten von Magerkeitszeigern (7), Rasenarten (6), Schuttbesiedlern (5c) und z. T. Trocken-Kiefernwaldarten (3) zurücktretend; Standorte fossiler Wildbachterrassen aus feinerdearmen Schottern mit Kalk- und Trockenmoder → Af2 Mäßig trockener Nadelmischwald auf Terrassenschotter (WFt, Weißseggen-Fichtenwald, Erica-Ausbildung)	
32	Standorte der Montanstufe < 1.400 m, wirtschaftsbedingt reine Fichtenbestände, oft auf ehemaligen Almflächen entstanden, Buche aber meist in Jungwuchs und Unterstand einwachsend; Substrat weder flachgründiger Fels noch extrem feinerdearmer Schotter, Humusaufgaben geringmächtig; Fichtenwirtschaftswälder (Adenostylo glabrae-Abietetum als Zustandsvegetation auf Standorten kB2, kB3, kb3 , vgl. Schlüssel nach Standortmerkmalen)	
32*	Standorte der Subalpinstufe > 1.400 m; immer ohne Buche, Tanne nur vereinzelt beigemischt	<u>33</u>
33	mit Hochstauden (8), in Rasenlücken Carex ferruginea dominant; meist schattseitig, an weniger steilen Hängen oder in schneereichen Mulden → kF3 Mäßig frischer subalpiner Karbonat-Fichtenwald (APf, Adenostylo glabrae-Piceetum caricetosum ferrugineae)	
33*	ohne Hochstauden (8), in Rasenlücken Carex sempervirens und Calamagrostis varia dominant; steile, meist sonnseitiger (föhnbeeinflusster) Hänge → kF2 Mäßig trockener subalpiner Karbonat-Fichtenwald (APs, Adenostylo glabrae-Piceetum caricetosum sempervirentis)	
34	Standorte der Subalpinstufe oberhalb ca. 1.400 m (schattseitig ab 1.350 m), immer ohne Buche → sF5 Hangfeuchter subalpiner Silikat-Fichtenwald (HPa, Homogyno-Piceetum adenostyletosum)	
34*	Montane Standorte unterhalb 1.400 m, nicht selten mit einzelnen Buchen	<u>35</u>

35	Feuchtezeiger (9) vorhanden, Mosaik mit Nadelwaldarten (2) auf erhöhten Kleinstandorten, Feuchtezeigern (9) in Mulden und Laubwaldarten (1); Boden deutlich vernässt (Hanggley, Pseudogley) → st8 Feuchter nährstoffreicher Fichten-Tannenwald (GAe, Galio-Abietetum equisetetosum)	
35 *	Feuchtezeiger (9) unbedeutend;	<u>36</u>
36	thermische Ungunst durch extrem abgeschattete Lage und/oder Spätfrostgefährdung (abflußlose Mulden, Verebnungen in Talkesseln), dadurch Laubholz benachteiligt → sf4 Kaltluftbeeinflusster nährstoffreicher Silikat-Nadelmischwald (GAt, Galio-Abietetum typicum)	
36 *	klimatisch nicht benachteiligt, reine Fichtenbestände wirtschaftsbedingt	<u>37</u>
37	mit reichlich Hochstauden (8), die in Lichtlücken zur Fazies-Bildung neigen; Standorte der Hochmontanstufe (1.200 - 1.400 m)	<u>38</u>
37 *	Hochstauden schwach entwickelt und nicht zur Dominanz neigend, tiefer gelegene Standorte < 1.200 m	<u>39</u>
38	mit Laubwaldarten kalkreicher Böden (1b) und Karbonatskelettzeigern (5); Feinboden von Karbonatskelett durchsetzt, freier Kalk in Bohrstocktiefe → Zustandsvegetation auf Standort kb4	
38 *	ohne kalkliebende Arten (1a, 1b, 5); Boden skelettarm, ohne freies Karbonat → Zustandsvegetation auf Standort sb5	
39	mit Hangfeuchte und N-Reichtum zeigenden Laubwaldarten (1f, 1g), dazu meist Brachypodium sylvaticum und Hordelymus europaeus → Zustandsvegetation auf Standort sb5	
39 *	ohne Hangfeuchtezeiger → Zustandsvegetation auf Standort sb4	
40	(27) mit Magerkeitszeigern (7), unter den Laubwaldarten besitzen trockenolerante (1a) und karbonatstete Arten (1b) höchste Anteile, Karbonatschuttzeiger (5) meist reichlich vertreten (seggen- und grasreicher Aspekt); nur gering bis mäßig wüchsige Bestände wenig gründiger Karbonatstandorte bzw. Mergelsteilhänge der Flyschzone	<u>41</u>
40 *	ohne Magerkeitszeiger (7), ohne Trocken-Kiefernwald- (3) und Rasenarten (6a)	<u>49</u>
41	mit Lichtzeigern der Magerrasen (6a) und Karbonat-Trockenwälder (3); Bestände von Rasenflecken durchsetzt, sichtlich schlechtwüchsig	<u>42</u>
41 *	ohne extreme Lichtzeiger (3. 6a), Bestände wüchsiger und meist geschlossener	<u>45</u>
42	ebene bis schwach geneigte Standorte fossiler Wildbachterrassen aus feinerdearmen Kalkschottern → Af2 Mäßig trockener Nadelmischwald auf Terrassenschotter (WfT, Weißseggen-Fichtenwald, Erica-Ausbildung)	
42 *	Standorte m. o. w. steiler Hänge, nicht auf jungen Bachschottern	<u>43</u>

43	mit hochmontan-subalpinen Rasenarten (6b) und einzelnen Hochstauden (8), wärmeliebende Magerkeitszeiger (7c) fehlen; Standorte hochmontan > ca. 1.200 (schattseitig 1.100 m) → kb3 Mäßig frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald (AFf, Aposerido-Fagetum caricetosum ferrugineae, Erica herbacea-Ausb.)	
43*	ohne Hochstauden (8) und subalpine Rasenarten (6b), oft mit wärmeliebenden Magerkeitszeigern (7c)	<u>44</u>
44	Standorte im sehr schroffen felsigen Gelände, an föhnexponierten Südhängen oder auf humusarmen initialen Böden nach Erosion in Lockersedimenten oder Schotterterrassen, Schlußgrad und potenzielle Wuchsleistung aus diesen Gründen offenkundig gering → KB1 Felshang-Bergmischwald (SF, Seslerio-Fagetum)	
44*	normale Hänge ohne diese extremen Standorteigenschaften, Sukzessionsbestände auf ehemaligen Almflächen oder durch Waldweide stark aufgelichtet, oft bessere Wuchsleistung der Bestockung erkennbar; Frischezeiger (4a, 1c, 1d) vorhanden → Zustandsvegetation auf Standort KB2	
45	neben einigen Magerkeitszeigern (7) nur wenige Karbonatskelettzeiger (5), daneben stets auch frischebedürftige Laubwaldarten (1d, 1e); nachschaffende Mergelsteilhänge der Flyschzone mit flachgründigen, lehmig-tonigen Pararendzinen → SB3 Mergelsteilhange-Bergmischwald (AFm, cf. „Aposerido-Fagetum asteretosum“)	
45*	zahlreiche Magerkeitszeiger (7) und Karbonatskelettzeiger (5); skelettreiche Standorte der kalkalpinen Zone (Dolomit, Massenkalk) mit typischen Rendzinen	<u>46</u>
46	mit wärmeliebenden Magerkeitszeigern (7c), ohne Hochstauden (8); Standorte der unteren und mittleren Montanstufe < ca. 1.200 m	<u>47</u>
46*	ohne wärmeliebende Magerkeitszeiger (7b), mit hochmontan-subalpinen Rasenarten (6b) und einzelnen Hochstauden (8); Hochmontanstufe > ca. 1.200 m (schattseitig 1.100 m) → kb3 Mäßig frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald (AFf, Aposerido-Fagetum caricetosum ferrugineae)	
47	mit Nährstoffzeigern (12), Auwaldarten (11) und Wiesenpflanzen (6d), oft mit <i>Petasites paradoxus</i> ; in Fichtenbeständen reichliche Edellaubverjüngung, Talböden und Schuttkegel mit feinerdereichen Substraten → AA4 Frischer Edellaubmischwald auf Terrassenschotter (WFd, <i>Carex alba</i> - <i>Picea abies</i> -Gesellschaft, <i>Deschampsia</i> -Ausbildung)	
47*	ohne Nährstoffzeiger (12); naturnahe Bestände mit hohem Buchenanteil, nicht auf den genannten Sonderstandorten	<u>48</u>
48	mit Laubwaldarten sehr frischer Böden (1e), Frischezeiger (4a) stark vertreten; auf mittel- bis tiefgründiger Dolomit- oder Lokalmoränenverwitterung, meist in Verebnungen oder an schwächer geneigten Hängen, wirtschaftsbedingte Bestandesverlichtung (Verjüngungsstellungen, schwache Beweidung), Bestandesreste wüchsig → Zustandsvegetation auf Standort KB3 (AFcP Aposerido-Fagetum caricetosum albae, <i>Carex sylvatica</i> -Var.)	

48 *	ohne betont frischebedürftige Laubwaldarten (1e), Frischezeiger (4a) treten zurück; vorwiegend flachgründige, schwach verlehnte Dolomit- und Hartkalkhänge, Bestände sichtlich mattwüchsig (Nadelholz kaum vorwüchsig) → KB2 Mäßig trockener Karbonat-Bergmischwald (AFc, Aposerido-Fagetum caricetosum albae)	
49	mit Feuchtezeigern (9); deutlich vernäbte Böden (Hanggley, Pseudogley)	<u>50</u>
49 *	Feuchtezeiger (9) fehlen; Vernässung fehlend oder undeutlich	<u>51</u>
50	meist mit Tanne und einzelnen Nadelwaldarten (2), Esche nie vorherrschend; Standorte der mittleren Montanstufe und der Hochmontanstufe (> ca. 900 m) → sT8 Bodenfeuchter Tannen-Fichtenwald (GAe, Galio-Abietetum equisetetosum)	
50 *	in naturnahen Beständen Esche in der Baumschicht, ohne Nadelwaldarten (2), oft auffallende Dominanz des Riesen-Schachtelhalms (Equisetum telmateja); Standorte der unteren montanen Stufe (< ca. 900 m) → se8 Montaner Quell-Eschenwald (CFr, Carici remotae-Fraxinetum equisetetosum telmatejae)	
51	Mit kalksteten Laubwaldarten (1a-b) und Karbonatzeigern (5); karbonatskelettreiche Substrate, Böden wenigstens partienweise karbonathaltig bis in den Oberboden	<u>52</u>
51 *	Ohne kalkstete Laubwaldarten (1a, 1b) und Karbonatzeiger (5); tiefgründig sauer verwitternde Substrate (Mergel, Sandstein, Kieselkalk etc.), Oberboden nie kalkreich	<u>53</u>
52	mit Hochstauden (8); frühjahrsfeuchte, schneereiche Standorte der Hochmontanstufe (ca. 1.200 - 1.400 m), meist mäßig wüchsige Bestände → kb4 Frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald (AFa, Aposerido-Fagetum adenostyletosum)	
52 *	ohne Hochstauden (8); mäßig frische Standorte der unteren und mittleren Montanstufe (< ca. 1.200 m), wüchsige Bestände → KB3 Mäßig frischer Karbonat-Bergmischwald (AFt, Aposerido-Fagetum typicum)	
53	Hochstauden (8) reichlich, diese bilden in Bestandeslücken Hochstaudenfluren; Laubbäume oft deutlich säbelwüchsig, hochmontane Standorte (> ca. 1.200 m), bevorzugt schneereiche Schatthänge und Mulden → sb5 Sehr frischer hochmontaner Silikat-Mull-Bergmischwald (GFa, Galio-Fagetum adenostyletosum)	
53 *	Hochstauden (8) unbedeutend; in Bestandeslücken keine Tendenz zur Bildung von Hochstaudenfluren	<u>54</u>
54	kein hoher Deckungsgrad von Aruncus dioicus, kein auffallend hoher Edellaubholzanteil; Standorte normaler, m. o. w. stark geneigter Hänge	<u>55</u>
54 *	Aruncus dioicus oft mit höheren Deckungsgraden, in naturnahen Beständen hohe Edellaubholzanteile; sehr steile, luftfeuchte, rutschige Grabeneinhänge auf tiefgründig verwittertem Substrat, typischer Komplex mit kleinen Rutschungen und Pestwurzfluren (Petasites albus) → sa4 Mischwald steiler Einhänge und Schluchten (UAa, Ulmo-Aceretum aruncetosum)	

55	mit Laubwaldarten der Hangfeuchtezeiger-Gruppe (1f, 1g), daneben oft auch einzelne Kalkzeiger (1b, 5); sickerfrische bis mäßig hangfeuchte, basenreiche Böden, z. T. Kalkanschluß im Unterboden → sB5 Sehr frischer Silikat-Mull-Bergmischwald (AFh/GFr, Galio-Fagetum ranunculetosum)	
55*	ohne Hangfeuchtezeiger und Kalkzeiger; mäßig basenhaltige, tiefgründig entkalkte Böden mit zurücktretenden Nässemerkmalen → sB4 Frischer Silikat-Mull-Bergmischwald (GFt, Galio-Fagetum polytrichetosum und typicum)	
56	(1) Flächen mit mindestens 50 % Deckung der Vegetation	<u>57</u>
56*	Sehr steile oder instabile Flächen mit < 50 % Vegetationsbedeckung	<u>71</u>
57	Von Latschen, Grünerlen oder Weiden dominierte Gebüschbestände	<u>58</u>
57*	Von Grasartigen, Zwergsträuchern oder Stauden dominierte Bestände ohne höherwüchsige Gehölzschicht	<u>64</u>
58	Grünerlenbestände (z. T. mit Weidenbeimischung), in der Krautschicht dominieren Hochstauden (8); Standorte der subalpinen Stufe > ca. 1.400 m	<u>59</u>
58*	Latschenbestände (z. T. in Mischung Grünerlen und Weiden), krüppelwüchsige Fichtengebüsche oder Weidengebüsche, Hochstauden (8) nicht dominant	<u>60</u>
59	sehr steile (> 35 °) Lawinenbahnen, konkave Rinnen und Flächen mit oberhalb anschließenden Schneeeinzugsgebieten; keine erfolgreiche Regeneration der Fichte → sp5 Grünerlengebüsch (Av, Alnetum viridis)	
59*	weniger steile Sukzessionsbestände auf aufgelassenen Almflächen; oft mit Fichtenaufwuchs → Zustandsvegetation auf Standorten sF4, sF5 (siehe Schlüssel nach Standortmerkmalen)	
60	Latschen- oder selten krüppelwüchsige Fichtenbestände an hochmontanen/subalpinen Hängen oder auf nassen Mooren	<u>61</u>
60*	Weidengebüsche in jungen, regelmäßig überfluteten Schotterauen an Wildbächen (in Flutmulden mit Nässezeigern karbonatreicher Standorte, 10a) → AW2 Mäßig trockenes Weidengebüsch der Schotterae (DSG, Dryas-Salix-Gesellschaft/Salici-Myricarietum)	
61	Latschengebüsch mit Hochmoorpflanzen (10d) in der Kraut- und Moosschicht (keine weiteren Latschenbegleiter 2d); intakte Hoch- und Übergangsmoore (Torf) → Mk9 Hochmoor-Latschengebüsch (RSp, Pino-Sphagnetum mughi)	
61*	mit Latschenbegleitern (2d), ohne Hochmoorpflanzen (10d); Karbonatsubstrat	<u>62</u>
62	Licht- (3, 6a) und Magerkeitszeiger (7a) in der Krautschicht dominant, Nadelwaldarten (2) und Säurezeiger (4b) zurücktretend	<u>63</u>
62*	Nadelwaldarten (1), insbesondere der O-C-Böden (1a, fleckenweise Torfmoose), sowie Säurezeiger (4ba) dominant, Magerkeits- (7) und Lichtzeiger (3, 6a) nur vereinzelt → Tk3 Frisches Latschengebüsch (RPs, Rhododendro-Pinetum sphagnetosum)	

63	ohne aufkommenden Fichtenjungwuchs oder dieser stark durch Schneeschliff beeinträchtigt; steile, flachgründige Hänge mit initialen Bodenbildungen → kk2 Trockenes Latschengebüsch (RPe, Rhododendro-Pinetum mughi ericetosum)	
63*	mit aufkommenden Fichtengruppen, Bestandesregeneration nach Almaufgabe → Zustandsvegetation auf Standorten kp1, kp3 (vgl. Schlüssel der Standortmerkmale)	
64	mit zahlreichen Feuchte- (9) und Nässezeigern (10a, 10b); feuchte bis nasse Standorte	<u>65</u>
64*	ohne Feuchte- und Nässezeiger	<u>67</u>
65	Nässezeiger nährstoffreicher Standorte (10b) vorherrschend, Kalkflachmoorarten (10a) nur vereinzelt; Staudenfluren mit hochwüchsigen Kräutern und Grasartigen, nährstoffreiche Standorte	<u>66</u>
65*	Kalkflachmoorarten (10a) stark vertreten bis dominant, Nährstoffzeiger selten; geringwüchsige Kleinseggenrasen; kalkoligotrophe Standorte → Lp6 Sukzession auf Lockersediment (Caricetum davallianae, Kalkquellsumpf)	
66	Boden grau ohne Rostflecken (Nassgley) oder sehr reich an organischem Material (Anmoor bis Niedermoor) → Zustandsvegetation auf Standort Me9 Nasser Erlen-Fichtenwald (CA, Carici remotae-Alnetum incanae)	
66*	Boden nicht reich an organischem Material (typischer Gley oder Hanggley) → Zustandsvegetation auf Standort sT8 Feuchter, nährstoffreicher Fichten-Tannenwald (GAe, Galio-Abietetum equisetetosum)	
67	mit Schuttbesiedlern (5c), Bestände auf Erosionsrissen, oft im Wechsel mit Kalkquellsümpfen, Fichtenkrüppelwuchs und kleinen Bauminseln → Lp6 Sukzession auf Lockersediment (Petasition paradoxii, Schuttfluren)	
67*	Schuttbesiedler (5c) nicht hervortretend, Vegetationsdecke von Felsdurchtragungen und Schurfstellen abgesehen ein geschlossener Rasen	<u>68</u>
68	Sehr steile (> 35 °) Lawenbahnen, konkave Rinnen und Flächen mit oberhalb anschließenden Schneeeinzugsgebieten (lawinenbedingt gehölzarme Dauergesellschaften, „Lahner“)	<u>69</u>
68*	weniger steile (< 35 °) Freiflächen oder kleinflächige Waldverlichtungen auf Rücken und Rippen ohne Lawineneinzugsgebiet → Zustandsvegetation , anthropogene Lichtungen auf potenziellen Waldstandorten, v. a. hochmontan bis subalpin kb3, kb4, sb5, Sb5, kF3, sF4, sF5, SF4 ; vgl. Schlüssel nach Standortmerkmalen	
69	mit Wiesenpflanzen (6d) und Hochstauden (8), Hochgrasflur reich an breitblättrigen Stauden und Frischezeigern; mittel- bis tiefgründige, tonige Pararendzina oder Braunerde → sp4 Frischer Silikat-Lahner (VDG, Vicia sylvatica-Dactylis glomerata-Gesellschaft)	

69*	ohne Wiesenpflanzen (6d), Hochstauden (8) fehlend oder schwach vertreten; allenfalls schwach verlehnte Karbonatverwitterungen	<u>70</u>
70	mit Frischezeigern (4a), hochmontan-subalpinen Rasenarten (6b) und Säurezeigern (4ba), thermophile Rasenarten (6e) und Trockenkiefernwald-Arten (3) zurücktretend; Carex ferruginea meist mit hoher Deckung; Lawinenbahnen schneereicher Schatthänge → kp3 Frischer Karbonat-Lahner (LaC, Laserpitio-Calamagrostietum)	
70*	Frischzeiger (4a) fehlen, thermophile Rasenarten (6e) und Trocken-Kiefernwaldarten (3) vorhanden, Carex ferruginea zugunsten von Carex sempervirens, montana oder humilis zurücktretend; Lawinenbahnen an föhnbeeinflussten trockenen Sonnseiten → kp1 Trockener Karbonat-Lahner (LaS, Laserpitio-Seslerietum)	
71	(56) anstehendes Gestein → Fp1 Fels (F)	
71*	Lockere, instabile Schuttströme → GP1 Geröll (S)	

Anhang 2a: Zeigerartengruppen für die Ansprache der Standortseinheiten im bayerischen Hochgebirge

Reihenfolge der Arten nach absteigender Stetigkeit im Gebiet

1		Laubwaldarten	Mull- bis mullartiger Moder (und Kalkmoder) mit hoher biologischer Aktivität, Schwerpunkt Montanstufe, Querco-Fagetea, Fagetalia, Fagion
1	a	Perlgras-Gruppe mäßig trocken	kalkreiche, zur Austrocknung neigende Böden mit schwacher N- und P-Nachlieferung
1	a	<i>Melica nutans</i>	Nickendes Perlgras
1	a	<i>Hepatica nobilis</i>	Leberblümchen
1	a	<i>Lilium martagon</i>	Türkenbund
1	a	<i>Neottia nidus-avis</i>	Nestwurz
1	a	<i>Convallaria majalis</i>	Maiglöckchen
1	a	<i>Cephalanthera rubra</i>	Rotes Waldvögelein
1	a	<i>Cyclamen purpurascens</i>	Alpenveilchen
1	b	Bingelkraut-Gruppe mäßig frisch	meist kalkreiche, mäßig trockene bis frische Böden
1	b	<i>Mercurialis perennis</i>	Bingelkraut
1	b	<i>Aposeris foetida</i>	Stinkender Hainsalat
1	b	<i>Carex digitata</i>	Finger-Segge
1	b	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Wald-Zwenke
1	b	<i>Campanula trachelium</i>	Nesselbl. Glockenblume
1	b	<i>Epipactis helleborine</i>	Stendelwurz, Breitblättrige
1	b	<i>Helleborus niger</i>	Christrose
1	b	<i>Galium sylvaticum</i>	Wald-Labkraut
1	c	Ehrenpreis-Gruppe frisch und basenreich	basenreiche, frische Böden mit günstigem Humusumsatz
1	c	<i>Veronica urticifolia</i>	Breitblättriger Ehrenpreis
1	c	<i>Sanicula europaea</i>	Sanikel
1	c	<i>Viola reichenbachiana</i>	Wald-Veilchen
1	c	<i>Paris quadrifolia</i>	Einbeere
1	c	<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel
1	c	<i>Salvia glutinosa</i>	Kleb-Salbei
1	c	<i>Aconitum vulparia</i>	Gelber Eisenhut
1	c	<i>Polystichum lobatum</i>	Gelappter Schildfarn
1	c	<i>Eurhync. striatum+ angustir.</i>	Schönschnabelmoos
1	c	<i>Actaea spicata</i>	Christophskraut
1	c	<i>Asarum europaeum</i>	Haselwurz
1	c	<i>Bromus ramosus benekenii</i>	Wald-Trespe
1	c	<i>Pulmonaria officinalis</i>	Lungenkraut
1	c	<i>Symphytum tuberosum</i>	Knoten-Beinwell
1	c	<i>Potentilla sterilis</i>	Erdbeer-Fingerkraut

1	d	Teufelskrallen-Gruppe frisch	basenreiche bis mäßig versauerte, frische Böden
1	d	<i>Phyteuma spicatum</i>	Ährige Teufelskralle
1	d	<i>Lysimachia nemorum</i>	Hain-Gilbweiderich
1	d	<i>Lamiastrum mont.+ flavidum</i>	Goldnessel
1	d	<i>Plagiomnium undulatum</i>	Welliges Sternmoos
1	d	<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume
1	d	<i>Anemone nemorosa</i>	Buschwindröschen
1	d	<i>Fissidens taxifolius</i>	Eibenspaltzahnmoos
1	d	<i>Poa nemoralis</i>	Hain-Rispengras
1	d	<i>Aruncus dioicus</i>	Wald-Geißbart
1	d	<i>Scrophularia nodosa</i>	Braunwurz
1	e	Waldmeister-Gruppe sehr frisch	lehmreiche, betont frische bis schwach hang-feuchte Böden guter bis mäßiger Basenversorgung
1	e	<i>Carex sylvatica</i>	Wald-Segge
1	e	<i>Dryopteris filix-mas</i>	Wurmfarn
1	e	<i>Galium odoratum</i>	Waldmeister
1	e	<i>Petasites albus</i>	Weißer Pestwurz
1	e	<i>Hordelymus europaeus</i>	Waldgerste
1	e	<i>Festuca gigantea</i>	Riesen-Schwingel
1	e	<i>Milium effusum</i>	Wald-Flattergras
1	e	<i>Cardamine trifolia</i>	Klee-Schaumkraut
1	f	Wolliger Hahnenfuß- Gruppe sickerfrisch	sickerfrische, basenreiche Böden
1	f	<i>Epilobium montanum</i>	Berg-Weidenröschen
1	f	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	Wolliger Hahnenfuß
1	f	<i>Impatiens noli-tangere</i>	Großes Springkraut
1	f	<i>Myosotis sylvatica</i>	Wald-Vergißmeinnicht
1	f	<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest
1	f	<i>Allium ursinum</i>	Bär-Lauch
1	f	<i>Circaea lutetiana</i>	Goßes Hexenkraut
1	g	Springkraut-Gruppe hangfeucht/ nährstoff- reich	sehr frische bis hangfeuchte Böden mit starker Nitrifikation
1	g	<i>Cardamine flexuosa</i>	Wald-Schaumkraut
1	g	<i>Chrysosplenium alternifo- lium</i>	Wechselbl. Milzkraut
1	g	<i>Veronica montana</i>	Berg-Ehrenpreis
1	g	<i>Eurhynchium swartzii</i>	Kleines Schnabelmoos
1	g	<i>Adoxa moschatellina</i>	Moschuskraut
1	g	<i>Circaea alpina</i>	Alpen-Hexenkraut
1	h	Mondviolen-Gruppe Edellaubwald/ nährstoff- reich	frische bis hangfeuchte, basenreiche Böden mit sehr starker Nitrifikation, Tilio-Acerion
1	h	<i>Lunaria rediviva</i>	Mondviole
1	h	<i>Phyllitis scolopendrium</i>	Hirschzunge

1	h	<i>Circaea x intermedia</i>	Mittleres Hexenkraut
1	h	<i>Dentaria pentaphyllos</i>	Finger-Zahnwurz
1	h	<i>Anthriscus nitida</i>	Glanz-Kerbel
2		Nadelwaldarten	Rohhumus bis Moder, oberflächlich deutlich bis stark versauert, stockender Humusumsatz, Schwerpunkt hochmontane bis subalpine Stufe, Vaccinio-Piceetea, Piceetalia, Piceion
2	a	Teufelsbärlapp-Gruppe trockener/OC-Böden	bevorzugt zeitweise austrocknende organische Auflagen über Karbonatgestein (Kalkmoder, Tangel)
2	a	<i>Homogyne alpina</i>	Alpen-Brandlattich
2	a	<i>Huperzia selago</i>	Teufels-Bärlapp
2	a	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere
2	a	<i>Bazzania trilobata</i>	Peitschenmoos
2	a	<i>Calamagrostis villosa</i>	Wolliges Reitgras
2	a	<i>Mylia taylori</i>	
2	a	<i>Calluna vulgaris</i>	Heidekraut
2	b	Rippenfarn-Gruppe feuchter/lehmreich	bevorzugt dauernd befeuchtete Auflagen über lehmigen, sauren Mineralböden (typ. Moder, Rohhumus)
2	b	<i>Blechnum spicant</i>	Rippenfarn
2	b	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Wurmmoos
2	b	<i>Luzula sylvatica sieberi</i>	Wald-Hainsimse
2	b	<i>Hylocomium umbratum</i>	Schatten-Hainmoos
2	b	<i>Soldanella montana</i>	Berg-Troddelblume
2	c	Heidelbeer-Gruppe allgemeine Nadelwaldarten	auf beiden Typen saurer Auflagen etwa gleich häufig
2	c	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Heidelbeere
2	c	<i>Pleurozium schreberi</i>	Rotstängelmoos
2	c	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kranzmoos, Riemenstängel-
2	c	<i>Lycopodium annotinum</i>	Sprossender Bärlapp
2	c	<i>Luzula luzulina</i>	Gelbliche Hainsimse
2	c	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Federmoos
2	c	<i>Listera cordata</i>	Herz-Zweiblatt
2	c	<i>Calypogeia azurea</i>	
2	c	<i>Sphagnum Sect. Acutifolia</i>	Spitzblättriges Torfmoos
2	c	<i>Calypogeia muelleriana</i>	
2	c	<i>Calypogeia neesiana</i>	
2	d	Almrausch-Gruppe Latschengebüsch	subalpine bis hochsubalpine, lichtbedürftige Arten, Rhododendro-Pinetum mughi, Vaccinio-Pinetum cembrae
2	d	<i>Rhododendron hirsutum</i>	Almrausch
2	d	<i>Sorbus chamae-mespilus</i>	Zwerg-Vogelbeere
2	d	<i>Rhododendron ferrugineum</i>	rostrote Alpenrose
2	d	<i>Daphne striata</i>	Steinröschen
2	d	<i>Rhodothamnus chamaecistus</i>	Zwergalpenrose

3		Schneeheide-Gruppe Trocken-Kiefernwald	trockene Reliktstandorte bzw. Sukzessionsflächen auf Karbonatgestein (Trockenmoder), Erico-Pinion
3		<i>Erica herbacea</i>	Schneeheide
3		<i>Epipactis atrorubens</i>	Braunrote Stendelwurz
3		<i>Aquilegia atrata</i>	Schwarze Akelei
3		<i>Festuca amethystina</i>	Amethyst-Schwingel
3		<i>Thesium rostratum</i>	Geschnäbeltes Leinblatt
3		<i>Gymnadenia odoratissima</i>	Wohlriechende Händelwurz
3		<i>Cephalanthera longifolia</i>	Schwertblättriges Waldvögelein
4		<i>Waldbegleiter</i>	allgemein in Laub- wie Nadelwäldern verbreitete, schattentolerante Arten
4	a	Sauerklee-Gruppe frisch	weit verbreitete Arten, die lediglich trockenen Standorten fehlen
4	a	<i>Oxalis acetosella</i>	Sauerklee
4	a	<i>Athyrium filix-femina</i>	Wald-Frauenfarn
4	a	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele
4	a	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	Behaarter Kälberkropf
4	a	<i>Mycelis muralis</i>	Mauerlattich
4	a	<i>Senecio fuchsii</i>	Fuchs' Greiskraut
4	a	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Punktirtes Sternmoos
4	a	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Eichenfarn
4	a	<i>Thelypteris phegopteris</i>	Buchenfarn
4	a	<i>Galium rotundifolium</i>	Rundblättriges Labkraut
4	a	<i>Crepis paludosa</i>	Sumpf-Pippau
4	a	<i>Luzula pilosa</i>	Wimpern-Hainsimse
4	a	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Haarspitzblattmoos
4	b	Säurezeiger	säuretolerante Arten, bevorzugt auf Auflagehumus und stark saurem Mineralboden
4	b a	<i>Etagenmoos-Gruppe Trockener/O-C-Böden</i>	bevorzugt zeitweise austrocknende organische Auflagen über Karbonatgestein (Kalkmoder)
4	b a	<i>Hylocomium splendens</i>	Glänzendes Hainmoos
4	b a	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Großes Kranzmoos
4	b a	<i>Moneses uniflora</i>	Moosauge
4	b a	<i>Corallorhiza trifida</i>	Korallenwurz
4	b a	<i>Dicranum polysetum</i>	Welliges Besenmoos
4	b a	<i>Orthilia secunda</i>	Nickendes Birngrün
4	b a	<i>Pyrola rotundifolia</i>	Rundblättriges Wintergrün
4	b a	<i>Goodyera repens</i>	Kriechendes Netzblatt
4	b b	Bergfarn-Gruppe Trockener/O-C-Böden	bevorzugt dauernd befeuchtete Auflagen und lehmige, saure Mineralböden (typ. Moder)
4	b b	<i>Thelypteris limbosperma</i>	Bergfarn
4	b b	<i>Atrichum undulatum</i>	Katharinenmoos
4	b b	<i>Avenella flexuosa</i>	Draht-Schmiele
4	b b	<i>Dicranella heteromalla</i>	Kleines Besenmoos

4	b	b	<i>Festuca altissima</i>	Wald-Schwingel
4	b	b	<i>Luzula luzuloides</i>	Schmalbl. Hainsimse
4	b	b	<i>Herzogiella seligeri</i>	Stumpenmoos
4	b	b	<i>Dryopteris carth.+ dilatata</i>	
4	b	b	<i>Eurhynchium praelongum</i>	
4	b	b	<i>Lophocolea heterophylla</i>	
4	b	b	<i>Carex leporina</i>	Hasenpfoten- Segge
4	b	c	Frauenhaar-Gruppe allgemeine Säurezeiger	auf verschiedenen Substraten verbreitete Säurezeiger
4	b	c	<i>Dicranum scoparium</i>	Gewöhnliches Besenmoos
4	b	c	<i>Polytrichum formosum</i>	Schönes Widertonmoos
4	b	c	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Zypressen-Schlafmoos-
4	b	c	<i>Dicranodontium denudatum</i>	Bruchblattmoos
4	b	c	<i>Veronica officinalis</i>	Arznei-Ehrenpreis
4	b	c	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Großes Muschelmoos
4	b	c	<i>Agrostis tenuis</i>	Rotes Straußgras
4	b	c	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	
4	b	c	<i>Carex pilulifera</i>	Pillen-Segge
4	b	c	<i>Lepidozia reptans</i>	
4	b	c	<i>Luzula mutiflora</i>	Vielblütige Hainsimse
4	b	c	<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge
4	b	c	<i>Tetraphis pellucida</i>	Georgsmoos
4	b	c	<i>Viola riviniana</i>	Hain-Veilchen
4	b	c	<i>Danthonia decumbens</i>	Dreizahn
5			Karbonatskelettzeiger	Böden mit hohem Karbonatskelettanteil und freiem Karbonat in der Feinerde oberhalb 30 cm Bodentiefe
5	a		Kahler Alpendost-Gruppe allgemeine Karbonatzeiger	sowohl auf karbonathaltigem Mineralboden wie auf felsig-schuttigem Material
5	a		<i>Ctenidium molluscum</i>	Kammmoos
5	a		<i>Tortella tortuosa</i>	Kräuselmoos
5	a		<i>Adenostyles glabra</i>	Kahler Alpendost
5	a		<i>Fissidens cristatus</i>	Kamm-Spaltzahnmoos
5	a		<i>Plagiochila porelloides</i>	Kleines Muschelmoos
5	a		<i>Schistidium apocarpum</i>	
5	a		<i>Rhynchostegium murale</i>	
5	a		<i>Bryum capillare</i>	
5	a		<i>Encalypta streptocarpa</i>	
5	a		<i>Silene pusilla</i>	Zwerg-Lichtnelke
5	a		<i>Kernera saxatilis</i>	Kugelschötchen
5	a		<i>Cystopteris montana</i>	Berg-Blasenfarn
5	a		<i>Orthothecium rufescens</i>	
5	a		<i>Campylium stell. protensum</i>	

5	a	<i>Preissia quadrata</i>	
5	a	<i>Radula complanata</i>	Kratzmoos
5	b	Streifenfarn-Gruppe Blöcke und Spalten	bevorzugt in (humusen) Felsspalten, auf größeren Blöcken, Asplenietea
5	b	<i>Asplenium viride</i>	Grünstieliger Streifenfarn
5	b	<i>Moehringia muscosa</i>	Moos-Nabelmiere
5	b	<i>Cystopteris fragilis</i>	Zerbrechlicher Blasenfarn
5	b	<i>Asplenium ruta-muraria</i>	Mauerraute
5	b	<i>Asplenium trichomanes</i>	Braunstieliger Streifenfarn
5	b	<i>Neckera crispa</i>	Krauses Neckermoos
5	b	<i>Carex brachystachys</i>	Armlütige Segge
5	b	<i>Polypodium vulgare</i>	Tüpfelfarn
5	b	<i>Campylium halleri</i>	
5	b	<i>Potentilla caulescens</i>	Stängel-Fingerkraut
5	b	<i>Cirriphyllum tenuinerve</i>	
5	b	Zwergglockenblumen- Gruppe Schutt	bevorzugt auf lockerem Schutt, Thlaspietea
5	c	<i>Campanula cochleariifolia</i>	Zwerg-Glockenblume
5	c	<i>Polystichum lonchitis</i>	Lanzen-Schildfarn
5	c	<i>Gymnocarpium robertianum</i>	Ruprechtsfarn
5	c	<i>Petasites paradoxus</i>	Schnee-Pestwurz
5	C	<i>Arabis alpina</i>	Alpen-Gänsekresse
5	c	<i>Tolpis staticifolia</i>	Grasnelken-Habichtskraut
5	c	<i>Achnatherum calamagrostis</i>	Rauhgras
6		Rasenarten	stark lichtbedürftige Arten, die in geschlossenen, ungestörten Hochwäldern fehlen
6	a	Bergdistel-Gruppe Kalkmagerrasen	(zeitweise) trockene, flachgründige Standorte mit sehr schwacher N-Nachlieferung, Brometalia, Seslerion
6	a	<i>Galium anisophyllum</i>	Ungleichblättriges Labkraut
6	a	<i>Carduus defloratus</i>	Berg-Distel
6	a	<i>Phyteuma orbiculare</i>	Kugelige Teufelskralle
6	a	<i>Lotus corniculatus</i>	Hornklee
6	a	<i>Bupthalmum salicifolium</i>	Weidenblättriges Ochsenauge
6	a	<i>Carex sempervirens</i>	Horst-Segge
6	a	<i>Scleropodium purum</i>	Grünstängelmoos
6	a	<i>Scabiosa lucida</i>	Glanz-Skabiose
6	a	<i>Linum catharticum</i>	Purgier-Lein
6	a	<i>Prunella grandiflora</i>	Große Braunelle
6	a	<i>Carlina acaulis</i> agg.	Silberdistel
6	a	<i>Valeriana saxatilis</i>	Felsen-Baldrian
6	a	<i>Carex ornithopoda</i>	Vogelfuß-Segge

6	a	<i>Selaginella selaginoides</i>	Dorniger Moosfarn
6	a	<i>Hippocrepis comosa</i>	Hufeisenklee
6	a	<i>Laserpitium latifolium</i>	Breitblättriges Laserkraut
6	a	<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt
6	a	<i>Thesium alpinum</i>	Alpen-Leinblatt
6	a	<i>Gymnadenia conopsea</i>	Große Händelwurz
6	a	<i>Viola hirta</i>	Rauhaar-Veilchen
6	A	<i>Briza media</i>	Zittergras
6	a	<i>Polygala amarella</i>	Bitteres Kreuzblümchen
6	a	<i>Acinos alpinus</i>	Alpen-Steinquendel
6	a	<i>Carex firma</i>	Polster-Segge
6	a	<i>Scabiosa columbaria</i>	Tauben-Skabiose
6	a	<i>Rhinanthus glacialis</i>	Grannen-Klappertopf
6	a	<i>Biscutella laevigata</i>	Brillenschötchen
6	a	<i>Platanthera bifolia</i>	Weißer Waldhyazinthe
6	a	<i>Globularia nudicaulis</i>	Nacktstängel-Kugelblume
6	a	<i>Primula auricula</i>	Aurikel
6	a	<i>Rhytidium rugosum</i>	Katzenpfötchenmoos
6	a	<i>Plantago media</i>	Mittlerer Wegerich
6	a	<i>Carex mucronata</i>	Stachelspitzige Segge
6	a	<i>Ditrichum flexicaule</i>	
6	a	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Pimpinelle
6	a	<i>Betonica alopecurus</i>	Gelbe Betonie
6	a	<i>Bromus erectus</i>	Aufrechte Trespe
6	a	<i>Gentiana clusii</i>	Stängelloser Enzian
6	a	<i>Coeloglossum viride</i>	Hohlzunge
6	a	<i>Senecio abrotanifolius</i>	Eberrauten-Greiskraut
6	a	<i>Agrostis alpina</i>	Alpen-Straußgras
6	a	<i>Helianthemum grandiflorum</i>	Großblütiges Sonnenröschen
6	a	<i>Teucrium chamaedrys</i>	Edel-Gamander
6	a	<i>Entodon concinnus</i>	Gelbstängelmoos
6	a	<i>Homalothecium lutescens</i>	
6	a	<i>Poa pratensis pratensis</i>	Wiesen-Rispengras
6	a	<i>Sanguisorba minor</i>	Kleiner Wiesenknopf
6	a	<i>Centaurea scabiosa</i>	Skabiosen-Flockenblume
6	a	<i>Hypnum lacunosum</i>	
6	a	<i>Polygala alpestris</i>	Alpen-Kreuzblümchen
6	a	<i>Gentiana verna</i>	Frühlings-Enzian
6	a	<i>Antennaria dioica</i>	Katzenpfötchen
6	a	<i>Gentiana aspera</i>	Rauher Enzian
6	a	<i>Carlina vulgaris</i>	Golddistel
6	a	<i>Anthyllis vuln. alpestris</i>	Alpen-Wundklee

6	a	<i>Primula veris</i>	Schlüsselblume, Echte
6	a	<i>Thymus sp.</i>	Thymian
6	a	<i>Polygala amara</i>	Bitteres Kreuzblümchen
6	a	<i>Ophrys insectifera</i>	Fliegen-Ragwurz
6	b	Troddelblumen-Gruppe subalpine Rasen	frühjahrsfeuchte Rasen und Schneetälchen hochmontaner bis subalpiner Lagen, Caricion ferrugineae
6	b	<i>Geranium sylvaticum</i>	Waldstorchschnabel
6	b	<i>Soldanella alpina</i>	Alpen-Troddelblume
6	b	<i>Hypericum maculatum</i>	Geflecktes Johanniskraut
6	b	<i>Polygonum viviparum</i>	Lebendgebärender Knöterich
6	b	<i>Gentiana pannonica</i>	Ungarischer Enzian
6	b	<i>Heraclium austriacum</i>	Österreichischer Bärenklau
6	b	<i>Ligusticum mutellina</i>	Mutterwurz
6	b	<i>Hylocomium pyrenaicum</i>	Pyrenäen-Hainmoos
6	b	<i>Ranunculus alpestris</i>	Alpen-Hahnenfuß
6	b	<i>Luzula glabrata</i>	Kahle Hainsimse
6	b	<i>Phleum hirsutum</i>	Rauhes Lieschgras
6	c	Frauenmantel-Gruppe Weidezeiger	Almen und Waldweidebereiche, Poion alpinae, Nardion
6	c	<i>Alchemilla vulgaris agg.</i>	Wiesen-Frauenmantel
6	c	<i>Poa alpina</i>	Alpen-Rispengras
6	c	<i>Nardus stricta</i>	Borstgras
6	c	<i>Potentilla aurea</i>	Gold-Fingerkraut
6	c	<i>Leontodon helveticus</i>	Schweizer Löwenzahn
6	c	<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich
6	c	<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen
6	c	<i>Achillea millefolium agg.</i>	Schafgarbe
6	c	<i>Alchemilla conjuncta agg.</i>	Silbermantel
6	c	<i>Crepis aurea</i>	Gold-Pippau
6	c	<i>Poa annua</i>	Jähriges Rispengras
6	c	<i>Phleum alpinum</i>	Alpen-Lieschgras
6	c	<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee
6	c	<i>Poa supina</i>	Läger-Rispengras
6	c	<i>Plantago major</i>	Breitblättriger Wegereich
6	d	Knautgras-Gruppe Fettwiesen	nährstoffreiche gemähte Wiesen und Lawinarrasen (z. T. auch Weiden), Arrhentaerion, Trisetion flavescens
6	d	<i>Dactylis glomerata</i>	Knautgras
6	d	<i>Taraxacum officinale agg.</i>	Gewöhnlicher Löwenzahn
6	d	<i>Festuca rubra agg.</i>	Rot-Schwingel
6	d	<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras
6	d	<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume
6	d	<i>Valeriana officinalis agg.</i>	Arznei-Baldrian

6	d	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Wiesen-Margerite
6	d	<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse
6	d	<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau
6	d	<i>Vicia sepium</i>	Zaun-Wicke
6	d	<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß
6	d	<i>Vicia sylvatica</i>	Wald-Wicke
6	e	Schwalbenwurz-Gruppe wärmeliebend	an überdurchschnittlich besonnten, föhnbeeinflussten Trockenstandorten tieferer Lagen
6	e	<i>Carex humilis</i>	Erdsegge
6	e	<i>Anthericum ramosum</i>	Ästige Grasllilie
6	e	<i>Vincetoxicum hirsutinaria</i>	Schwalbenwurz
6	e	<i>Galium boreale</i>	Nordisches Labkraut
6	e	<i>Polygonatum odoratum</i>	Salomonssiegel
6	e	<i>Teucrium montanum</i>	Berg-Gamander
6	e	<i>Viola collina</i>	Hügel-Veilchen
6	e	<i>Asperula tinctoria</i>	Färber-Meister
6	e	<i>Laserpitium siler</i>	Berg-Laserkraut
6	e	<i>Peucedanum oreoselinum</i>	Berg-Haarstrang
6	e	<i>Trifolium montanum</i>	Berg-Klee
6	e	<i>Peucedanum cervaria</i>	Hirsch-Haarstrang
6	e	<i>Geranium sanguineum</i>	Blutstorchschnabel
6	e	<i>Asperula cynanchica</i>	Hügel-Meister
6	e	<i>Hypericum montanum</i>	Berg-Johanniskraut
6	f	Silberwurz-Gruppe Pionierrasen	Erstbesiedler an trockenen Schutt- und Felsstandorten
6	f	<i>Leontodon incanus</i>	Grauer Löwenzahn
6	f	<i>Dryas octopetala</i>	Silberwurz
6	f	<i>Globularia cordifolia</i>	Herz-Kugelblume
6	f	<i>Coronilla vaginalis</i>	Scheiden-Kronwicke
6	f	<i>Euphrasia salisburgensis</i>	Salzburger Augentrost
6	f	<i>Tortella inclinata</i>	
6	f	<i>Gypsophila repens</i>	Kriechendes Gipskraut
6	f	<i>Hieracium bupleuroides</i>	Hasenohr-Habichtskraut
6	f	<i>Daphne cneorum</i>	Heideröschen
6	f	<i>Hieracium piloselloides</i>	Florentiner Habichtskraut
7		Magerkeitszeiger	mäßig lichtbedürftige Arten mäßig trockener, karbonat- reicher Böden mit schwacher Nährstoff-(N-/P-) nachlie- ferung
7	a	Buntreitgras-Gruppe weite Höhenamplitude	von den Tieflagen bis in die subalpine Stufe
7	a	<i>Calamagrostis varia</i>	Bunt-Reitgras
7	a	<i>Sesleria varia</i>	Blaugras
7	a	<i>Aster bellidiastrum</i>	Alpen-Maßliebchen

7	a	<i>Potentilla erecta</i>	Blutwurz
7	a	<i>Campanula scheuchzeri</i>	Scheuchzers Glockenblume
7	a	<i>Ranunculus nemorosus</i>	Wald-Hahnenfuß
7	a	<i>Valeriana tripteris</i>	Dreischnittiger Baldrian
7	a	<i>Ranunculus montanus agg.</i>	Berg-Hahnenfuß
7	a	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Wald-Wachtelweizen
7	a	<i>Carex ferruginea</i>	Rost-Segge
7	a	<i>Gentiana asclepiadea</i>	Schwalbenwurz-Enzian
7	a	<i>Rubus saxatilis</i>	Steinbeere
7	a	<i>Leontodon hispidus</i>	Rauher Löwenzahn
7	a	<i>Valeriana montana</i>	Berg-Baldrian
7	a	<i>Pimpinella major agg.</i>	Große Pimpinelle
7	a	<i>Astrantia major</i>	Große Sterndolde
7	a	<i>Hieracium bifidum</i>	Gabeliges Habichtskraut
7	a	<i>Trifolium pratense</i>	Wiesen-Klee
7	b	Weißseggen-Gruppe wärmeliebend	Schwerpunkt in den wärmeren Tieflagen
7	b	<i>Polygala chamaebuxus</i>	Zwergbuchs
7	b	<i>Carex alba</i>	Weißer Segge
7	b	<i>Listera ovata</i>	Großes Zweiblatt
7	b	<i>Carex montana</i>	Berg-Segge
7	b	<i>Origanum vulgare</i>	Wilder Majoran
7	b	<i>Clinopodium vulgare</i>	Wirbeldost
7	b	<i>Galium mollugo agg.</i>	Wiesen-Labkraut
7	b	<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zypressen-Wolfsmilch
7	b	<i>Campanula rotundifolia</i>	Rundblättrige Glockenblume
7	b	<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut
8		Rundblatt-Steinbrech- Gruppe subalpine Hochstauden	hochmontan-subalpin, frühjahrstfeuchte Böden mit starker Nitrifikation
8		<i>Adenostyles alliariae</i>	Grauer Alpendost
8		<i>Saxifraga rotundifolia</i>	Rundblatt-Steinbrech
8		<i>Stellaria nemorum</i>	Hain-Sternmiere
8		<i>Streptopus amplexifolius</i>	Knotenfuß
8		<i>Cicerbita alpina</i>	Alpen-Milchlattich-
8		<i>Rumex alpestris</i>	Alpen-Sauerampfer
8		<i>Peucedanum ostruthium</i>	Meisterwurz
8		<i>Ranunculus serpens</i>	Kriechender Wald-Hahnenfuß
8		<i>Athyrium distentifolium</i>	Alpenfarn
8		<i>Poa hybrida</i>	Bastard-Rispengras
8		<i>Heracleum sphond. elegans</i>	Berg-Bärenklau
8		<i>Ranunculus platanifolius</i>	Platanenblättriger Hahnenfuß
8		<i>Carduus personata</i>	Masken-Distel

8		<i>Crepis pyrenaica</i>	Pyrenäen-Pippau
8		<i>Epilobium alpestre</i>	Alpen-Weidenröschen
8		<i>Doronicum austriacum</i>	Österreichische Gemswurz
9		Waldschachtelhalm-Gruppe Feuchtezeiger	zeitweilig vernässende Böden (Gleye, Pseudogleye, Hanggleye)
9		<i>Veratrum album</i>	Weißer Germer
9		<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß
9		<i>Lophocolea bidentata</i>	
9		<i>Carex remota</i>	Winkel-Segge
9		<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
9		<i>Equisetum sylvaticum</i>	Wald-Schachtelhalm
9		<i>Ranunculus aconitifolius</i>	Eisenhutblättriger Hahnenfuß
9		<i>Senecio alpinus</i>	Alpen-Greiskraut
9		<i>Cardamine amara</i>	Bitteres Schaumkraut
9		<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse
9		<i>Myosotis palustris</i> agg.	Sumpf-Vergißmeinnicht
9		<i>Equisetum telmateia</i>	Riesen-Schachtelhalm
9		<i>Carex pendula</i>	Hänge-Segge
9	a	<i>Conocephalum conicum</i>	Kegelkopfmoss
10		Nässezeiger	stark vernässte Böden, andauernd wassergesättigt und sauerstoffarm (Nassgley, Anmoor, Moore)
10	a	Fettkraut-Gruppe Kalkflachmoor	kalkoligotrophe Quellen und Flachmoore, Caricion davallianae
10	a	<i>Tofieldia calyculata</i>	Kelch-Simsenlilie
10	a	<i>Campylium stellatum</i>	
10	a	<i>Carex flava</i> agg.	Gelb-Segge
10	a	<i>Succisa pratensis</i>	Gewöhnlicher Teufelsabbiss
10	a	<i>Fissidens adianthoides</i>	
10	a	<i>Primula farinosa</i>	Mehlprimel
10	a	<i>Carex panicea</i>	Hirsen-Segge
10	a	<i>Cratoneuron commutatum</i>	Starknervenmoos
10	a	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	
10	a	<i>Pinguicula</i> sp.	Fettkraut
10	a	<i>Carex davalliana</i>	Davall-Segge
10	b	Bach-Nelkenwurz-Gruppe nass/nährstoffreich	eutrophe Anmoore, reiche Niedermoore und Nassgleye
10	b	<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel
10	b	<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz
10	b	<i>Calliergonella cuspidata</i>	Spießmoos
10	b	<i>Agrostis gigantea</i>	Riesen-Straußgras
10	b	<i>Valeriana dioica</i>	Kleiner Baldrian
10	b	<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß

10	b	<i>Mentha longifolia</i>	Ross-Minze
10	b	<i>Chiloscyphus pallescens</i>	
10	b	<i>Equisetum palustre</i>	Sumpf-Schachtelhalm
10	b	<i>Veronica beccabunga</i>	Bachbunge
10	b	<i>Carex paniculata</i>	Rispen-Segge
10	b	<i>Calycocorsus stipitatus</i>	Krönchenlattich
10	b	<i>Trichocolea tomentella</i>	
10	b	<i>Climacium dendroides</i>	Bäumchenmoos
10	c	Igel-Seggen-Gruppe nass/sauer	saure, nährstoffärmere Anmoore und Niedermoore
10	c	<i>Polytrichum commune</i> agg.	Großes Widertonmoos
10	c	<i>Carex fusca</i>	Wiesen-Segge
10	c	<i>Carex echinata</i>	Igel-Segge
10	c	<i>Sphagnum palustre</i>	Sumpftorfmoos
10	d	Torfmoos-Gruppe nass/sauer	regenwassergespeiste Hoch- und Übergangsmoore
10	d	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Rauschbeere
10	d	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Mittleres Torfmoos
11		Aue	Überflutungsbereich von Wildbächen
11	a	Engelwurz-Gruppe Aue/feinerdereich	frische, sandige Sedimente, meist nährstoffreich, Alnetum incanae
11	a	<i>Angelica sylvestris</i>	Wald-Engelwurz
11	a	<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	Akeleiblättrige Wiesenraute
11	a	<i>Agropyron caninum</i>	Hunds-Quecke
11	a	<i>Petasites hybridus</i>	Rote Pestwurz
11	a	<i>Rubus caesius</i>	Kratzbeere
11	b	Lavendelweiden-Gruppe Schotter-Aue	wechseltrockene Schotter, nährstoffarm, Salicion eleagni
11	b	<i>Salix elegans</i>	Lavendel-Weide
11	b	<i>Salix purpurea</i>	Purpur-Weide
12		Brennnessel-Gruppe Nährstoffzeiger	frische Böden mit starker Nitrifikation und reicher P-Versorgung, v. a. an synanthropen Standorten
12		<i>Urtica dioica</i>	Brennnessel
12		<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch
12		<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke
12		<i>Geum urbanum</i>	Gewöhnl. Nelkenwurz
12		<i>Galeopsis tetrahit</i>	Stechender Hohlzahn
12		<i>Galeopsis speciosa</i>	Bunter Hohlzahn
12		<i>Lamium maculatum</i>	Gefleckte Taubnessel
12		<i>Stellaria media</i>	Vogel-Miere
12		<i>Solanum dulcamara</i>	Nachtschatten
12		<i>Potentilla reptans</i>	Kriechendes Fingerkraut

Anhang 2b: Alphabetisches Verzeichnis der Zeigerarten mit Gruppenzugehörigkeit

<i>Achillea millefolium</i> agg. 6c	<i>Bromus ramosus benekenii</i> 1c	<i>Centaurea jacea</i> 6d
<i>Achnatherum calamagrostis</i> 5c	<i>Bryum capillare</i> 5a	<i>Centaurea scabiosa</i> 6a
<i>Acinos alpinus</i> 6a	<i>Bryum pseudotriquetrum</i> 10a	<i>Cephalanthera longifolia</i> 3
<i>Aconitum vulparia</i> 1c	<i>Bupthalmum salicifolium</i> 6a	<i>Cephalanthera rubra</i> 1a
<i>Actaea spicata</i> 1c	<i>Calamagrostis varia</i> 7a	<i>Chaerophyllum hirsutum</i> 4a
<i>Adenostyles alliariae</i> 8	<i>Calamagrostis villosa</i> 2a	<i>Chiloscyphus pallescens</i> 10b
<i>Adenostyles glabra</i> 5a	<i>Calliergonella cuspidata</i> 10b	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>
<i>Adoxa moschatellina</i> 1g	<i>Calluna vulgaris</i> 2a	1g
<i>Aegopodium podagraria</i> 12	<i>Caltha palustris</i> 9	<i>Cicerbita alpina</i> 8
<i>Agropyron caninum</i> 11a	<i>Calycocorsus stipitatus</i> 10b	<i>Circaea alpina</i> 1g
<i>Agrostis alpina</i> 6a	<i>Calypogeia azurea</i> 2cc	<i>Circaea lutetiana</i> 1f
<i>Agrostis gigantea</i> 10b	<i>Calypogeia muelleriana</i> 2cc	<i>Circaea x intermedia</i> 1h
<i>Agrostis tenuis</i> 4bc	<i>Calypogeia neesiana</i> 2cc	<i>Cirriphyllum piliferum</i> 4a
<i>Ajuga reptans</i> 1c	<i>Campanula cochleariifolia</i> 5c	<i>Cirriphyllum tenuinerve</i> 5b
<i>Alchemilla conjuncta</i> agg. 6c	<i>Campanula rotundifolia</i> 7b	<i>Cirsium palustre</i> 10b
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg. 6c	<i>Campanula scheuchzeri</i> 7a	<i>Climacium dendroides</i> 10b
<i>Allium ursinum</i> 1f	<i>Campanula trachelium</i> 1b	<i>Clinopodium vulgare</i> 7b
<i>Anemone nemorosa</i> 1d	<i>Campylium halleri</i> 5b	<i>Coeloglossum viride</i> 6a
<i>Angelica sylvestris</i> 11a	<i>Campylium stell. protensum</i> 5a	<i>Conocephalum conicum</i> 9a
<i>Antennaria dioica</i> 6a	<i>Campylium stellatum</i> 10a	<i>Convallaria majalis</i> 1a
<i>Anthericum ramosum</i> 6e	<i>Cardamine amara</i> 9	<i>Corallorhiza trifida</i> 4ba
<i>Anthriscus nitida</i> 1h	<i>Cardamine flexuosa</i> 1g	<i>Coronilla vaginalis</i> 6f
<i>Anthyllis vuln. alpestris</i> 6a	<i>Cardamine trifolia</i> 1e	<i>Cratoneuron commutatum</i> 10a
<i>Aposeris foetida</i> 1b	<i>Carduus defloratus</i> 6a	<i>Crepis aurea</i> 6c
<i>Aquilegia atrata</i> 3	<i>Carduus personata</i> 8	<i>Crepis paludosa</i> 4a
<i>Arabis alpina</i> 5c	<i>Carex alba</i> 7b	<i>Crepis pyrenaica</i> 8
<i>Aruncus dioicus</i> 1d	<i>Carex brachystachys</i> 5b	<i>Ctenidium molluscum</i> 5a
<i>Asarum europaeum</i> 1c	<i>Carex davalliana</i> 10a	<i>Cyclamen purpurascens</i> 1a
<i>Asperula cynanchica</i> 6e	<i>Carex digitata</i> 1b	<i>Cystopteris fragilis</i> 5b
<i>Asperula tinctoria</i> 6e	<i>Carex echinata</i> 10c	<i>Cystopteris montana</i> 5a
<i>Asplenium ruta-muraria</i> 5b	<i>Carex ferruginea</i> 7a	<i>Dactylis glomerata</i> 6d
<i>Asplenium trichomanes</i> 5b	<i>Carex firma</i> 6a	<i>Danthonia decumbens</i> 4bc
<i>Asplenium viride</i> 5b	<i>Carex flava</i> agg. 10a	<i>Daphne cneorum</i> 6f
<i>Aster bellidiastrum</i> 7a	<i>Carex fusca</i> 10c	<i>Daphne striata</i> 2d
<i>Astrantia major</i> 7a	<i>Carex humilis</i> 6e	<i>Dentaria pentaphyllos</i> 1h
<i>Athyrium distentifolium</i> 8	<i>Carex leporina</i> 4bb	<i>Deschampsia cespitosa</i> 4a
<i>Athyrium filix-femina</i> 4a	<i>Carex montana</i> 7b	<i>Dicranella heteromalla</i> 4bb
<i>Atrichum undulatum</i> 4bb	<i>Carex mucronata</i> 6a	<i>Dicranodontium denudatum</i>
<i>Avenella flexuosa</i> 4bb	<i>Carex ornithopoda</i> 6°	4bc
<i>Bazzania trilobata</i> 2a	<i>Carex pallescens</i> 4bc	<i>Dicranum polysetum</i> 4ba
<i>Bellis perennis</i> 6c	<i>Carex panicea</i> 10a	<i>Dicranum scoparium</i> 4bc
<i>Betonica alopecurus</i> 6a	<i>Carex paniculata</i> 10b	<i>Ditrichum flexicaule</i> 6a
<i>Biscutella laevigata</i> 6a	<i>Carex pendula</i> 9	<i>Doronicum austriacum</i> 8
<i>Blechnum spicant</i> 2bb	<i>Carex pilulifera</i> 4bc	<i>Dryas octopetala</i> 6f
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	<i>Carex remota</i> 9	<i>Dryopteris carth.+ dilatata</i> 4bb
4bc	<i>Carex sempervirens</i> 6a	<i>Dryopteris filix-mas</i> 1e
<i>Brachypodium sylvaticum</i> 1b	<i>Carex sylvatica</i> 1e	<i>Encalypta streptocarpa</i> 5a
<i>Briza media</i> 6a	<i>Carlina acaulis</i> agg. 6a	<i>Entodon concinnus</i> 6a
<i>Bromus erectus</i> 6a	<i>Carlina vulgaris</i> 6a	<i>Epilobium alpestre</i> 8

<i>Epilobium montanum</i> 1f	<i>Herzogiella seligeri</i> 4bb	<i>Moehringia muscosa</i> 5b
<i>Epipactis atrorubens</i> 3	<i>Hieracium bifidum</i> 7a	<i>Moneses uniflora</i> 4ba
<i>Epipactis helleborine</i> 1b	<i>Hieracium bupleuroides</i> 6f	<i>Mycelis muralis</i> 4a
<i>Equisetum palustre</i> 10b	<i>Hieracium piloselloides</i> 6f	<i>Mylia taylori</i> 2a
<i>Equisetum sylvaticum</i> 9	<i>Hippocrepis comosa</i> 6a	<i>Myosotis palustris</i> agg. 9
<i>Equisetum telmateia</i> 9	<i>Homalothecium lutescens</i> 6a	<i>Myosotis sylvatica</i> 1f
<i>Erica herbacea</i> 3	<i>Homogyne alpina</i> 2a	<i>Nardus stricta</i> 6c
<i>Euphorbia cyparissias</i> 7b	<i>Hordelymus europaeus</i> 1e	<i>Neckera crispa</i> 5b
<i>Euphrasia salisburgensis</i> 6f	<i>Huperzia selago</i> 2a	<i>Neottia nidus-avis</i> 1a
<i>Eurhync. striatum+ angustir.</i> 1c	<i>Hylocomium pyrenaicum</i> 6b	<i>Ophrys insectifera</i> 6a
<i>Eurhynchium praelongum</i> 4bb	<i>Hylocomium splendens</i> 4ba	<i>Origanum vulgare</i> 7b
<i>Eurhynchium swartzii</i> 1g	<i>Hylocomium umbratum</i> 2bb	<i>Orthilia secunda</i> 4ba
<i>Festuca altissima</i> 4bb	<i>Hypericum maculatum</i> 6b	<i>Orthothecium rufescens</i> 5a
<i>Festuca amethystina</i> 3	<i>Hypericum montanum</i> 6e	<i>Oxalis acetosella</i> 4a
<i>Festuca gigantea</i> 1e	<i>Hypnum cupressiforme</i> 4bc	<i>Paris quadrifolia</i> 1c
<i>Festuca rubra</i> agg. 6d	<i>Hypnum lacunosum</i> 6a	<i>Parnassia palustris</i> 6a
<i>Filipendula ulmaria</i> 10b	<i>Impatiens noli-tangere</i> 1f	<i>Petasites albus</i> 1e
<i>Fissidens adianthoides</i> 10a	<i>Juncus effusus</i> 9	<i>Petasites hybridus</i> 11a
<i>Fissidens cristatus</i> 5a	<i>Kernera saxatilis</i> 5a	<i>Petasites paradoxus</i> 5c
<i>Fissidens taxifolius</i> 1d	<i>Lamiaeum mont.+ flavidum</i> 1d	<i>Peucedanum cervaria</i> 6e
<i>Galeopsis speciosa</i> 12	<i>Lamium maculatum</i> 12	<i>Peucedanum oreoselinum</i> 6e
<i>Galeopsis tetrahit</i> 12	<i>Laserpitium latifolium</i> 6a	<i>Peucedanum ostruthium</i> 8
<i>Galium boreale</i> 6e	<i>Laserpitium siler</i> 6e	<i>Pheum alpinum</i> 6c
<i>Galium mollugo</i> agg. 7b	<i>Lathyrus pratensis</i> 6d	<i>Pheum hirsutum</i> 6b
<i>Galium odoratum</i> 1e	<i>Leontodon helveticus</i> 6c	<i>Phyllitis scolopendrium</i> 1h
<i>Galium anisophyllum</i> 6a	<i>Leontodon hispidus</i> 7a	<i>Phyteuma orbiculare</i> 6a
<i>Galium rotundifolium</i> 4a	<i>Leontodon incanus</i> 6f	<i>Phyteuma spicatum</i> 1d
<i>Galium sylvaticum</i> 1b	<i>Lepidozia reptans</i> 4bc	<i>Pimpinella major</i> agg. 7a
<i>Galium verum</i> 7b	<i>Leucanthemum vulgare</i> 6d	<i>Pimpinella saxifraga</i> 6a
<i>Gentiana asclepiadea</i> 7a	<i>Ligusticum mutellina</i> 6b	<i>Pinguicula</i> sp. 10a
<i>Gentiana aspera</i> 6a	<i>Lilium martagon</i> 1a	<i>Plagiochila asplenioides</i> 4bc
<i>Gentiana clusii</i> 6a	<i>Linum catharticum</i> 6a	<i>Plagiochila porelloides</i> 5a
<i>Gentiana pannonica</i> 6b	<i>Listera cordata</i> 2cc	<i>Plagiomnium undulatum</i> 1d
<i>Gentiana verna</i> 6a	<i>Listera ovata</i> 7b	<i>Plagiothecium undulatum</i> 2bb
<i>Geranium sanguineum</i> 6e	<i>Lophocolea bidentata</i> 9	<i>Plantago lanceolata</i> 6c
<i>Geranium sylvaticum</i> 6b	<i>Lophocolea heterophylla</i> 4bb	<i>Plantago major</i> 6c
<i>Geum rivale</i> 10b	<i>Lotus corniculatus</i> 6a	<i>Plantago media</i> 6a
<i>Geum urbanum</i> 12	<i>Lunaria rediviva</i> 1h	<i>Platanthera bifolia</i> 6a
<i>Globularia cordifolia</i> 6f	<i>Luzula glabrata</i> 6b	<i>Pleurozium schreberi</i> 2cc
<i>Globularia nudicaulis</i> 6a	<i>Luzula luzulina</i> 2cc	<i>Poa alpina</i> 6c
<i>Goodyera repens</i> 4ba	<i>Luzula luzuloides</i> 4bb	<i>Poa annua</i> 6c
<i>Gymnadenia conopsea</i> 6a	<i>Luzula mutiflora</i> 4bc	<i>Poa hybrida</i> 8
<i>Gymnadenia odoratissima</i> 3	<i>Luzula pilosa</i> 4a	<i>Poa nemoralis</i> 1d
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> 4a	<i>Luzula sylvatica sieberi</i> 2bb	<i>Poa pratensis pratensis</i> 6a
<i>Gymnocarpium robertianum</i> 5c	<i>Lycopodium annotinum</i> 2cc	<i>Poa supina</i> 6c
<i>Gypsophila repens</i> 6f	<i>Lysimachia nemorum</i> 1d	<i>Poa trivialis</i> 6d
<i>Helianthemum grandiflorum</i> 6a	<i>Melampyrum sylvaticum</i> 7a	<i>Polygala alpestris</i> 6a
<i>Helleborus niger</i> 1b	<i>Melica nutans</i> 1a	<i>Polygala amara</i> 6a
<i>Hepatica nobilis</i> 1a	<i>Mentha longifolia</i> 10b	<i>Polygala amarella</i> 6a
<i>Heracleum austriacum</i> 6b	<i>Mercurialis perennis</i> 1b	<i>Polygala chamaebuxus</i> 7b
<i>Heracleum sphond. elegans</i> 8	<i>Milium effusum</i> 1e	<i>Polygonatum odoratum</i> 6e
<i>Heracleum sphondylium</i> 6d		<i>Polygonum viviparum</i> 6b

<i>Polypodium vulgare</i> 5b	<i>Scabiosa lucida</i> 6a	<i>Veronica beccabunga</i> 10b
<i>Polystichum lobatum</i> 1c	<i>Schistidium apocarpum</i> 5a	<i>Veronica montana</i> 1g
<i>Polystichum lonchitis</i> 5c	<i>Scleropodium purum</i> 6a	<i>Veronica officinalis</i> 4bc
<i>Polytrichum commune</i> agg. 10c	<i>Scrophularia nodosa</i> 1d	<i>Veronica urticifolia</i> 1c
<i>Polytrichum formosum</i> 4bc	<i>Selaginella selaginoides</i> 6a	<i>Vicia sepium</i> 6d
<i>Potentilla aurea</i> 6c	<i>Senecio abrotanifolius</i> 6a	<i>Vicia sylvatica</i> 6d
<i>Potentilla caulescens</i> 5b	<i>Senecio alpinus</i> 9	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> 6e
<i>Potentilla erecta</i> 7a	<i>Senecio fuchsii</i> 4a	<i>Viola collina</i> 6e
<i>Potentilla reptans</i> 12	<i>Sesleria varia</i> 7a	<i>Viola hirta</i> 6a
<i>Potentilla sterilis</i> 1c	<i>Silene dioica</i> 12	<i>Viola reichenbachiana</i> 1c
<i>Preissia quadrata</i> 5a	<i>Silene pusilla</i> 5a	<i>Viola riviniana</i> 4bc
<i>Primula auricula</i> 6a	<i>Solanum dulcamara</i> 12	
<i>Primula elatior</i> 1d	<i>Soldanella alpina</i> 6b	
<i>Primula farinosa</i> 10a	<i>Soldanella montana</i> 2bb	
<i>Primula veris</i> 6a	<i>Sorbus chamae-mespilus</i> 2d	
<i>Prunella grandiflora</i> 6a	<i>Sphagnum magellanicum</i> 10d	
<i>Ptilium crista-castrensis</i> 2cc	<i>Sphagnum palustre</i> 10c	
<i>Pulmonaria officinalis</i> 1c	<i>Sphagnum Sect. Acutifolia</i> 2cc	
<i>Pyrola rotundifolia</i> 4ba	<i>Stachys sylvatica</i> 1f	
<i>Radula complanata</i> 5a	<i>Stellaria media</i> 12	
<i>Ranunculus aconitifolius</i> 9	<i>Stellaria nemorum</i> 8	
<i>Ranunculus acris</i> 6d	<i>Streptopus amplexifolius</i> 8	
<i>Ranunculus alpestris</i> 6b	<i>Succisa pratensis</i> 10a	
<i>Ranunculus lanuginosus</i> 1f	<i>Symphytum tuberosum</i> 1c	
<i>Ranunculus montanus</i> agg. 7a	<i>Taraxacum officinale</i> agg. 6d	
<i>Ranunculus nemorosus</i> 7a	<i>Tetraphis pellucida</i> 4bc	
<i>Ranunculus platanifolius</i> 8	<i>Teucrium chamaedrys</i> 6a	
<i>Ranunculus repens</i> 9	<i>Teucrium montanum</i> 6e	
<i>Ranunculus serpens</i> 8	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> 11a	
<i>Rasenarten</i> 6	<i>Thelypteris limbosperma</i> 4bb	
<i>Rhinanthus glacialis</i> 6a	<i>Thelypteris phegopteris</i> 4a	
<i>Rhizomnium punctatum</i> 4a	<i>Thesium alpinum</i> 6a	
<i>Rhododendron ferrugineum</i> 2d	<i>Thesium rostratum</i> 3	
<i>Rhododendron hirsutum</i> 2d	<i>Thymus</i> sp. 6a	
<i>Rhodothamnus chamaecistus</i> 2d	<i>Tofieldia calyculata</i> 10a	
<i>Rhynchosygium murale</i> 5a	<i>Tolpis staticifolia</i> 5c	
<i>Rhytidiadelphus loreus</i> 2cc	<i>Tortella inclinata</i> 6f	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> 4ba	<i>Tortella tortuosa</i> 5a	
<i>Rhytidium rugosum</i> 6a	<i>Trichocolea tomentella</i> 10b	
<i>Rubus caesius</i> 11a	<i>Trifolium montanum</i> 6e	
<i>Rubus saxatilis</i> 7a	<i>Trifolium pratense</i> 7a	
<i>Rumex alpestris</i> 8	<i>Trifolium repens</i> 6c	
<i>Salix elegans</i> 11b	<i>Urtica dioica</i> 12	
<i>Salix purpurea</i> 11b	<i>Vaccinium myrtillus</i> 2cc	
<i>Salvia glutinosa</i> 1c	<i>Vaccinium uliginosum</i> 10d	
<i>Sanguisorba minor</i> 6a	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> 2a	
<i>Sanicula europaea</i> 1c	<i>Valeriana dioica</i> 10b	
<i>Säurezeiger</i> 4b	<i>Valeriana montana</i> 7a	
<i>Saxifraga rotundifolia</i> 8	<i>Valeriana officinalis</i> agg. 6d	
<i>Scabiosa columbaria</i> 6a	<i>Valeriana saxatilis</i> 6a	
	<i>Valeriana tripteris</i> 7a	
	<i>Veratrum album</i> 9	

Anhang 3: Schlüssel zur Bestimmung von Standortseinheiten nach Standortmerkmalen

Verwendet werden, soweit möglich, vegetationsunabhängige Merkmale von Relief und Boden

1	Auf > 50 % der Fläche wenigstens initiale Böden vorhanden	2
1*	anstehendes Gestein ohne nennenswerte Bodenentwicklung auf > 50 % der Fläche	49
2	Hänge nicht durch starke Lawinen und Schneegleiten beeinträchtigt, hochwaldfähig	3
2*	gehölzfreie Lawinengassen steiler Hänge mit größerem Schneeeinzugsgebiet oder Gebüsche aus bogenförmig aufsteigenden Latschen und Grünerlen an Gleitschneehängen, stumme Zeugen für Schneebebewegungen meist vorhanden (Schneesurf, niedergedrückte, stark säbelwüchsige Verjüngung, starker Schneeschimmelbefall an Nadelholzjungwuchs), mittelfristig nicht hochwaldfähig	43
3	Montanstufe (< ca. 1.400 m)	4
3*	Subalpinstufe (> ca. 1.400 m)	38
4	Standorte der Hänge und Verebnungen außerhalb der Auen	5
4*	Standorte in durch Überflutungen beeinflussten Auen und auf jungen, wildbachbegleitenden Terrassen	35
5	karbonatreiches Substrat mit freiem Kalk und unverwitterndem Karbonatskelett bis in den Oberboden (oberhalb 30 cm Mineralbodentiefe)	6
5*	höchstens Unterboden schwach karbonathaltig	21
6	nicht auf jung erodierten Lockersedimenten, reifere Bodenbildungen vorhanden	7
6*	Mosaik aus Rohböden, Protorendzinen, Lockerrendzinen und Kalk-Quellengley auf jungen Rutschflächen in eiszeitlichen Talverfüllungen oder auf Rutschkörpern von Murgängen	20
7	Böden trocken bis hangfeucht, keine Gleye	8
7*	nasser, kalkreicher, humoser Quellengley in Quellnischen und an Unterhängen	19
8	keine extrem flachgründigen, trockenen Steilhänge, Wasserhaushalt mäßig trocken bis hangfeucht	9
8*	Wasserhaushalt infolge extrem steiler Hanglage (> 35 %), flachgründiger Böden, Föneinfluß trocken	18

9	Kalkmoder und Tangelhumus nicht vorherrschend, Böden ohne auffallende Auflagehumusanreicherung	<u>10</u>
9*	schlecht zersetzer Kalkmoder bis Tangelhumus mit mächtiger Humusakkumulation über wenig zersetztem Karbonatgestein (Felsgrate, Blocksturzmassen, junge Schwemmkegel)	<u>15</u>
10	normale Hänge ohne auffallenden Humus- und Nährstoffreichtum	<u>11</u>
10*	hangfeuchte Unterhänge mit tiefreichend humosem, sehr nährstoffreichem Boden → kA5 Hangfuß-Edellaubwald	
11	Auf hartem Karbonatgestein, kalkreichem Lockersediment oder Flyschkalken (Rendzina-Terra fusca-Kalk-Braunerde)	<u>12</u>
11*	Auf nachschaffenden Steilhängen in mergeligen Flyschgesteinen toniger Zersetzung (Mergel-Pararendzina-Pelosol) → sB3 Mergelsteilhang-Bergmischwald	
12	Montanstufe (< ca. 1.200 m)	<u>13</u>
12*	Hochmontanstufe (> ca. 1.200 m), meist schneereiche Lagen	<u>14</u>
13	mäßig trocken, Böden flachgründig, sehr skelettreich, mit etwas stockendem Humusumsatz (partienweise Kalkmoder), oft in sonnseitiger Exposition, oft auf Dolomit; mäßig wüchsige Bestände → kB2 Mäßig trockener Karbonat-Bergmischwald	
13*	mäßig frisch, Böden flach- bis mittelgründig (spaltengründig), meist stärker verlehmt, mit günstigem Humusumsatz; wüchsige Bestände → kB3 Mäßig frischer Karbonat-Bergmischwald	
14	mäßig frisch, Böden flachgründig, sehr skelettreich, mit etwas stockendem Humusumsatz (partienweise Kalkmoder); schwach wüchsige Bestände → kb3 Mäßig frischer hochmontaner Bergmischwald	
14*	frisch bis hangfeucht (v. a. frühjahrsfeucht), Böden flach bis mittelgründig, meist stärker verlehmt, biologisch aktiv; mäßig wüchsige bis wüchsige Bestände → kb4 Frischer hochmontaner Karbonat-Bergmischwald	
15	festes bis blockiges Ausgangsgestein (Felsgrate, Blockhalden, Blocksturzmassen)	<u>16</u>
15*	lockeres grusig-kiesiges Ausgangsgestein (Schwemmkegel), durch Lage an abgeschatteten Talböden kaltluftgefährdete Lage → Tf4 Schuttkegel-Nadelmischwald	
16	Blockhalden mit krümeligem, biologisch aktivem Kalkmoder, ohne Kaltlufteinfluß → kA3 Blockschutt-Edellaubwald	
16*	Felsgrate und Blocksturzmassen mit saurem, meist schlecht zersetztem Auflagehumus	<u>17</u>

17	auf mäßig trockenen, konvexen Felsgraten und feinerdearmen Plateaus aus anstehendem Gestein, kein auffallender Kaltlufteinfluss → Tf2 Felsgrat-Nadelmischwald	
17*	auf frischen, von kalter Luft durchströmten Blockhalden, meist am Hangfuß → Tf3 Block-Fichtenwald	
18	trockene Felshänge ohne Reliktföhren-Vorkommen → kB1 Felshang-Bergmischwald	
18*	Sehr steile konvexe Hangrippen in fönexponierter Lage; mit Reliktföhren-Vorkommen → kK1 Trocken-Kiefernwald	
19	(7) mittel- bis hochmontane Stufe (> ca. 900 m) → Me9 Nasser Erlen-Fichtenwald	
19*	tiefmontane Stufe (< ca. 900 m) → sE8 Feuchter Erlen-Eschenwald	
20	(6) Feinmaterialarme (insbesondere tonarme) Rohböden aus erodierten, kalkreichen Schuttablagerungen, Wasserhaushalt mäßig trocken, starker Stickstoffmangel → Lp2 Sukzession auf Lockersediment	
20*	Feinmaterial- und tonhaltige Rutschkörper von Murgängen aus Mergelgesteinen, Wasserhaushalt wechsell trocken, mäßiger Stickstoffmangel → Lp6 Sukzession auf Murschuttkegel	
21	(5) frische bis feuchte Standorte; wenn Böden hydromorph, dann mit Rostflecken und Marmorierungen (oxidiertem Eisen, sauerstoffreich), keine Anmoorbildung	<u>22</u>
21*	nasse Standorte, Mineralboden durchgehend reduktionsgrau (Nassgley), mit organischer Substanz angereichert (Anmoor) oder zu mehr als 30 % aus ihr bestehend (Moore)	<u>32</u>
22	frische bis mäßig hangfeuchte Standorte, Standfestigkeit der tief wurzelnden Fichte nicht eingeschränkt	<u>23</u>
22*	wechselfeuchte, hangfeuchte oder feuchte Standorte (Hang-Pseudogleye, Hanggleye, sauerstoffreiche Gleye), Standfestigkeit der Fichte durch Flachwurzeligkeit stark eingeschränkt	<u>31</u>
23	Hänge ohne ersichtliche Spätfrostgefährdung	<u>24</u>
23*	abgeschattete, konkave Unterhänge und Verebnungen, Kaltluft- und Spätfrostgefährdung aufgrund des Reliefs wahrscheinlich	<u>30</u>
24	normal nährstoffversorgte Hänge, weder geomorphologisch instabil noch luftfeucht	<u>25</u>
24*	betont nährstoffreiche, geomorphologisch oft instabile Unterhänge und luftfeuchte Schluchten	<u>29</u>

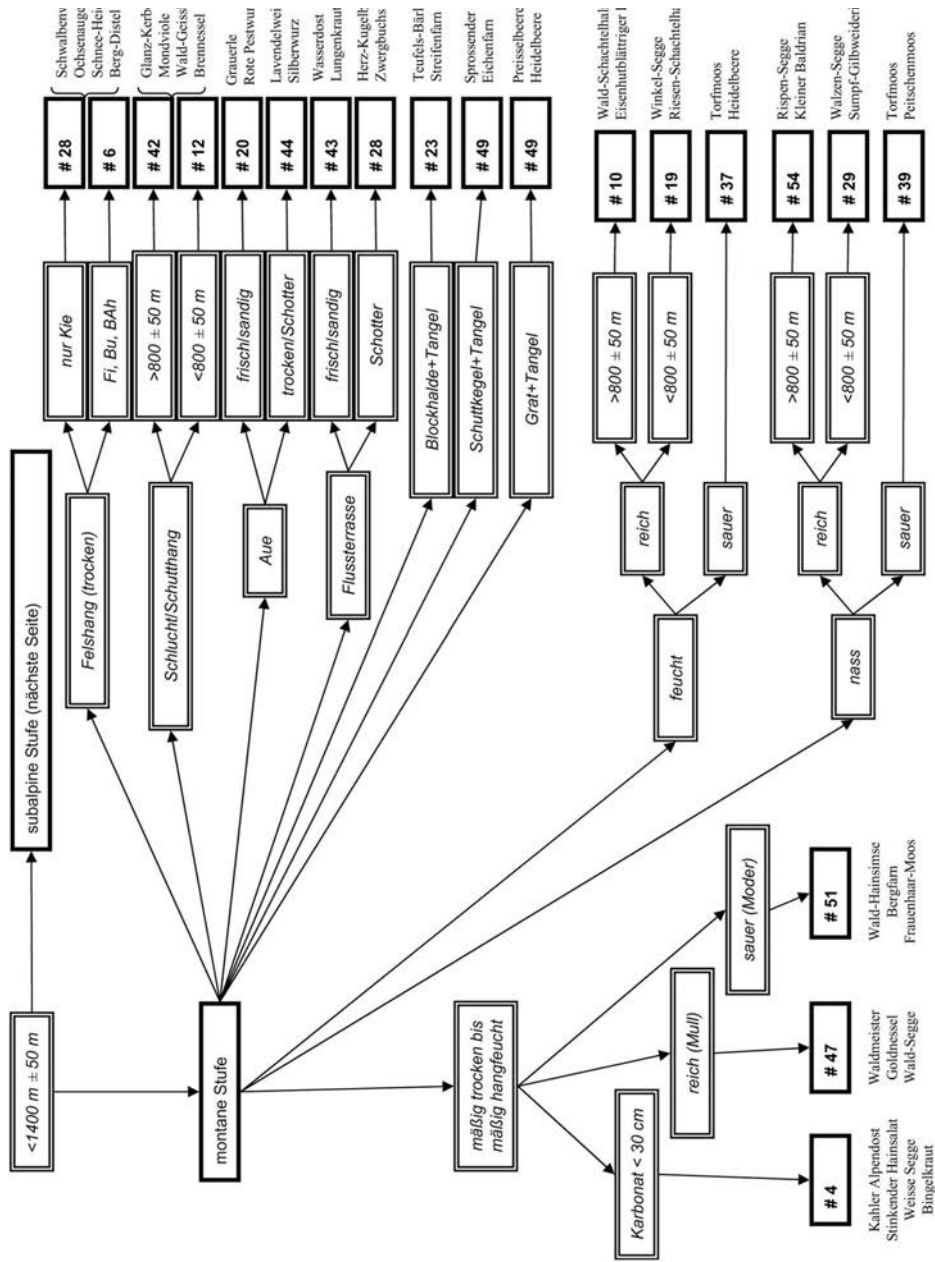
25	Humusform vorherrschend F-Mull bis mullartiger Moder, oberer Mineralboden nicht podsoliert, gelegentlich mit Kalk im Unterboden, (oft tonige) Lehmböden mittlerer bis hoher Basensättigung	<u>26</u>
25*	Humusform vorherrschend typischer Moder bis Rohhumus, oberer Mineralboden meist deutlich podsoliert, stets kalkfreie (oft sandige), saure, basenverarmte Lehmböden	<u>28</u>
26	Untere und mittlere Montanstufe (< ca. 1.200 m)	<u>27</u>
26*	Hochmontanstufe (> ca. 1.200 m), schneereiche, betont frühjahrsfeuchte Standorte, meist Hangpseudogley-Braunerden bis tief durchwurzelbare Hang-Gleye → sb5 Sehr frischer hochmontaner Silikat-Mull-Bergmischwald	
27	frischer Standort, nur undeutlich hydromorphe Lehmböden → sB4 Frischer Silikat-Mull-Bergmischwald	
27*	sehr frischer bis hangfeuchter Standort, deutlich hydromorphe, nährstoffreiche Lehmböden → sB5 Sehr frischer Silikat-Mull-Bergmischwald	
28	Untere bis mittlere Montanstufe (< ca. 1.200 m) → SB4 Frischer Silikat-Moder-Bergmischwald	
28*	Hochmontanstufe (> ca. 1.200 m), schneereiche, frühjahrsfeuchte Standorte, meist podsolierte Hangpseudogley-Braunerden → Sb5	
29	an Steilhängen in Schluchten auf Mergeln, Sandsteinen und feinerdreichem Hangschutt, Mosaik aus Mergelrohböden, Rankern (Rutschflächen), Felsbändern, Hangmullerden bis hin zu Braunerden und sauerstoffreichen Hanggleyen → sA4 Mischwald steiler Einhänge und Schluchten	
29*	an nährstoffreichen Unterhängen über kalkreichem Gestein, hangfeucht, kolluvial mit Humus angereichert → KA5 Hangfuß-Edellaubwald	
30	neben Rohhumus und Moder partienweise stets Mull vorhanden, bisweilen mit Kalk im Unterboden, nährstoffreiche Braunerden → sf4 Kaltluftbeeinflusster nährstoffreicher Silikat-Nadelmischwald	
30*	nur Moder und Rohhumus, oberer Mineralboden meist podsoliert, stets kalkfreie, nährstoffarme Braunerden → Sf4 Kaltluftbeeinflusster nährstoffarmer Silikat-Nadelmischwald	
31	Mosaik mit Wechsel von Mull (in Mulden) und Rohhumus (auf Kuppen), nährstoffreiche Gleye (nur auf Kuppen podsoliert), bevorzugt in konkaver Reliefsituation, bisweilen mit Kalk im Unterboden → sT8 Feuchter nährstoffreicher Fichten-Tannenwald	

31*	Rohhumus und Moder herrschen auf der Fläche vor, Podsolierung überall erkennbar, nährstoffarme, kalkfreie, saure (Pseudo-)Gleye, bevorzugt auf konvexen Sätteln und Rippen → ST8 Feuchter nährstoffarmer Fichten-Tannenwald	
32	nährstoffreiche Gleye, Anmoore, Niedermoore	<u>33</u>
32*	nährstoffarme (ombrogene) Hoch- und Übergangsmoore	<u>34</u>
33	mittel- bis hochmontane Stufe (> ca. 900 m) → Me9 Nasser Erlen-Fichtenwald	
33*	tiefmontane Stufe (< ca. 900 m) → sE8 Feuchter Erlen-Eschenwald	
34	am Moorrand gelegene Standorte, bzw. auf entwässertem Moorkörper, Torfe stark zersetzt (Anmoor bis Übergangsmoor); Baumschicht oft vorhanden → MF9 Moorrand-Fichtenwald	
34*	im Inneren nicht vorentwässerte Moore, Torfe weniger zersetzt (Übergangsmoor bis Hochmoor); Baumjungwuchs, wo vorhanden, sichtlich zwergwüchsig → Mk9 Hochmoor-Latschengebüsch	
35	(4) bis heute regelmäßig überflutete Standorte mit Übersandungen, Überschotterungen oder Treibselablagerung (rezente Aue)	<u>36</u>
35*	nicht mehr regelmäßig überflutete bachbegleitende Standorte (fossile Aueterrassen)	<u>37</u>
36	Substrat feinmaterialreich (Sand-Schotter-Gemisch), dadurch relativ reich an Humus und Nährstoffen, frisch bis grundfeucht → Ae4 Frischer Grauerlenwald der feinerdereichen Aue	
36*	Substrat grob (Schotter), sehr humus- und nährstoffarm, zeitweise trocken (Flutmulden mit Feinsedimentlagen können als feuchtere Kleinstandorte vorhanden sein) → AW2 Mäßig trockenes Weidengebüsch der Schotteraue	
37	Substrat feinmaterialreich (Sand-Schotter-Gemisch), reich an Humus und Nährstoffen, frisch, vorherrschend Mullhumusformen → AA4 Frischer Edellaubmischwald auf Terrassenschotter	
37*	Substrat grob (Schotter), humus- und nährstoffarm, mäßig trocken, vorherrschend Karbonatmoder → Af2 Mäßig trockener Nadelmischwald auf Terrassenschotter	
38	(3) karbonatreiches Substrat mit freiem Kalk und unverwitterndem Karbonatskelett bis in den Oberboden	<u>39</u>
38*	höchstens Unterboden schwach karbonathaltig	<u>41</u>

39	Hochsubalpine Standorte (> ca. 1.600 m) in den Wuchsbezirken 15.8 Karwendel und Wettersteinmassiv oder 15.9 Berchtesgadener Hochalpen → kZ3 Hochsubalpiner Karbonat-Lärchen-Zirbenwald	
39*	Tief- und hochsubalpine Standorte in den Wuchsbezirken 15.5, 15.6 oder 15.7 oder tiefsubalpine Standorte in den Wuchsbezirken 15.8 oder 15.9	<u>40</u>
40	(mäßig) trockene Standorte, steile, z. T. fönexponierte Sonnhänge mit flachgründigen (Moder- und Tangel-)Rendzinen → kF2 Mäßig trockener subalpiner Karbonat-Fichtenwald	
40*	(mäßig) frische Standorte, normale Hänge aller Hangrichtungen mit flach- (spaltenfrisch) bis mittelgründigen Rendzinen und Kalkverwitterungslehmen → kF3 Mäßig frischer subalpiner Karbonat-Fichtenwald	
41	feinhumusreicher Rohhumus bis Mull, Podsolierung schwach, undeutlich oder fehlend	<u>42</u>
41*	typischer oder feinhumusreicher Rohhumus mit kompaktem Oh, Podsolierung deutlich bis stark → SF8 Nährstoffarmer subalpiner Silikat-Fichtenwald	
42	frischer bis mäßig hangfeuchter Standort, alle Expositionen, vorherrschend Moder und Rohhumus, podsolige Braunerden bis Hang-Pseudogleye → SF5 Frischer subalpiner Silikat-Fichtenwald	
42*	sehr frischer bis feuchter, nährstoffreicher Standort, oft am Schatthang Humusformenmosaik mit vorherrschendem Mull (bis Moder), Pseudogley-Braunerde bis Hanggley → SF5 Hangfeuchter subalpiner Silikat-Fichtenwald	
43	(2) Latschen- und Grünerlenfelder der hochmontanen bis subalpinen Stufe (> ca. 1.300 m), nicht auf abgerutschten eiszeitlichen Talverfüllungen	<u>44</u>
43*	Lawinengassen oder Sukzessionsflächen auf eiszeitlichen Talverfüllungen	<u>46</u>
44	auf karbonathaltigen, steinigten Böden (meist Moder- bis Tangelrendzina)	<u>45</u>
44*	auf wenigstens im Oberboden kalkfreien Mineralböden aus silikatreichem Ausgangsmaterial (Braunerde bis Hanggley) → sp5 Grünerlengebüsch	
45	frischer Standort, vorherrschend mächtiger, oberflächlich versauerter Tangelhumus, vorwiegend schattseitig und in weniger steilen Lagen → kk3 Frisches Latschengebüsch	

45 *	(mäßig) trockener Standort, bevorzugt steile Sonnseiten, humusärmer mit Trockenmoder bis typischem Tangelhumus → kk2 Trockenes Latschengebüsch	
46	Lawinengassen	<u>47</u>
46 *	Sukzessionsflächen auf eiszeitlichem Lockersediment, Mosaik aus Rohböden, Rendzinen, Kalk-Quellengley bis Lehm-Rendzina, deutlicher N-Mangel an Fichte → Lp2 Sukzession auf Lockersediment	
47	auf karbonathaltigen, steinigen Böden (Rendzina bis Terra fusca)	<u>48</u>
47 *	auf wenigstens im Oberboden kalkfreien, verlehnten Mineralböden aus silikatreichem Ausgangsmaterial (Mergel-Pararendzina bis Pseudogley-Braunerde) → sp4 Frischer Silikat-Lahner	
48	(mäßig) trockener Standort, fönexponierte, oft konvexe Sonnhänge, flachgründige Rendzina, oft von Felsbändern durchragt → kp1 Trockener Karbonat-Lahner	
48 *	(mäßig) frischer Standort, meist in Rinnen, flachgründige Rendzina bis kolluviale Terra fusca → kp3 Frischer Karbonat-Lahner	
49	(1) vorwiegend in Felswänden anstehendes, unverwittertes Gestein, höchstens kluftig verwittert → Fp1 Fels	
49 *	Lockergesteine → Gp1 Geröll	

Anhang 4: Schema zur vereinfachten Ansprache natürlicher Waldgesellschaften im bayerischen Hochgebirge



Anhang 5: Vorschrift für die GIS- Modellierung von Waldgesellschaften und FFH-Lebensraumtypen im bayerischen Hochgebirge

		Bazzanio-Piceetum/ Vaccinio-Pinetum	Alnetum incanae	Seslerio-Fagetum	Ulmo-Aceretum aruncetosum	Luzulo-Fagetum
	LRT nach Anhang I FFH	91D3/91D4	91E0	9150	9180	9110
Substrate	k		x	x	x	
	K		x			
	s		x		x	
	S		x		x	x
	M	x				
Höhenstufen	alpin					
	hochsubalpin					
	tiefsubalpin					
	hochmontan	x	x	x	x	x
	mittelmontan	x	x	x	x	x
	tiefmontan	x	x	x	x	x
	submontan	x	x	x	x	x
Hangneigung (%)	0-5	x			x	x
	5-15	x			x	x
	15-25	x			x	x
	25-35				x	x
	35-45				x	x
	45-55					x
	55-65					x
	65-75					x
	75-115			x		x
	115-205			x		x
205-x						
pot. Einstrahlung	stark schattig: < 1000 kwh/VZ				x	
	schattig: 1000-1850 kwh/VZ, Nordwest bis Ost (292-90°)				x	
	sonnig: 1000-1850 kwh/VZ, Ost bis Nordwest (90-292°)			x	x	
	Stark sonnig: >1850 kwh/VZ			x		

Galio-Fagetum	Aposerido-Fagetum	Galio-Abietetum	Adenostylo-Piceetum	Homogyno-Piceetum	Luzulo-Abietetum	Ulmo-Aceretum phyllitidosum/Asplenio-Piceetum	Vaccinio-Pinetum cembrae
9130	9130	9130	9410	9410	9410	9180/9410	9420
	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	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	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	x		x	x
x	x		x	x		x	x
x	x		x	x		x	x

Zeilenbeschriftung siehe Seite 74

		Bazzanio- Piceetum/ Vaccinio- Pinetum	Alnetum incanae	Seslerio- Fagetum	Ulmo- Aceretum aruncetosum	Luzulo- Fagetum
Geländeform	Mittelhang flach 10-60%	x				x
	Mittelhang steil 60-80%			x		x
	Mittelhang schroff 80-110%			x		x
	Rücken	x		x		x
	Oberhang	x		x		x
	Abflussgrenze	x		x		x
	Steile Rücken >110%			x		x
	Abflusslinie	x			x	x
	Grabeneinhang zur Abflusslinie	x			x	x
	Erosionskessel	x		x		x
	Unterhang	x		x	x	x
	Hangverflachung	x				x
	Unterhang in Graben	x			x	x
	Ebene, Plateau 0-10% >20ha	x				x
	Verebnung, Mulde 0-10% <20ha	x				x
	Steilwand >200%					
	Steilhang 110- 200%			x		x
	Flutniveau <1m	x	x			
	Flutniveau >1m	x	x			
Wuchsbezirke	15.1					
	15.2					
	15.3					
	15.4					
	15.5					
	15.6					
	15.7					
	15.8					
	15.9					

Galio-Fagetum	Aposerido-Fagetum	Galio-Abietetum	Adenostylo-Piceetum	Homogyno-Piceetum	Luzulo-Abietetum	Ulmo-Aceretum phyllitidosum/Asplenio-Piceetum	Vaccinio-Pinetum cembrae
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	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	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		x	x		x	x
x	x		x	x		x	x
x	x		x	x		x	x
x	x		x	x		x	
							x
							x

Zeilenbeschriftung siehe Seite 76

Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide

*Natural regeneration of the deciduous oak species Pedunculate Oak (*Quercus robur* L.) and Sessile Oak (*Quercus petraea* Liebl.) – a literature review with focus on wood pasture*

Albert REIF & Stefanie GÄRTNER

Abstract

*Studies of historic forest uses and wood pastures allow the conclusion, that the regeneration of the central European deciduous oak species Pedunculate oak (*Quercus robur*) and Sessile oak (*Quercus petraea*) is an episodic process. It must be assumed, that long-lasting phases without successful regeneration of young oaks change with phases of successful establishment of a new oak generation.*

*A number of factors is influencing the regeneration of oaks. The literature mentions light supply; predation of acorns by rodents, wild pigs and other acorn eating animals; browsing pressure by wild and domestic animals; infection of leaves with the mildew fungus *Microsphaera alphitoides*; competition with ground vegetation; late frost; and water supply. All these factors are interrelated in a complex way.*

*It seems, that germination and successful establishment of these oaks depend from an open canopy and a low ground vegetation. In cultural landscapes, the last can be facilitated through wood pasture. Browsing is tolerated by the young oaks, when light supply is high. Under browsing pressure, oaks on open sites are able to survive, forming "bonsai-like" dwarfed deeply rooting treelets. However, height growth only can start after the end of grazing. This can be achieved by temporal and spatial fluctuations of browsing pressure. In terms of their life form strategy, *Quercus robur* and *Q. petraea* can be classified as stress-tolerating pioneers.*

In many cultural landscapes today, optimal sites for a successful natural establishment of oaks, i.e., without silvicultural supporting measures, can be found only along forest edges, in hedges and shrubland, even under presence of browsing wildlife. Today, arguments of nature conservation and climate change recommend an increased effort to facilitate oak regeneration. For that, periods of grazing changing with periods of succession can be a successful approach, which was well known in the past, but is nearly forgotten today.

Keywords: Oak, *Quercus*, regeneration, grazing, light, mosaic cycle

Zusammenfassung

Auswertungen von Untersuchungen über frühere Waldnutzungen sowie Waldweide legen nahe, dass die Verjüngung der mitteleuropäischen laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) ein episodischer Prozess ist, mit oft langen Phasen ausbleibender Verjüngung im Wechsel mit Phasen der erfolgreichen Etablierung einer neuen Generation.

Eine Vielzahl von Faktoren wirkt sich auf die Verjüngung der Eichen aus. Als besonders bedeutsam werden genannt die Lichtversorgung; Prädation der Eicheln insbesondere durch Mäuse, Wildschweine und andere Tiere; Verbiss durch Wildtiere und Weidetiere; Befall der Blätter durch Mehltau (*Microsphaera alphitoides*); Konkurrenz durch die Bodenvegetation; Spätfrost; sowie der Wasserhaushalt des Standorts. All diese Faktoren wirken in einem komplexen Wechselspiel zusammen.

Zur Ansamung und erfolgreichen Etablierung der Eichen im Wald sind eine Auflichtung des Kronendachs sowie eine niedrigwüchsige Bodenvegetation notwendig. Letztere können beispielsweise durch Beweidung erreicht werden. Verbiss wird bei guter Lichtversorgung durch die Jungeichen gut vertragen, es bilden sich bonsai-artige Krüppelbäumchen mit tiefreichendem Wurzelwerk heraus. Ein Höhenwachstum setzt jedoch erst dann ein, wenn der Weidedruck reduziert wird. Dies kann durch zeitliche oder räumliche Schwankungen des Verbissdrucks erreicht werden (Weideruhe). Die laubabwerfende Stiel- und Traubeneiche muss daher als Intermediärtyp zwischen Pionierbaumart und „*stresstolerator*“ sensu GRIME et al. (1978) eingestuft werden.

In vielen Kulturlandschaften finden sich Bedingungen zur erfolgreichen natürlichen Eichenetablierung, also ohne unterstützende waldbauliche Maßnahmen, heute nur mehr an linienförmigen saum- und mantelartigen Randstrukturen von Wäldern, in Hecken und Gebüsch – dort trotz des Vorhandenseins von Wild. Naturschutzfachliche Gründe und zu erwartende Klima-

änderungen legen jedoch eine stärkere Beachtung und Förderung der Eichenverjüngung nahe. Hierzu stellt Beweidung im Wechsel mit Weideruhe eine in Vergessenheit geratene und heute nur mehr wenig bekannte Möglichkeit dar.

Stichworte: Eiche, *Quercus*, Naturverjüngung, Beweidung, Auflichtung, Mosaikzyklus

1. Einleitung

Stiel- (*Quercus robur* L.) und Traubeneichen (*Quercus petraea* Liebl.) sind in temperierten sommergrünen Laubwäldern Europas weit verbreitete Arten der Baumschicht (BOHN et al. 2004). In Wärmegebieten Mitteleuropas und in submediterranen Regionen kommt die Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) vor (SAYER 2000). Besonders im Mittelalter und der frühen Neuzeit bis zur Einführung der Kartoffel wurden diese drei Eichenarten in Nieder- und Mittelwäldern stark gefördert und in vielen Gebieten durch Pflanzung erst in die Waldbestände eingebracht, da die Eiche die begehrte Eichenmast (Waldweide!), Bau- und Brennholz bot (HASEL 1985, MANTEL 1990, OSTERMANN 2002).

Einjährige Sämlinge von Eichen sind in Wäldern sehr häufig anzutreffen (KÜHNE 2004). Allerdings sind diese ohne menschliche Hilfe in den allermeisten Fällen nicht in der Lage, sich erfolgreich zu etablieren, also den Bestand weiterzuführen (BURSCHEL & HUSS 1996). Dieses weit verbreitete Ausfallen der Eichenverjüngung ist inzwischen durch viele Untersuchungen in Naturwaldreservaten dokumentiert (z.B. WOLF et al. 2005, MEYER et al. 2006). Die Ursachen sind vielfältig und oftmals komplex miteinander verwoben. Hierzu gehören Veränderungen in der Waldstruktur infolge von Nutzungswandel („die Wälder werden dunkler“), starker Verbiss aufgrund überhöhter Wildbestände, der Mehltau *Microsphaera alphitoides* als eingeschleppte Pilzkrankheit und andere Faktoren.

2. Naturverjüngung der Eichenarten - Stand des Wissens

Der vorliegende Reviewartikel basiert zu großen Teilen auf Auswertungen von UHL (2007) und behandelt vor allem die Stiel- und Traubeneiche. Schon WATT (1919) schreibt in seinem Artikel „Über die Ursachen des Misserfolgs von Naturverjüngung in britischen Eichenwäldern“, dass trotz der reichlichen Eichelmast mancher Jahre und Millionen aufkommender Keimlinge die na-

türliche Verjüngung der Eichen eine Seltenheit zu sein scheint: „...*the occurrence of natural regeneration of oakwoods in this century seems to be something of rarity*“. SHAW (1968a: 565) sieht es als allgemein bekannt an, dass die Eichenwälder ohne Zutun des Menschen bald der Vergangenheit angehören, da die Verjüngung ausbleibt. Laut KÜHNE (2004:13) verjüngt sich die Stieleiche in den heutigen Auenwäldern am Oberrhein von Natur aus praktisch nicht. Bisweilen finden sich zwar Eichensämlinge in Althölzern, diese sind jedoch bereits im Alter von zwei Jahren wieder ausgefallen.

Zum Fehlen der Jungwüchse der Eichen kommt ein allgemeiner Rückgang und eine allgemeine Schwächung der Stieleiche hinzu. In Europa löste ein Eichensterben in den sehr trockenen Jahren 1910–1930 große Besorgnis aus, bei dem nach Insektenbefall der Mehltau die zweiten Austriebe schädigte. Besonders betroffen waren Gebiete mit starker Grundwasserabsenkung in Nordrhein-Westfalen (JONES 1959: 212, HERTZ-KLEPTOW 1949).

Für die Teninger Allmend in Südbaden schreibt SEEGER (1930: 207): „Eichenmastjahre treten alle 7–8 Jahre ein. (...) Das Einrichtungswerk 1849 gibt die Wiederkehr der Eichensamenjahre mit durchschnittlich drei Jahren an. (...) Die Gründe für das seltenere Auftreten der Samenjahre in der Gegenwart sind hauptsächlich in dem beinahe jedes Jahr regelmäßigen Massenvorkommen des Eichenwicklers (*Tortrix viridana*) zu suchen, der sich in den letzten zehn Jahren zu einer schweren Kalamität entwickelt (...) hat. (...) Die Akten bemerken nichts über größere Insektenschäden in den Waldungen der Ebene. Ich führe das vermehrte Erscheinen der Insekten auf die starke Entwässerung des Bodens in den letzten 70 Jahren zurück. Hiermit wurde der Vogelwelt eine der wichtigsten Grundlagen ihrer Existenz genommen. Denn auffallend ist die geringe Menge der Vögel, insbesondere der Meisen. Weiter nimmt die intensivere Bestandespflege die natürliche Brutstätte weg ...“.

Auch in jüngerer Literatur wird über dramatisch verstärkte Schäden an Eichen berichtet. Eine allgemeine Schädigung der Eichen (Laubverlust >25%) in Deutschland wurde 1983 an 5%, 1990 an 40% der Eichen festgestellt, der Waldschadensbericht 2006 listet deutschlandweit 44 % geschädigte Eichen auf (SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHER WALD 2006). Die Gründe hierfür sind vielfältig und komplex. Auf lehmigen Böden scheint insbesondere Befahrung eine wesentliche Schadursache zu sein (GAERTIG et al. 2002).

2.1. Einflussfaktoren auf die Eichenverjüngung

2.1.1. Licht

Die Eichen werden generell als „Lichtbaumarten“ gesehen, die unter Schirm gegenüber schattentoleranteren Arten wie der Buche unterlegen sind (ELLENBERG 1996). Dabei wird die Traubeneiche als deutlich schattentoleranter als die Stieleiche eingestuft (JONES 1959: 194).

Die Schattentoleranz der Jungpflanzen wird für die ersten Jahre unterschiedlich bewertet. Unter schattigen Verhältnissen ist das Höhenwachstum der Keimlinge nicht geringer, sondern sogar höher als das der Keimlinge unter voller Freilandhelligkeit. Ein Maximum des Höhenzuwachses innerhalb der ersten Jahre wird, bezogen auf die Freilandsituation, bei einer Lichtversorgung von 20–40% (SHAW 1974: 166), 20–30% (LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN 1999) bzw. im zweiten Jahr zwischen 25–50% (ZIEGENHAGEN & KAUSCH 1993) angegeben. Dabei nimmt die Lichtbedürftigkeit im Lauf der ersten Jugendjahre zu (SEEGER 1930: 214, LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN 1999). Dies könnte mit dem schnelleren Aufzehren des Nährstoffvorrates der Keimblätter für die Keimlinge unter schattigen Verhältnissen zusammenhängen (BOSSEMA 1979). Unter Umständen vermag die junge Eiche nach SEEGER (1930: 215) „... jahrelang unter nahezu geschlossenem Altholz von Eiche und Hainbuche leben, (...) wobei auch die günstigen Ernährungsverhältnisse in den oberen Bodenschichten mitspielen mögen“. SEEGER (1930: 215) schließt daraus, dass die Eiche „viel schattenfester (ist) als gemeinlich angenommen wird.“

Die Untersuchungen von SHAW (1974: 166) und WEINREICH (2000) zeichnen ein differenzierteres Bild der Reaktion junger Eichen auf die Lichtverhältnisse. Reduziertes Licht führt zu stärkerem Höhenwachstum, zu größerer Blattfläche und höherem Chlorophyllgehalt; aber auch zu geringerem Wurzelwachstum, geringerem Wurzel/Spross-Verhältnis, geringerer Nettoassimilationsrate und geringerer relativer Wachstumsrate. Übereinstimmend dazu konnte PLAISANCE in JONES (1959) bei einjährigen Sämlingen einen direkten Zusammenhang zwischen zunehmender Beschattung und stärkerem Höhenwachstum, jedoch geringerem Wurzelgewicht, Wurzellänge und Sprossdurchmesser nachweisen. Das Wachstum von Keimlingen ist im ersten Jahr unterirdisch dreifach höher als oberirdisch (FROST & RYDIN 1997: 57). Auf die Stärkegehalte der Wurzel hat die Lichtverfügbarkeit im ersten Jahr keine Auswirkung (BOSSEMA 1979). Ab dem zweiten Jahr zeigen sich jedoch deutliche Unterschiede: Die Jungpflanzen unter Freilandhelligkeit wiesen die größten absoluten Stärkegehalte auf (ZIEGENHAGEN & KAUSCH 1993: 200).

Der Lichtkompensationspunkt bei der Kohlenstoffassimilation wird von SHAW (1974: 166) auf nicht mehr als 2% Freilandhelligkeit geschätzt; hierbei ist der jährliche Biomasseverlust durch Laubfall allerdings nicht mit eingerechnet.

Der ökologisch sinnvollere Wert liegt daher bei ca. 6% Freilandhelligkeit. Berücksichtigt man weitere Stressfaktoren wie etwa Mehltau, so dürfte der Lichtkompensationspunkt bei mindestens 8% der Freilandhelligkeit liegen.

Die Mortalität junger Eichen steigt mit zunehmender Beschattung (LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN 1999: 564, VERA 2000: 294). RACKHAM (1980: 297) bemerkt: „*Oaklings growing in the open are difficult to kill and recover from severe damage; but slight damages of any kind endangers a seedling that has shade to contend with as well*“.

Das stärkere Wachstum im ersten Jahr unter geringeren Lichtverhältnissen interpretieren FROST & RYDIN (1997: 57) als Etiolierung der Jungpflanzen. SHAW (1974: 169) merkt dazu an, dass die Höhe der Pflanze einen vergleichsweise geringen Aussagewert über das Trockengewicht gibt, welches für viele Zwecke das beste Maß für die Leistung ist: „*It should be noted, that height gives a comparatively poor indication of dry weight which, for many purposes, is the best measure of the seedling performance*“

WEINREICH (2000) konnte in Beschattungsexperimenten für die verbissgeschützte Verjüngung von Stiel- und Traubeneichen zeigen, dass das Höhenwachstum von einer Lichtreduktion um bis zu 50-60 % in den ersten 9 Jahren nicht betroffen ist, danach jedoch stark abfällt. Das Dickenwachstum jedoch von Stamm wie von Ästen nimmt bereits bei geringer Einschränkung der Strahlung nahezu linear ab (WEINREICH 2000).

Fazit: Hohe Lichtverfügbarkeit führt zu gedrungenem Wachstum und verstärktem Wurzelwachstum junger Eichen, was den Individuen eine höhere Vitalität und größere Stresstoleranz verleiht. Zunehmende Beschattung führt zunächst zu stärkerem Höhenwachstum, zu größerer Blattfläche und höherem Chlorophyllgehalt; aber auch zu geringerem Wurzelwachstum, geringerem Wurzel/Spross-Verhältnis, geringerer Nettoassimilationsrate und geringerer relativer Wachstumsrate. Erst eine Lichtreduktion um mehr als 50-60 % der Freilandhelligkeit führt auch zu einer Abnahme des Höhenwachstums.

2.1.2. Eichelverluste durch Prädation

Die Eicheln sind als große energiereiche Samen eine attraktive Nahrung für verschiedene Tiere. Umgekehrt hat dies zur Folge, dass der Fraßdruck auf die reifen Eicheln sehr groß ist. Beschrieben wurden die Dezimierung der Eicheln durch Ringeltaube (*Columba palumbus*), Wildschwein (*Sus scrofa*; EISFELD 2003), Reh (*Capreolus capreolus*), Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), in besonderem Maße jedoch durch Mäuse wie Waldmaus (*Apodemus sylvestris*), Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) und Wühlmaus (*Microtus arvalis*).

Die vornehmlich durch Mäuse verursachten Eichel-Verluste betragen nach KÜHNE (2004: 69, 146) zwischen 79 und 95 %. Nach VULLMER & HANSTEIN (1995: 644 f) war der Eichelverlust nach ein bis zwei Tagen am Boden nahe-

zu zu 100%, verursacht insbesondere durch Waldmäuse. Weitere Untersuchungen zu dem Thema finden sich bei BOSSEMA (1979), LAMPEN (1994: 67), SHAW (1968a), WATT (1919: 176). Bei einem Zäunungsversuch mittels feinem Maschendraht, wodurch Fraßverluste durch Nagetiere verhindert wurden, erhöhte sich die Zahl der Eichenkeimlinge um den Faktor 80 (SHAW 1968b: 653).

Die Verlustraten sind unterschiedlich hinsichtlich der Kleinstandorte, an denen die Eicheln von den Mäusen versteckt wurden. Unter Laub oder gar in der Erde versteckte Eicheln haben höhere „Überlebenswahrscheinlichkeiten“ als frei herumliegende. Die Verlustraten in niedriger und offener Bodenvegetation sind geringer als in geschlossener (SMIT et al. 2001). Nach LAMPEN (1994: 67) geht „die Präsenz aller Mausarten (...) mit abnehmender Vegetationsdeckung (Strauch- und Krautschicht) zurück ...“, was mit mangelndem Schutz für Mäuse vor Prädatoren in offener Vegetation zu tun haben dürfte (LAMPEN 1994, SMIT et al. 2001).

SHAW (1974: 163) weist relativierend darauf hin, dass zwar vielfach der enorme Eichelverlust durch Mäusefraß nachgewiesen wurde, jedoch immer ein (teils sehr) geringer Anteil zur Keimung gelangte, was immer noch zur Verjüngung genügen könnte. Auch auf die Nahverbreitung von Eicheln durch Kleinsäuger ist an dieser Stelle hinzuweisen. Sie hat Gegensatz zum Eichelhäher ihren Schwerpunkt in dichter Vegetation. Reichweiten bis 34 m vom Samenbaum sind nachgewiesen (LAMPEN 1994).

Fazit: Eine Vielzahl von Vögeln und Säugetieren kann die Anzahl der Eicheln dezimieren. Besonders gravierend ist die Prädation durch Mäuse. Diese präferieren grasigen Waldboden. Eine niedrige und offene Bodenvegetation verringert die Verluste von Eicheln durch Mäusefraß.

2.1.3. Einfluss von Wildverbiss

Der negative Einfluss von Wildverbiss auf die Naturverjüngung der Eichen wird in allen entsprechenden Publikationen als wichtiger, wenn nicht gar als entscheidender Grund für den mangelnden Erfolg angesehen (GILL 1992; SENN & HÄSLER 2005). Für den Verbiss an Jungeichen werden vielfach Kaninchen, Rot-, Dam- und Rehwild genannt. Die Wildbestände werden meist als überhöht angegeben; konkrete Angaben dazu, welche Wilddichten als überhöht anzusehen sind, sind jedoch selten.

Beispielsweise fand nach Abschuss von 80% des Rehwildbestandes auf 14 Individuen/100ha noch keine Verjüngung der Eiche statt (KUITERS & SLIM 2002: 71). Angaben zur „wirtschaftlich tragbaren Wilddichte“ finden sich mit 3–11 Rehen je 100 ha (SCHWERDTFEGGER 1981: 259) bzw. 1 Individuum/100 ha (KRAMER et al. 2006: 245) für eine erfolgreiche Naturverjüngung inklusive der Eiche. Auf der anderen Seite stuft SCHMIDTKE (1993: 50) in seiner Untersuchung eines 60jährigen Kiefernbestands in Niedersachsen 21,7%

des Eichenjungwuchses als unverbissen ein, dies trotz eines Wildbestands von 10–20 Stück Rehwild und 5–7 Damwild je 100 ha.

Die starken Auswirkungen einer relativ geringen Wilddichte mögen verwundern, da die konsumierten Biomasse mengen sehr gering sind. So fanden KUITERS & SLIM (2002: 72) schon bei einer jährlichen Fraßmenge von 4–5g/m² keine erfolgreiche Eichenverjüngung mehr. Mengenmäßig ist dieser Fraßverlust der Biomasse angesichts einer Nettoprimärproduktion der untersuchten Vegetation von 200–300g/m² eine zu vernachlässigende Größe. Der Grund für diesen Befund liegt im Fraßverhalten des Rehwilds: „Das Rehwild (...) verbeißt, besonders im Winter, ortsweise auch während der Vegetationszeit, Knospen und Triebe fast aller Baumarten, namentlich der Laubhölzer. Seltener Baumarten werden bevorzugt“ (SCHWERDTFEGGER 1981: 258; BRAUN & DIETERLEN 2005). Sprosse werden durch das Rehwild am stärksten in einer Höhe von 60–90cm verbissen (JONES 1959: 204). Der stärkste Effekt des Verbiss ist die reduzierte Konkurrenzkräft der Pflanze (FROST & RYDIN 1997: 57).

In einer vergleichenden Untersuchung einer wildbeeinflussten und einer wildfreien Kiefernwaldfläche konnte JANITSCHKE (1987) ähnlich hohe Eichenjungwuchsdichten nachweisen, die sich hinsichtlich forstlicher Qualität deutlich unterschieden. Während in der ungezäunten Fläche der Jungwuchs kaum über den Äser der Rehe hinaus kam und schlechte Qualitäten dominierten, herrschten auf der gezäunten Fläche hauptsächlich beste (aus forstlicher Sicht) Qualitäten vor (JANITSCHKE 1987).

Fazit: Eichenverjüngung kann sich bei starkem Wildverbiss nicht oder kaum etablieren. Wildverbiss führt zu Schafformen, welche nur mehr eine Brennholznutzung erlauben.

2.1.4. Befall durch Mehltau (*Microsphaera alphitoides*)

Nach SHAW (1974: 169, 175) ist Eichenmehltau als Stressfaktor für die Eichen ebenso bedeutend wie der Lichtmangel. Durch Befall der Eichenblätter mit Mehltau werden besonders die Johannistriebe im Juli/August geschädigt, bei starkem Befall sterben sie ab. Befallfördernd wirken Temperaturen von 20–25°C. Anhaltende Hitze und niedrige Temperaturen verlängern den Krankheitsverlauf (SCHWERDTFEGGER 1981: 88).

Der Erstnachweis des Mehltaus für Europa erfolgte bei Colmar im Elsass für das Jahr 1907 (JONES 1959: 210). Die Verbreitung über Europa geschah explosionsartig: „In 1908 Europe was suddenly overrun by a new agent of damage, the oak-mildew fungus (*Microsphaera alphitoides*)“ (RACKHAM 1980: 297). Nach SEEGER (1930: 216) tritt „... Mehltau (...) auf den schattig gehaltenen Stellen bei weitem nicht so stark auf als dort, wo die Räumung rasch erfolgt.“ Demgegenüber steht die Aussage in BAKKER et al. (2004), wonach die Schädigung durch Insekten und Krankheiten wie Mehltau bei Jungpflanzen in offenen Bereichen geringer als direkt bei Altbäumen sei.

Fazit: Befall durch den seit etwa 100 Jahren in Deutschland auftretenden Eichenmehltau verringert die Lichtversorgung, die Photosyntheseleistung und damit die Vitalität von Jungeichen beträchtlich.

2.1.5. Konkurrenz durch die Krautschicht

Eine hohe und dichte Krautschicht wirkt sich verjüngungshemmend aus. SIEBEL & BOUWMA (1998: 623) fanden Gehölzverjüngung negativ korreliert mit hoher Deckung der Krautschicht. Nach Auflichtung der Baumschicht setzt intensives Wachstum in der Krautschicht ein, was nur mehr geringe Chancen für die Etablierung von Gehölzkeimlingen lässt. Die Gründe hierfür sieht KÜHNE (2004) vor allem in der Konkurrenz um den Faktor Licht. Eine weitere nicht unerhebliche Wirkung hoher Krautschicht tritt in Erscheinung, wenn die Vegetation durch Unwetter, Schnee oder durch ihr Absterben sich auf den Boden senkt und die Jungeichen damit niederdrückt. Diesen Effekt beschreibt JONES (1959: 203f) für adlerfarnreiche Bestände: „*Quercus (...)* is further handicapped by being pulled down by dead fronds in the autumn.“

Neben diesen indirekten Wirkungen der umgebenden Vegetation gibt es auch direkte hinderliche Einflüsse. Ein hemmender Effekt auf die Keimung und Keimlingswachstum von Jungeichen konnte durch allelopathische Exsudate verschiedener Gräser und Seggen, darunter *Deschampsia cespitosa*, *Molinia caerulea* und *Carex brizoides* erzielt werden (FROST & RYDIN 1997: 54). In einigen Fällen waren die negativen Auswirkungen auf das Keimlingswachstum stärker als der Lichteinfluss.

Fazit: Eine dichte Krautschicht verhindert die Verjüngung von Eichen.

2.1.6. Spätfrost

Durch eine gleichmäßige und geschlossene Vegetation auf größeren Lichtungen erhöht sich die Spätfrostgefahr. „Von größerer Bedeutung für die Nachzucht der Eichen sind hier die Spätfröste, die vornehmlich im Mai schädigend auftreten. ... Während die Spätfröste bei dem früheren Mittelwaldbetrieb hinsichtlich ihrer Wirkung nicht besonders störend auftraten, sind sie seit Übergang zur hochwaldartigen Wirtschaft ein wesentlich störender und schädigender Faktor besonders am äußeren Saumrand geworden ...“ (SEEGER 1930: 202; vgl. auch JONES 1959: 189). „Abgesehen von der Nahrungskonkurrenz und der Verdämmung sind die Gräser (Anmerkung d. Verf.: hier Seegrass, *Carex brizoides*) aber auch die Ursache vermehrter Frostgefahr. Grashalme haben im Vergleich zu ihrem Volumen eine relativ große wärmestrahlende Oberfläche. Daher verursachen sie bei Wetterlagen mit heiterem Nachthimmel stets einen starken Temperaturreckfall. (...) ...die verfilzten Grasdecken, welche beste Ausstrahlung mit fast vollkommener Isolierung von den tieferen Bodenschichten verbinden,

(bilden) die schlimmsten Frostherde“ (SEEGER 1930: 218). Auch Frühfröste dürften negative Auswirkungen haben, Literaturbelege hierfür finden sich nicht.

Fazit: Aufflichtung fördert Eichenverjüngung nicht auf allen Standorten. Eine gleichmäßige und geschlossene Bodenvegetation auf größeren Lichtungen auf Standorten mit gehemmtem Kaltluftabfluss (Plateau- und Muldenlagen) vergrößert die Spätfrostgefahr für austreibende Jungeichen (und andere Baumarten).

2.1.7. Eichenverjüngung und Wasserhaushalt

Wassermangel und damit der verstärkte Wasserstress werden für kroatische Stieleichenwälder als der entscheidende Faktor für den beobachteten Rückgang von Eichenjungwuchs gesehen. Der Wasserstress für Sämlinge ist im Offenland größer als im Schatten (ČATER & BATIĆ 2006: 424).

Auch Überflutung in Flussauen kann die Eichenverjüngung beeinflussen. Lange Überflutungszeiträume werden von der Stieleiche toleriert, während konkurrierende Baumarten wie etwa die Buche stärker geschädigt werden (DREYER 1994, KREUZWIESER et al. 2002, KREUZWIESER et al. 2004, SPÄTH 2002). Dem entspricht die vegetationskundliche Einstufung der Stieleiche als Art der Hartholzauen (ELLENBERG 1996; OBERDORFER 1992).

SKOGLUND (1989) konnte in einer kaum vom Menschen beeinflussten schwedischen Aue den Jungwuchs von Stieleichen gehäuft im Randbereich zwischen Auwald und natürlichen Nasswiesen finden. Letztere sind tiefer gelegen und lichtreicher als die Bestände älterer Eichen. Durch länger andauernde Hochwässer starben die am längsten überfluteten Eichen ab. Junge Stieleichen in Auen scheinen zu ihrer Etablierung nur innerhalb des „Fensters“ von genügend Licht einerseits und nicht lebensbedrohlichem Stress (hier Überflutungsintensität) andererseits eine Möglichkeit zum Überleben zu haben.

Überraschender Weise finden sich in den publizierten pflanzensoziologischen Aufnahmen aus Hartholzauen keine Belege für eine Naturverjüngung von Stieleichen, die über das Sämlingsstadium hinausgeht (z.B. BÜCKING 1989, SCHNITZLER 1996, SIEBEL & BOUWMA 1998, OSTERMANN 2004, MICHIELS et al. 2007). Beobachtungen liegen lediglich aus der Marchaue vor (DISTER & DRESCHER 1985). Denkbar als Ursache wäre eine heute weitgehend ausbleibenden Sedimentverlagerung in unseren korrigierten Flusssystemen, die dadurch ausbleibenden Mineralbodenflächen auf dem Niveau der Hartholzaue und die dadurch erschwerte Etablierung von Sämlingen der Stieleiche. Hinzu kommt die Eutrophierung der Gewässer (Förderung der Konkurrenzvegetation). Dies kann heute auf Grund des Fehlens natürlicher Flussauen in Mitteleuropa nicht mehr untersucht werden. Daher verwundert es nicht, dass sich hierzu in der Literatur keine Hinweise finden.

Fazit: Wassermangel wird nur in wenigen Fällen als hemmender Faktor der Eichenverjüngung gesehen. Überflutung wird von der Stieleiche physiologisch gut vertragen, doch finden sich nur selten Hinweise auf eine aktuell erfolgreiche Eichenetablierung in Flussaunen.

2.1.8. Komplexe Wirkung mehrerer Faktoren

In der Natur wirken auf die Jungeichen nicht einzelne der genannten Stressfaktoren, sondern stets eine Kombination mehrerer Umwelteinflüsse. Vegetationskonkurrenz, Keimblatt-Verluste und Verbiss summieren sich. Alle haben negative Auswirkungen vor allem auf die Etablierung des Wurzelsystems, welches als Stärkespeicher dient (FROST & RYDIN 1997: 58). Teilweise werden aber auch negative durch positive Faktoren kompensiert. So ist zu beobachten, dass sich Eichen im lichten Mantelbereich vieler nicht eutrophierter Hecken, Gebüsch und Waldränder erfolgreich verjüngen und etablieren, obwohl sie auch dort starkem Wildverbiss ausgesetzt sind (REIF 1983, 1985, 1987; REIF & HETZEL 1994; Abb. 1, 2).



Abb. 1: Alteichen (rechts) sowie etwa 4 m hohe Traubeneiche (links) in einer Hecke auf Stufenrain zwischen Viehweiden. – 400 m NN; Unterneuhäuser bei Kirchzarten, Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald. 13.3.2007



Abb. 2: Etwa 4 m hohe Stieleiche im Mantelbereich eines Gebüsches am Wegrand. Käfigecken/Grissheim, 27.1.2005.

2.2. Verjüngung der Eiche in unterschiedlichen Vegetationstypen

2.2.1. Verjüngung der Eiche im Laubwald

Mangelhafte Eichenverjüngung im Wald wurde erst nach ca. 1850 als ein Problem gesehen (RACKHAM 1980: 296): In den zunehmend geschlossenen Wäldern konnten sich Eichensämlinge nicht mehr etablieren, was spätestens WATT (1919) in aller Deutlichkeit erkannt hat. Beispielsweise verjüngt sich die Stieleiche in nordbadischen Auenwäldern von Natur aus praktisch nicht mehr: „Bisweilen finden sich zwar Eichensämlinge in Althölzern, diese sind jedoch bereits im Alter von zwei Jahren wieder ausgefallen“ (KÜHNE 2004: 13). Dabei ist die Verjüngungsproblematik offenbar nicht allein durch die Reaktivierung der alten forstlichen Bewirtschaftungsform zu lösen: Nach MELLANBY (1968: 360) ermöglicht auch ein neuangelegter Mittelwald keine erfolgreiche Eichenverjüngung. Im geschlossenen Wirtschaftswald bedarf die „Natur“-verjüngung der Eiche der Hilfe des Menschen, wie eine Vielzahl forstwissenschaftlicher Untersuchungen zeigt (vgl. WATT 1919: 175).

Während der Verjüngungsphase muss der Wildstand zumindest stark reduziert, wenn nicht gar ausgeschlossen werden. Um Spätfrostschäden zu minimieren, darf nicht mit zu großen Schlägen gearbeitet werden, um einen Strahlungsschutz der angrenzenden Altbäume zu erhalten (SEEGER 1930: 212f). Ohne eine gezielte zeitliche Orientierung der Hiebe am Eichen-Jungwuchs ist an einen weiteren Bestand der Eichen in Naturverjüngungsbetrieben nicht zu denken (vgl. JEDICKE & HAKES 2005, KÜHNE 2004, LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN 1999).

Fazit: Damit die Eichel keimen und einwurzeln kann, sollte zunächst kaum Licht auf den Boden fallen, damit keine Konkurrenz zur Jungeiche durch Schlagflur und andere Baumarten aufkommen kann. Wenn nach einer reichlichen Mast die Eichenkeimlinge zahlreich auflaufen, wird der Schirm aufgelockert und binnen weniger Jahre vollständig entfernt.

2.2.2. Verjüngung der Eichen unter einem Schirm lichter Kiefern

Bezüglich der Eichenverjüngung unter Kiefern gibt es vergleichsweise viele Aussagen in der Literatur (Tabelle 1). In Brandenburg beispielsweise werden großflächig Kiefernbestände durch gezielte Förderung von Hähersaat in Stiel- und Traubeneichen-Mischbestände umgebaut (EISENHAUER 1994a, 1994b, 1994c, 2001; STÄHR 2007). Eine großflächige Untersuchung liegt von TURČEK (1975: 37) vor, der im westslowakischen Sandgebiet in mittleren und alten Kiefernbeständen auf 5412 ha den Jungwuchs quantifizierte. In diesen Wäldern stehen „einzelne alte Winter- (Anm. d. Verf.: *Quercus petraea*) und Stieleichen“, nach Auswertung der Verwaltungsakten sind dort keine Eichen gepflanzt worden. TURČEK fand unterschiedliche Dichten: auf 40 ha nur zerstreut Jungeichen; auf 638 ha bis zu 2.000 Jungeichen je ha; auf 727 ha 2.000 bis 4.000 je ha; auf 472ha 4.000 bis 6.000 je ha; 77ha 6.000 bis 8.000 je ha und auf 323 ha mehr als 8.000 Jungeichen pro Hektar. Nach LEDER (1993: 102; vgl. auch STEIGER 1987: 21) wird „Bei Pflanzungen unter Kieferschirm (...) ein Pflanzverband von 3,0 x 1,0 m (3.333 Pflanzen / ha) als ausreichend angesehen.“

HEIDMEIER (1988) fand in zwei 79- und 118jährigen Kiefernbeständen (Bestockungsgrade 0,7 und 0,6) im Münsterland im Mittel 3.900 bzw. 451 unterständige Jungeichen je Hektar. FISCHER (1993) gibt für Kiefernforste, die im 19. Jahrhundert auf Heiden begründet wurden, eine rasant vordringende Verjüngung der Eiche (hauptsächlich Traubeneiche) an und kommentiert: „Ihre Verjüngungsfreudigkeit wird von keiner anderen Wirtschaftsbaumart übertroffen“.

STEIGER (1987) untersuchte im Rahmen seiner Diplomarbeit die Eichenverjüngung in niedersächsischen Kiefernbeständen, welche 1974 durch Sturm- schäden aufgelichtet wurden. Für das untersuchte Forstrevier werden lediglich 7% Eichenanteil im Altbestand angegeben, doch in der Verjüngung kon-

nte er eine durchschnittliche Dichte von 9.450 Jungeichen je ha nachweisen (STEIGER 1987: 21). Die maximale Dichte von 14.600 Jungeichen je ha in einem Probekreis lag in der lichtreicheren Parzelle I, in welcher der Kronenschluss der Kiefern nur 30% betrug. Auch die andere untersuchte Parzelle war mit einem Bestockungsgrad von etwa 60 % stark aufgelichtet. Insgesamt werden diese Dichten als „außergewöhnlich starke Verjüngung der Stieleiche“ (STEIGER 1987: 18) eingeschätzt.

Ebenfalls im Rahmen seiner Diplomarbeit untersuchte JANITSCHKE (1987) zwei Gebiete in der Lüneburger Heide, die sich hinsichtlich des Schalenwildeinflusses unterschieden: Die wildbeeinflusste Fläche in Bostelwiebeck mit einem 83jährigen Kiefernbestand (Bestockungsgrad ca. 70 %; Eichenanteil 9,1%) wies 3.350 Jungeichen je ha auf, die eine durchschnittliche Höhe von 61 cm aufwiesen und überwiegend forstwirtschaftlich schlechteren Qualitätsklassen angehörten. In der wildfreien Untersuchungsfläche im VW-Prüfgebiet Ehra-Lessin in einem 70jährigen Kiefernbestand (Bestockungsgrad ca 70 %; Eichenanteil <1%) nennt er eine Dichte von 3.020 Eichen je ha mit größtenteils besten forstlichen Qualitäten. Die Dichtewerte sind nicht repräsentativ für das Gesamtgebiet: „Eine Untersuchung der Eichelsaat war lediglich auf der Unterfläche erfolgversprechend, da der Bestockungsgrad dort die erforderliche Lichtmenge ermöglicht“ (JANITSCHKE 1987: 39). In den etwa 45jährigen Kiefernforsten in der sogenannten „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein ist eine Eichenverjüngung mit 274 Jungpflanzen (<130 cm) pro Hektar insgesamt selten und vor allem in Strukturtypen mit niedriger bis mittlerer Strauchschichtdeckung möglich (REBHOLZ 2006; Abb. 3). Bei etwa 80 % ist der Leittrieb verbissen. Nur 6 Jungeichen/Hektar erreichen Größen über 130 cm.

Fazit: Unter einem Kieferschirm erscheint Eichenverjüngung erfolgreich möglich zu sein, sofern der Unterstand, die Strauchschicht und die Bodenvegetation nicht zu dicht und hochwüchsig sind.



Abb. 3: Etwa 0,6 m hohe Stieleiche im Unterwuchs eines Kiefernwaldes. - Nördlich Käfigecken/Grisenheim, 2.8.2007.

2.2.3. Verjüngung der Eiche in Randstrukturen und im Offenland

In der Literatur finden sich mehrere Hinweise auf eine erfolgreiche Eichenverjüngung außerhalb des geschlossenen Waldes (Abb. 4).

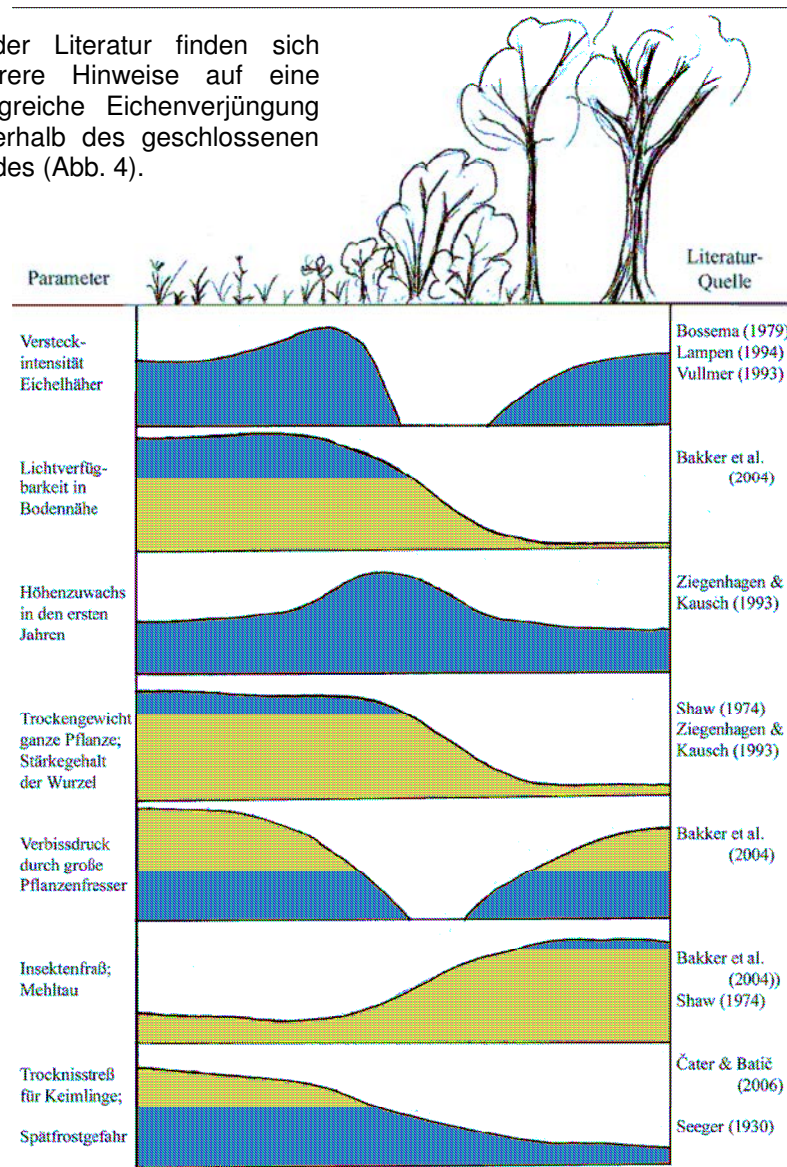


Abb. 4: Wichtige Faktoren der Eichenverjüngung und die geschätzte relative Intensität ihrer Einwirkung entlang eines Transekts von Offenland über den Mantel zum Wald (aus UHL 2007).

„In den meisten Lebensräumen außerhalb der Wälder verjüngt sich die Eiche mehr als ausreichend und bildet, sofern wenn man ihr die Chance gibt, innerhalb kurzer Zeit sekundäres Waldland“ (RACKHAM 1980: 294f). FISCHER (1993: 525) urteilt für Eiche in nordostdeutschen Kiefernbeständen sogar: „Ihre Verjüngungsfreudigkeit wird von keiner anderen Wirtschaftsbaumart übertroffen“. In England scheint nach WATT (1919: 175) „... a grassy surface seems the natural seedbed of oak, for very successful examples may often be seen on rough pasture adjoining woods which for some reason or other has been allowed to lie waste or is only slightly stocked with cattle during the summer“.

Die Keimung ist auf Weidflächen gut, wenn die Eicheln direkt auf der Erde liegen. Die Etablierung der Jungeiche ist dann gesichert, wenn die Beweidung nachlässt, die umgebende Vegetation aber dennoch nicht zu hoch wächst, so dass die Lichtverfügbarkeit noch gut genug ist (WATT 1919: 188). SHAW (1974: 179) kommentiert vor dem Hintergrund dieser Verjüngungssituation: „Oak has a considerable pioneer capacity in its own right, being able to invade many kinds of non-woodland vegetation and being in no way dependent on shade from other trees. This is quite the opposite of true climax species which are often unable to survive without shade.“

Auch in brachliegenden südbadischen Mesobrometa und einem Arrhenatheretum konnten Eichen sich ansiedeln: „Mit *Quercus* und *Corylus* stellen die synzoochoren Gehölzarten die effektivsten generativen Pioniere auf den untersuchten kleinflächigen Wiesenbrachen. Im Vergleich zu den anemochoren Pioniergehölzen profitieren die synzoochoren Gehölze offensichtlich davon, dass ihre Ausbreiter die Samen synzoochorer Gehölze in einem geeigneten Keimbett verstecken“ (LAMPEN 1994: 62).

Erfolgreiche Eichenverjüngung etabliert sich demnach in oligo- bis mesotraphenten Magerrasen und Säumen. Die Ausbreitung in dichter Vegetation (z.B. ungemähte Wiesen, Weidebrachen) geschieht über kurze Distanzen durch Mäuse; in offene Vegetation (gemähte Bereiche) über größere Distanz durch Eichelhäher (LAMPEN 1994: 54). Aus dem hohen Verhältnis von Keimlingen/mehrjährigen Jungeichen im sehr trockenen Mesobrometum globularietosum folgert LAMPEN (1994: 59), dass die Trockenheit nicht das Auflaufen der Keimlinge gefährdet, sondern deren weitere Entwicklung.

Auch im Sukzessionsmonitoring in südwestdeutschen Grünlandbrachen fand sich erfolgreiche Verjüngung und Etablierung von Eichen (neben anderen Baumarten) im Traufbereich eines montanen Buchenwaldes der Schwäbischen Alb (SCHREIBER 1997a, b; 2001). Bei der Wiederbewaldung hessischer Kalkmagerrasen sind Eichen ebenfalls im sich einstellenden Vorwald enthalten (HAKES 1987).

MELLANBY (1968) beobachtete im Monks Wood (England) nur geringe Eichenverjüngung innerhalb des Waldes. Für offene Bereiche (teils außerhalb des Monks Wood) nennt er in mehreren Beispielen Zahlen: „Seedling

oak trees are to be found all over the cleared areas. These are very numerous: Samples indicate over 2000/ha. They prove remarkably resistant to annual mowing, for some continue to grow vigorously and have well developed roots, after they have been cut down at least four times, but eventually they are killed (MELLANBY 1968: 360). In einem Garten 200 m von der nächsten Eiche entfernt zählte er nach einem Mastjahr 5.000 Sämlinge je Hektar (MELLANBY 1968: 362) und weist ausdrücklich darauf hin, dass der Eintrag über Vögel erfolgen musste. Der Garten als Versteckort passt von den Bedingungen sehr gut zu den Vorlieben des Eichelhähers, der nach BOSSEMA (1979) gelockerten, unebenen Boden und nach LAMPEN (1994) sehr offene Bereiche zum Verstecken von Eicheln bevorzugt.

Interessant ist eine weitere Angabe von MELLANBY (1968: 362), der auf einer sechsjährigen Ackerbrache eine Eichendichte von 242 Eichen je ha fand – der größte Teil davon sechsjährige Eichen. Auf einer weiteren, zweijährigen Ackerbrache fand er eine Eichendichte von 1.100 Individuen je Hektar. Es handelte sich hierbei fast ausschließlich um zweijährige Jungeichen, welche aus einem schlechten Eicheljahr resultierten. Aus der guten Eichelmast des Folgejahres waren nur sehr wenige Einjährige zu finden (MELLANBY 1968: 360f). Die Altersbeschreibungen, wonach jeweils der Hauptteil der Eichen so alt wie die Brache und wenige Eichen jünger waren, weist auf eine abnehmende Eignung von Brachen hin – wahrscheinlich eine Folge der starken Vergrasung.

Auf sogenannten „Sozialbrachen“ der 1970er Jahre wurde die Sukzession durch HARD (1975) beobachtet. Die Grasnarbe von nicht mehr genutzten Wiesen und Weiden zeigte ein insgesamt großes Beharrungsvermögen. Vor allem im Schutz von Dornsträuchern konnten sich Eichen und andere Baumarten etablieren (HARD 1975). In einem deutschlandweiten Vergleich aller Typen von Brachflächen listet WOLF (1980) sowohl Trauben- wie Stieleiche als sich etablierende Baumarten auf.

In einer ursprünglich stark rinderbeweideten parkartigen Landschaft Englands fand MELLANBY (1968: 362) nach einem zehnjährigem Auszäunungsversuch 1.500 gesunde Jungbäume pro Hektar auf den Lichtungen, jedoch nur wenig bis gar keine unter Altbäumen. *„Seedlings are commonly found along the edges of rides, and over the whole area of the clearings. Young trees of all ages are found around the edges of the woodland blocks, ... where a track, now overgrown, formerly ran“* (MELLANBY 1968; vgl. auch RACKHAM 1980: 296). Gleiche Beobachtungen machten VULLMER & HANSTEIN (1995: 644) im niedersächsischen Heidegebiet, wonach *„...besonders hohe Dichte von Eichen an Wegen und Bestandesrändern (waren). Auch diesjährige Sämlinge (...). Die Vermutung, dass der Wildeinfluß am Wegrand geringer wäre, kann in unserem Fall ausgeschlossen werden.“* „Ob dieser Effekt auf Lichthaushalt, offene Vegetationsstrukturen oder das Linienelement Weg/Schneise zurückgeht, ist nicht ersichtlich“ (VULLMER 1993: 46). Des weiteren spekuliert VULLMER (1993: 54), dass

dieser Effekt auf bessere Übersichtlichkeit dieser Bereiche und damit höherer Sicherheit des Eichelhäfers gegenüber Prädatoren zurückzuführen sei.

In der parkartig strukturierten sogenannten „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein fand UHL (2007) insgesamt gesehen 588 verholzte Jung-eichen/Hektar. Die geringste Dichte mit 279 Jungeichen je ha wiesen die flächigen Gebüsche auf, die höchste mit 1.786 Jungeichen je ha offene Mantelsituationen von Kiefernforsten. Die Jungwuchsdichten waren in Mänteln zu Halbtrockenrasen jeweils höher als in zugehörigen flächigen Gehölzbeständen. Etwa 75% der untersuchten etablierten Eichen waren kleiner als 40cm. Überraschend hoch war der Anteil bereits mehrjähriger, verholzter, doch niedrig gebliebener Eichen auf gemulchten Magerrasen und Säumen (408 Individuen/ha; Abb. 5, 6), wobei dort aufgrund der Pflegeein-griffe kein Höhenwachstum möglich war. Bezogen auf das Gesamtgebiet betrug der Anteil der Größenklasse von >130cm Höhe und zugleich <7cm BHD lediglich 5% (weniger als 30 je ha). Lediglich 20% der gefundenen Eichen waren unverbissen; 66% waren mehrfach verbissen (UHL 2007).



Abb. 5: Kleine, mehrfach gemulchte Stieleichen auf kiesigem Boden in lückigem Halbtrockenrasen. Rheindamm Rhinau/Elsaß, 13.5.2006



Abb. 6: Mehrjährige, mehrfach gemulchte Stieleiche in Halbtrockenrasen. - Käfigecken/Grisenheim, 23.5.2007.

Fazit: Eine Etablierung von Jungeichen ist vor allem in Rand- und Mantelsituationen im Übergang zwischen Gehölzbeständen und meso- bis oligotrophen Rasengesellschaften und Säumen erfolgreich.

Tab. 1: Dichte von Eichenverjüngungen (Daten aus der Literatur).

Bei verschiedenen Autoren werden verschiedene Begriffe und Kategorisierungen verwendet, die nicht immer klar definiert werden und sich teilweise in ihrer Bedeutung überlappen. Aus dem Kontext der jeweiligen Arbeiten ergeben sich folgende Inhalte: Keimlinge = Jungeichen mit Keimblättern; Sämlinge = unverholzte Jungeichen; Jungpflanzen = verholzte Jungeichen noch geringer Größe, also noch in der Krautschicht; Jungbaum = etablierte Eichenverjüngung, überragt die Krautschicht.

Bestandestyp	Gesamtzahl / ha	davon	Literaturquelle, Region
Unter alter Eiche	1.120	Keimlinge 280 /ha; Jungpflanzen 840 /ha	BOSSEMA (1979), Niederlande
Eichenwäldchen	550		Zahl geschätzt nach Abbildung in KUITERS & SLIM (2002: 70), Niederlande
Parkartige Landschaft, 10 Jahre Beweidungsausschluss	1.500		MELLANBY (1968: 362f), Monks Wood, England
Heide	<20		Zahl geschätzt nach Abbildung KUITERS & SLIM (2002: 70) Niederlande
Offene Heide	2.740	Keimlinge 60/ha; Jungpflanzen 2.680/ha	BOSSEMA (1979), Niederlande
Offenes Grasland	2.080	Keimlinge 440/ha; Jungpflanzen 1.640/ha	BOSSEMA (1979), Niederlande
Mesobrometum globularietosum	350	Keimlinge 140/ha; Jungpflanzen 210/ha	LAMPEN (1994: 49), Kaiserstuhl
Mesobrometum typicum	925	Keimlinge 115/ha; Jungpflanzen 810/ha	LAMPEN (1994: 49), Kaiserstuhl
Arrhenatheretum	720	Keimlinge 110/ha; Jungpflanzen 610/ha	LAMPEN (1994: 49), Mooswald (Breisgau)
jährlich gemähte Lichtungen	>2.000		MELLANBY (1968: 360), Monks Wood, England
Garten 200m Distanz zum Wald	5.000	Keimlinge 5.000/ha	MELLANBY (1968: 362), Monks Wood, England
Zweijährige Ackerbrache	1.100		MELLANBY (1968: 360f), Monks Wood, England
Sechsjährige Ackerbrache	225		MELLANBY (1968: 362), England
Kiefernbestand	988	Sämlinge 46/ha ; 2-jährige 128/ha;	SCHMIDTKE (1993: 49), Niedersachsen

		älter als 2 Jahre 814/ha	
Kiefer, podsoliger Sandboden	492	Eichen <130cm 269/ha; >130cm - <7cm BHD 155/ha; >7cm BHD 68/ha	LEDER (1993: 95), Nordrhein-Westfalen
Kiefer, 79jähriger Bestand	3.900		HEIDMEIER (1988) zitiert in LEDER (1993: 102), östliches Münsterland
Unter alter Waldkiefer	2.650	Keimlinge 440/ha; Jungpflanzen 2.210/ha	BOSSEMA (1979), Niederlande
Waldkiefer	160		Geschätzt nach KUITERS & SLIM (2002: 70), Niederlande
Kiefer, 118jähriger Bestand	451		HEIDMEIER 1988 zitiert in LEDER (1993: 102), östliches Münsterland
Kieferbestand, Kahlschlag	1.007		HENDRIKS (1990) zitiert in SCHMIDTKE (1993: 86), Forstamt Ahlhorn, Niedersachsen
57jähriger Kiefernbestand, 1974 Sturm-schaden	9.450	bis zu 14.600/ha, - Bestandespartie mit Bestockung von ca. 30 %	STEIGER (1987), Osterholz-Scharmbeck, Niedersachsen
83jähriger Kiefernbestand, Bestockung 0,7	3.350		JANITSCHKE (1987), Bostelwiebeck, Niedersachsen
70jähriger Kiefernbestand, Bestockung 0,7	3.020		JANITSCHKE (1987), Ehra-Lessin, Niedersachsen
Naturwaldreservat (Kiefer)	205 bis 2.305		HORST (1990) zitiert in STIMM & BOSWALD (1994), Lüßberg bei Unterlüß, Niedersachsen
ca. 45-jährige Kiefernforste	274 (<130cm)	„nur“ 6 Eichen-Jungbäume/ha erreichen >130 cm	REBHOLZ (2005)), „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein
Kiefernforste, Mäntel, Gebüsche, Halbtrockenrasen	588 (verholzte Jung-eichen)	Jeweils 378/ha Linden-Stieleichen-Wald, 693/ha Linden-Stieleichen-Wald-Mantel, 457/ha Kiefernforst, 1.786/ha Kiefernforst-Mantel, 279/ha Gebüsche, 647/ha Gebüschmantel, 408/ha Magerrasen	UHL (2007), „Trockenaue“ am südlichen Oberrhein

2.3. Tierverbreitung von Eicheln

Die Eiche als Art mit schweren Samen ist auf die Tätigkeit von Tieren zu ihrer Ausbreitung angewiesen. Als Verbreiter werden einige Vogelarten und Kleinsäuger angesehen. Bei den Vögeln werden die Ringeltaube (*Columba palumbus*) (vgl. MELLANBY 1968) und diverse Rabenvögel (*Corvidae*) genannt, wobei von letzteren der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) die herausragende Rolle spielt. In Nordostdeutschland ist ein beträchtlicher Teil der Eichenverjüngung unter lichtem Kieferschirm auf Hähersaat zurückzuführen (STÄHR & PETERS 2000). BOSSEMA (1979: 69) ordnete 59% der gefundenen Keimlinge anhand von Schnabelspuren dem Eichelhäher zu. Über die Transportweiten liegen vielfach Angaben vor. LAMPEN (1994: 47) nennt Transportweiten von „meist nicht über max. 200–300 m“. HAFFER & BAUER (1993: 1422) geben eine Übersicht über viele weitere Entfernungen. Demnach können derartige Sammelflüge bis zu 5–8 km weit führen.

Ausführliche Untersuchungen zum Eichelhäher und der Eiche liegen von BOSSEMA (1979) vor. Demnach werden Eicheln bevorzugt an Grenz- und Randstrukturen oder nahe an auffälligen Strukturen wie jungen Bäumen versteckt. In Randstrukturen (30cm breit) fand er eine dreifach höhere Versteckdichte als in flächigen Beständen (BOSSEMA 1979: 34). Diese Vorliebe konnte VULLMER (1993) nicht bestätigen. Allerdings fand LAMPEN (1994: 64): „Besonders attraktiv waren Flächen oder bestimmte Bereiche für den Eichelhäher auch dann, wenn (sowohl hohe wie auch niedrige) Sitzwarten (...) vorhanden waren“ (vgl. auch KOLLMANN & SCHILL 1996).

Die Vorliebe des Eichelhähers für niedrige, offene und übersichtliche Bereiche wird vielfach übereinstimmend genannt (z.B. TURČEK 1975: 38). VULLMER (1993:56) bemerkt: „Die Eichelhäher schienen Eicheln bevorzugt auf Flächen niedrigerer Vegetationshöhe zu verstecken. (...) War die Krautschicht sehr üppig, waren kaum junge Eichen auszumachen“. Nach LAMPEN (1994) versteckt der Eichelhäher die Eicheln lieber in gemähten Flächen als in ungemähten.

Der Beitrag von Ringeltauben zur Eichenausbreitung wird gelegentlich vermutet (vgl. MELLANBY 1968, NEBEL 1990: 364). SCHERNER (1962) zitiert vielfach den Eichelverzehr durch Ringeltauben – in seiner ausführlichen Beschreibung des Verhaltens und der Nahrung von Ringeltauben fehlen jedoch Hinweise auf Versteckaktivitäten der Art, so dass ein Beitrag der Ringeltaube zur Samenausbreitung fraglich erscheint.

Kleinsäuger werden in erster Linie als Frassfeind der Eicheln diskutiert (s.u.). SHAW (1968b: 658) fand nur sehr wenige angefressene Eicheln, was auf Abtransport und Verstecken schließen lässt. Als maximale gefundene Transportweite für Mäuse fand LAMPEN (1994: 71) 14 m und JENSEN & NIELSEN (1986) 34 m. Für Kleinsäugerverbreitung der Eicheln ostasiatischer Eichenarten wurden durchschnittlich 22.1 ± 8.9 m und als maximale Entfernung 38.5 m angegeben, die Überlebensrate betrug 3.0% (LIDA 1996).

Für die Verbreitung über größere Distanz haben Kleinsäuger daher keine Bedeutung. Die Aktivität und Populationsdichten von Mäusen ist an die Dichte der Vegetation gebunden, die als Schutz vor Prädatoren fungiert. So sind die Mäusedichten in dichtem Gesträuch am höchsten, geringer in aufkommenden Sträuchern, dort jedoch immer noch höher als in Grünland (KOLLMANN & SCHILL 1996: 201), wobei die Dichten in gemähtem geringer als in ungemähtem Grünland sind. Ebenso finden sich in unbeweideten Flächen mehr Mäuse als in beweideten Flächen (SMIT et al. 2001).

Fazit: Eichelhäher tragen entscheidend zur Verbreitung der Eichen bei. Eicheln werden bevorzugt an Grenz- und Randstrukturen oder nahe an auffälligen Strukturen wie jungen Bäumen versteckt.

2.4. Kurzrasige Offenlandvegetation begünstigt die Eichenverjüngung

Eicheln keimen und etablieren sich bevorzugt in offenem Grasland. Dieses entsteht vielfach durch Beweidung: „Weniger zitiert ist in der Literatur, dass Huftiere das Eindringen von Gehölzaufwuchs besonders in Grünland auch fördern können. Durch Grasens und Zertrampeln kann dichte Vegetation geöffnet werden, was die Keimung und die Etablierung gewisser Gehölze erleichtert“ (KUITERS & SLIM 2002: 66). Schon WATT (1919:175) schrieb: *“A grassy surface seems the natural seed bed of oak, for very successful examples may often be seen on rough pasture adjoining woods which for some reason or other has been allowed to lie waste or is slightly stocked with cattle during the summer ...”*.

Dem entspricht die Feststellung von Seiten des pflegenden Naturschutzes, der mittels (Pferde-)Beweidung Flächen offenhalten will: „Ein weiteres Problem ist das mit der weidebedingten Öffnung der Krautschicht zunehmende Aufkommen von Gehölzwuchs, der durch Verbiss nicht zurückgehalten wird und eine mechanische Bekämpfung erforderlich macht“ (LUBW 2006: 57). Die zitierte Förderung von Jungwuchs durch weidebedingte Öffnung der Krautschicht ist für die Eiche leicht durch das Versteckverhalten des Eichelhäher (siehe Kap. 3.3) und ihrem Lichtbedarf zu erklären. Das enorme Wurzel/Spross-Verhältnis von 4–6 (im Extremfall bis 10), welches Jungeichen entwickeln können, hat die Funktion der Energiespeicherung sowie der Wasserversorgung für Trockenperioden (SHAW 1974: 176f). Dieser Mechanismus erhöht auch die Resistenz gegenüber Fraßdruck, da die unterirdischen Pflanzenteile nicht von weidenden Tieren geschädigt werden können (SHAW 1974: 176f). Einen guten Eindruck, wie starkem Verbissdruck die Eiche lange auszuhalten vermag, vermitteln die Abbildungen 86+87 in POTT & HÜPPE (1991).

Wenn Flächen mit starkem Verbissdruck gezäunt werden, erhalten schon vorhandene Jungeichen die Möglichkeit, über verbissgefährdete Höhen

rasch hinauszuwachsen. Bei SMIT et al. (2001: 125) wurden auf beweideten Sandrasen der Niederlande signifikant weniger Eicheln durch Nagetiere gefressen, konnten sich mehr Gehölzjungwüchse erfolgreich etablieren. In Wildreduktions- und Zäunungsversuchen von KUITERS & SLIM (2002: 69f), ebenfalls in den Niederlanden, zeichnet sich ebenfalls dieses Muster eines zeitlich begrenzten Verjüngungsfenster ab: „*During the first 3 years, tree regeneration in the oak stands strongly increased, especially in the exclosures. However, the mortality rate of seedlings was high, and numbers decreased again in the subsequent years.*“

Entsprechende Beobachtungen wurden auch in der Lüneburger Heide gemacht: „Bei einer Zäunung können bereits vorhandene, stagnierende Häher-eichen schneller aufwachsen. Das „Säen“ weiterer Eichen durch den Eichelhäher dürfte jedoch eher erschwert sein, da auch die Krautschicht auf die Ausschaltung des Verbisses mit starkem Höhenwachstum reagiert“ (VULLMER & HANSTEIN 1995: 646).

Für England beschreibt JONES (1959: 203) Jungpflanzen, die im Offenland durch verschiedenen Stress (Verbiss, etc.) kleingehalten wurden, deren Wurzel im Laufe der Jahre erstarrte und die bei danach ausbleibendem Stressfaktor innerhalb von 3–4 Jahren über kritische Höhen hinauswuchsen. Ähnliches beschreibt SHAW (1974: 177): „*In heavily grazed woods I have found oak seedlings under 0.5 m in height, on ageing by ring counts, to be more than 25 years old. Even temporarily release from browsing enables such seedlings to put on rapid growth, so that in two-three years they are out of danger.*“

Fazit: Nicht allzu dichte Magerrasen und mesotrophe Säume sind günstig für die Keimung und das Einwurzeln junger Eichen. Die Entstehung und der Erhalt dieser Habitats wird durch Beweidung oder Pflegemaßnahmen gefördert. Nach Ausbleiben der mechanischen Schädigung wachsen die eingewurzelten Jungeichen schnell in die Höhe.

2.5. Kurzrasige Offenlandvegetation wird von Mäusen gemieden

SMIT et al. (2001) untersuchten mit Zäunungsversuchen die Populationsgrößen und die Fraßaktivität von Mäusen in Flächen mit und ohne Wildverbiss der Bodenvegetation durch Rehe und Rothirsche. Der Fraßdruck auf Bucheckern und Eicheln durch kleine Nager war signifikant höher in gezäunten Flächen (also ohne Wildverbiss). Kleine Nager sind abhängig von Schutz der Vegetation gegen Prädatoren. Dichte Kraut- und Strauchschicht bieten diesen. Der Fraßdruck der größeren Herbivoren vermindert diesen Schutz und stellt evtl. auch eine Nahrungskonkurrenz dar. Die Fraßaktivität der Mäuse war in gezäunten Flächen höchst signifikant höher als außerhalb.

2.6. Die Eiche in der Naturlandschaft und das Konzept der zyklischen Sukzession

Die Bedeutung zyklischer Sukzessionsstadien für die dynamische Erhaltung von Arten und Lebensräumen wird heute zunehmend erkannt (REMMERT 1991; KLEYER et al. 2007). Es zeichnet sich zunehmend ab, dass auch die Ansamung/Etablierung und das Aufwachsen der Eiche in sukzessive aufeinander folgenden Phasen eines Mosaikzyklus bzw. in räumlicher getrennten Habitaten erfolgt. Entsprechende Beobachtungen über einen höheren Etablierungserfolg entfernt von der Samenquelle liegen für eine Vielzahl weiterer Arten vor (SCHUPP 1995).

Vor allem niedrige Vegetation von meso- bis oligotrophen Rasengesellschaften und Säumen ermöglicht eine erfolgreiche Ansamung und Etablierung junger Eichen. Ihr Höhenwachstum wird bei fortgesetzter Beweidung jedoch durch Verbiss stark gehemmt. Erst aufkommende bewehrte Dornsträucher auf Viehweiden gewähren Schutz für unbewehrte Gehölze: „*The thorn is the mother of the oak*“ (PENISTAN in BOSSEMA 1979: 98). Das Vordringen von bewehrten Sträuchern wird durch selektive Unterbeweidung gefördert, deren Schutz wiederum eine Verjüngung verbissempfindlicher Arten ermöglicht (VERA 2000). Das Aufkommen von Dornsträuchern und lichtbedürftigen Baumarten ist daher als Folge von nachlassendem Verbissdruck anzusehen (KUITERS & SLIM 2003: 249f).

Aussagen, dass die durch Verbiss in ihrem natürlichen Wachstum zurückgehaltenen Jungeichen durch bewehrte Sträucher einen wirksamen Schutz erhalten, finden sich vielfach in der Literatur. So schreibt WATT (1919: 175): „...*the holly and the thorn are often the preservers of the seedling oak.*“ Die Schutzwirkung von Brombeere auf Verjüngung >25cm auf ehemaligem Ackerland führte zu einer 20fach dichteren Eichenverjüngung im Vergleich zum ungeschützten Bereich (KUITERS & SLIM 2003: 246f). In Freilandversuchen fanden BAKKER et al. (2004: 575) Eichenjungwuchs zu 49% häufiger in Vergesellschaftung mit der Schlehe (*Prunus spinosa*) als es nach zufälliger Verteilung zu erwarten wäre. Versuche mit ausgepflanzten Sämlingen in den Niederlanden zeigten experimentell die Selektion durch den Verbiss (BAKKER et al. 2004: 577f).

Die zeitliche und räumliche Wirkung des Schutzes ist in Abhängigkeit von der Herbivorengröße zu sehen: Ältere Schlehen schützen nicht gegen Kaninchen, da ihre Verzweigung zu hoch ansetzt und ein Durchkommen für Kaninchen leicht möglich ist. Das Vordringen von Schlehengebüsch ist darüber hinaus negativ korreliert mit hohen Kaninchenbeständen. Kaninchen drängen zumindest in niederländischen Sandgebieten die Schlehe stärker zurück als Rinder (BAKKER et al. 2004: 579). KUITERS & SLIM (2002: 73) schliessen daraus, dass die sogenannte „assoziative Resistenz“ in Anwesenheit stark selektiv verbeißender, mittelgroßer Herbivoren wie Rehen oder Schafen tendenziell nicht funktioniert. Schafe haben einen stärkeren

Verbissdruck auf Schlehen und Eichen (BUTTENSCHÖN 1988). FÖRSTER (1977) weist darauf hin, dass der „Weidegang des Viehs“ nicht mit dem des Wildes vergleichbar ist und das Rehwild einen sehr selektiven Verbiss ausübt.

Anhand von Luftbildauswertungen konnten BAKKER et al. (2004: 577) zeigen, dass erfolgreiche Eichenverjüngung „im Schatten“ vordringender Gebüsche stattfindet. Dabei spielt *Prunus spinosa* aufgrund ihres klonalen Wachstums über Wurzelbrut eine deutlich größere Rolle als andere dornige Arten wie etwa Weißdorn oder Wildrosen (BAKKER et al. 2004: 579). Die Verjüngung der Eiche stellt man sich als Mosaikzyklus-Konzept vor (POTT & HÜPPE 1991): Wenn die Eichen (und andere Bäume) aus dem Schutz der Sträucher hinauswachsen, beginnen sie diese zu beschatten, was zu einem Rückgang der Strauchschicht führt. In dieser Phase ist eine Verjüngung der Eiche nicht mehr möglich. In der Zerfallsphase des Waldes tritt wieder vermehrt Licht durch die Baumschicht auf den Boden, womit die Entwicklung über Stadien der Vergrasung, Einwanderung von verbissresistenten Dornsträuchern und schließlich Bäumen von neuem beginnt (JEDICKE & HAKES 2005: 43).

3. Schlussfolgerung

Die Verjüngung und Etablierung der laubabwerfenden Eichen gelingt in Mitteleuropa ohne menschliche Hilfe nur auf extremen Standorten, bei guter Lichtversorgung und gering deckender Bodenvegetation. Daher müssen sowohl Stiel- wie auch Traubeneiche als Intermediärtyp zwischen „Pionier“ und „*stresstolerator*“ sensu GRIME et al. (1978) eingestuft werden. Entsprechende Bedingungen finden sich insbesondere in Sukzessionsstadien nährstoffarmer Rasengesellschaften und an Waldrändern.

In Mitteleuropa sind laubabwerfende Eichen von Natur aus bei warmem Klima und auf trockenen Extremstandorten bestandsbildend (ELLENBERG 1996, BOHN et al. 2004). Die Stieleiche wird darüber hinaus vermutlich auch in Flussauen mit einer aktiven Substratdynamik natürliche Standorte besitzen. Dies lässt sich heute jedoch kaum mehr „beweisen“, da alle entsprechenden Flussläufe in unserer mitteleuropäischen Kulturlandschaft zu sehr reguliert sind (Ausbleiben der Substratdynamik), und Eutrophierung der Gewässer die Bodenvegetation zu sehr fördert.

Wohl für immer spekulativ bleiben wird der Einfluss der sogenannten „Megaherbivoren“ auf die Waldvegetation einschließlich der Rolle der Eichen. Damit verbunden bleiben die Unklarheiten über die Natürlichkeit der Eiche in unseren Wäldern. In diesem Zusammenhang unterscheidet BERGMANN (2001) rein begrifflich die natürliche Eichenverjüngung ohne Mithilfe des Menschen von der Naturverjüngung auf der Basis indirekter menschlicher Eingriffe (sowie die künstliche Verjüngung).

Wesentlich gefördert wurde die Eichenverjüngung durch die früher allgemein übliche Waldweide. Durch eher starke, wenig selektive Beweidung kann die nach der vorausgehenden notwendigen starken Auflichtung hochwachsende Krautschicht zurückgedrängt werden. Dies fördert die folgende Etablierung junger Eichen (vgl. HAKES 1987: 34, 38). In den letzten Jahrzehnten haben sich Umwelt und Landnutzungen drastisch geändert, viele Ökosysteme sind im Umbruch (REIF et al. 2001). Die Zukunft der Eiche in mitteleuropäischen Wäldern ist heute unklar. Auf großen Flächen in der naturnahen Waldwirtschaft ist ein deutlicher Rückgang der Eichenarten zu erwarten (DOHRENBUSCH 1996; THOMASIU & SCHMIDT 2003; MEYER et al. 2006), insbesondere auf besser wasserversorgten Böden. Ein neues Potenzial wird den Eichenarten jedoch ein wärmer und trockener werdendes Klima bieten. Basierend auf neueren Trendberechnungen zum Klimawandels (UMWELTBUNDESAMT 2006, 2007) würde sich die Buche von warm-trockenen Standorten zurückziehen (KÖLLING et al. 2007). Hiervon könnten insbesondere Eichen profitieren, sofern ihre Ansamung und Etablierung gelingt. Entscheidend hierbei sind die Lichtversorgung und Konkurrenz der Bodenvegetation. Bemühungen zum Erhalt der Eiche sind vor allem auf trockenen und nährstoffarmen Standorten bei einer langen Vegetationsperiode erfolgversprechend und sinnvoll (Abb. 7).

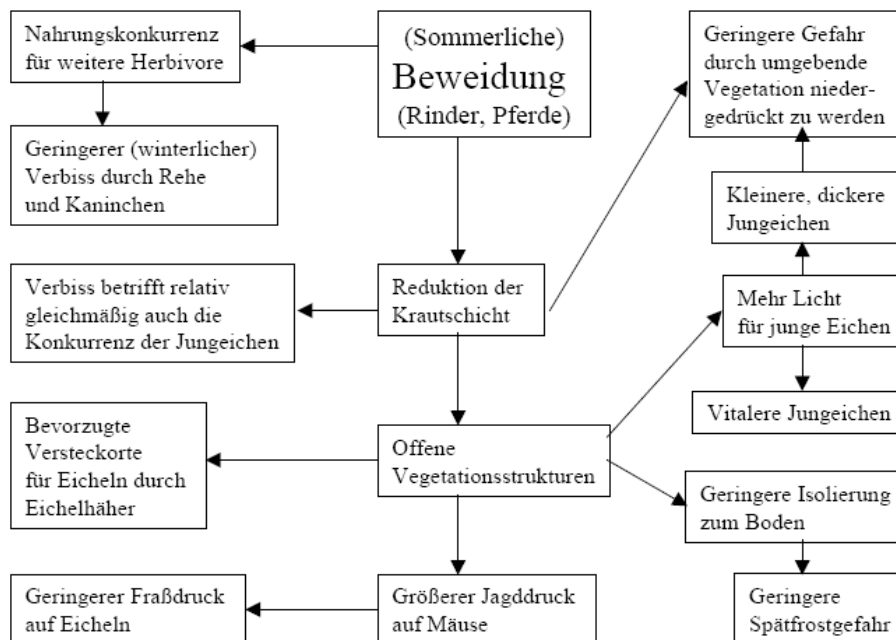


Abb. 7: Schematische Darstellung des Einflusses der Beweidung auf die Ansamung und Etablierung der Eiche (nach UHL 2007)

3.1. Konzeptionelles Modell einer natürlichen Eichenverjüngung durch Beweidung

Erfolgreiche Verjüngung der Eiche findet häufig in weidegeprägten Landschaften statt und kann daher in Form eines dynamischen Lebensraummodells unter Berücksichtigung der existierenden Literatur beschrieben werden. Die Auswirkungen einer zeitweise intensiven Beweidung, während der durchaus alle Arten verbissen werden, sind in Abb. 8 dargestellt und werden im Folgenden stichpunktartig beschrieben.



Abb. 8: Etwa 2 m hohe Stieleiche in versaumtem Halbtrockenrasen. Pflegefläche des Naturschutzes – die Bodenvegetation und die übrigen Gehölze wurden gemulcht bzw. enthurstet, die Eiche wurde belassen. - Käfigecken/Grissheim, 20.7.2006

(1) Ansamung: Der wichtigste Faktor bei der Ansamung ist die Öffnung der Krautschicht, wodurch Sämlinge einen höheren Lichtgenuss erlangen (LUBW 2006: 57) und damit toleranter gegenüber Stressfaktoren werden. Dies könnte durch Beweidung mit wenig selektiven Weidetieren wie Rindern und Pferden geschehen. Mulchen scheint eine ähnliche Auswirkung zu haben, da man an gemulchten Standorten wie Wegrändern und Flussdämmen relativ häufig erfolgreich angesamte Jungeichen antrifft (Abb. 5). Die Schädigung, die mit dem Verbiss einhergeht, können die jungen Eichen

noch relativ gut ertragen. Die Gefahr, von umgebender Vegetation niedergedrückt zu werden, wird auf Weideflächen geringer. Die vielfach beschriebene Dezimierung von Eicheln durch Kleinsäuger (vgl. 2.1.2) könnte durch Beweidung ebenfalls eine Minderung erfahren, da die verminderte Krautschicht einen geringeren Schutz für Kleinsäuger und damit einen erhöhten Prädationsdruck bedeutet (SMIT et al. 2001). Sowohl durch diese zu erwartenden geringeren Eichelverluste als auch durch eine erhöhte Versteckaktivität von Eichelhähern in niedriger, strukturreicher Vegetation (vgl. Kap. 2.3) sind deutlich höhere Keimlingszahlen zu erwarten.

(2) Etablierung: Bei genügend vorhandenem Licht überleben die Eichenkeimlinge selbst bei oberirdisches Schädigung und bilden ein tief reichendes Wurzelsystem aus.

(3) Heranwachsen: Wenn man das weitere Heranwachsen der Jungeichen ohne Zäunung erreichen will, müssen weidende Haustiere noch einige Jahre ferngehalten und der Rehbestand sehr stark reduziert werden (vgl. KUITERS & SLIM 2002: 71). Auch könnte die Fläche nach erfolgter Anreicherung von Jungeichen gezäunt werden, um ein Heranwachsen der Eichen zu ermöglichen. Danach wachsen Eichen binnen zwei bis drei Jahren über die empfindliche Größe hinaus (vgl. SMIT et al. 2001: 125, JONES 1959: 203, Shaw 1974: 177). Mit dem Beweidungsausschluss nimmt auch die Krautschichtdeckung wieder zu, womit die Verjüngungsphase beendet ist (vgl. VULLMER & HANSTEIN 1995: 646, KUITERS & SLIM 2002:69 f).

(4) Einwachsen in den Bestand: Nach einer erfolgreichen Etablierung kann selbst ein Rehbestand mit heutiger Populationsdichte den Eichen keinen Schaden mehr zufügen. In der Folgezeit kann die Eiche zu einem Baum heranwachsen, der viele Hundert Jahre alt werden kann, wenn er nicht durch Halbschatt- und Schattbaumarten in Bedrängnis gerät.

3.2. Ausblick

In den letzten Jahren wurde die große Bedeutung der Eichenarten für den Erhalt seltener und gefährdeter Arten in unserer Kulturlandschaft zunehmend erkannt (JEDICKE & HAKES 2005; LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2000). Alte Eichenwälder wie einzelne Alteichen-Vorkommen bieten mit ihrem Strukturreichtum, ihrem Kronentodholz und ihren Mulmhöhlen vielen Vögeln, xylobionten Tierarten und epiphytischen Kryptogamen einen wertvollen Lebensraum (MÜLLER et al. 2005; WALENTOWSKI & WINTER 2007). Der Fortbestand alter Eichen ist damit grundlegend für den Erhalt der biologischen Vielfalt im Wald.

Die Zukunft der Eiche in mitteleuropäischen Wäldern ist heute unklar. Auf großen Flächen in der naturnahen Waldwirtschaft ist ein deutlicher Rückgang der Eichenarten zu erwarten (DOHRENBUSCH 1996; THOMASIU & SCHMIDT 2003; MEYER et al. 2006), insbesondere auf besser wasserversorgten Böden. Auf der anderen Seite wird den Eichenarten ein wärmer und trockener werdendes Klima ein neues Potenzial eröffnen. Basierend auf neueren Trendberechnungen zum Klimawandels (UMWELTBUNDESAMT 2006, 2007) würde sich die Buche von warm-trockenen Regionen zurückziehen (KÖLLING et al. 2007). Hiervon könnten insbesondere Eichen profitieren, sofern ihre Ansamung und Etablierung gelingt.

Aus diesen Gründen ist eine erfolgreiche Eichenverjüngung entscheidend für ein Konzept der ökologischen Nachhaltigkeit. Bemühungen zum Erhalt der Eiche sind vor allem auf trockenen und nährstoffarmen Standorten bei einer langen Vegetationsperiode erfolgversprechend und sinnvoll (Abb. 7). Entscheidend hierbei sind eine geringe Konkurrenz der Bodenvegetation und eine gute Lichtversorgung. Will man die Naturverjüngung der Eichen fördern, so stellt hierzu eine relativ intensive Beweidung im Wechsel mit mehrjähriger Weideruhe eine in Vergessenheit geratene und heute nur mehr wenig bekannte Möglichkeit dar (Abb. 9)!



Abb. 9: Flaumeiche im Trockenrasen am Bollenberg im Elsass. 10.7.2005

Dank

Wir danken Dipl.-Biol. Akxel UHL (Freiburg) für die gründlichen Literaturlauswertungen im Rahmen seiner Diplomarbeit, der ERICH-OBERDORFER-Stiftung für die finanzielle Förderung, sowie den beiden Gutachtern für ihre sehr konstruktiven Hinweise.

Literatur

- AMMER, C., ALBRECHT, L., BORCHERT, H., BROSINGER, F., DITTMAR, C., ELLING, W., EWALD, J., FELBERMEIER, B., GILSA, H. & J. HUSS (2005): Future suitability of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Central Europe: critical remarks concerning a paper of Rennenberg et al. (2004). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **176**: 60-67.
- BAKKER, E.S., H. OLFF, C. VANDENBERGHE, K. DE MAEYER, R. SMIT, J.M. GLEICHMAN & F.W.M. VERA (2004): Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* **41**: 571–582.
- BERGMANN, J.-H. (2001): Die natürliche Verjüngung der Eichenarten. Shaker, Aachen: 149 S.
- BOGENRIEDER, A. & A. FRISCH (2000): Gebüsche, Pioniergesellschaften, Trockenrasen und Staudenfluren der „Trockenaue Südlicher Oberrhein“. S. 51–116 in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
- BOHN, U., GOLLUB, G., HETTWER, C., ZUPANCIC, M., PUNCER, I. & A. SELIŠKAR (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas: Maßstab 1: 2 500 000; = Map of the natural vegetation of Europe: scale 1: 2 500 000 Bundesamt fuer Naturschutz, Bonn.
- BOSSEMA, J. (1979): Jays and oak. *Behaviour* **70**: 1–117.
- BRAUN, M. & F. DIETERLEN (2005): Die Säugetiere Baden-Württembergs Band 2. Ulmer, Stuttgart: 704 S.
- BÜCKING, W. (1989): Naturwaldreservate der badischen Rheinaue. Konzept der Zustandserfassung und Ausblick auf die künftige Entwicklung. Mitt. Bad. Landesver. Naturk. u. Naturschutz **N.F. 14**: 957-979.
- BURSCHHEL, P. & J. HUSS (1996): Grundriß des Waldbaus. - 2. Aufl., 487 S., Pareys Studentexte 49. Berlin.
- BUTTENSCHON, J. (1988): The establishment of woody species in grassland conservation areas. *Aspects of Applied Biology* **16**: 373–381.
- ČATER, M. & F. BATIČ (2006): Groundwater and light conditions as factors in the survival of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) seedlings. *Eur. J. Forest Res.* **125**: 419–426.
- DISTER, E. & A. DRESCHER (1985): Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich). *Verh. GfÖ* **XV**: 295-302.
- DOHRENBUSCH, A. (1996): Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung von Traubeneichen-Hainbuchen-Mischbeständen. *Forst und Holz* **51**: 331-339
- DREYER, E. (1994) : Compared sensitivity of seedlings from 3 woody species (*Quercus robur* L., *Quercus rubra* L. and *Fagus sylvatica* L.) to water-logging and associated root hypoxia: effects on water relations and photosynthesis. – *Annales de Sciences Forestières* **51**: 417-429.
- EISENHAUER, D.-F. (1994a): Eichennaturverjüngung unter Kiefer. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol.* **28**: 53-61.
- EISENHAUER, D.-F. (1994b): Eichenunterstand unter Kiefer – Bedeutung bei der Überführung von Kiefernbeständen. *Der Wald* **44** (5): 155-157.
- EISENHAUER, D.-F. (1994c): Inventurergebnisse zum Eichenunterstand unter Kiefer – Gedanken zur weiteren waldbaulichen Behandlung. *Ber. Tagung Brandenbg. Forstverein 1994*: 35-60.
- EISENHAUER, D.-F. (2001): Bodenvegetations- und Verjüngungsdynamik in Kiefernbeständen in Abhängigkeit von Standort, Bestockungsstruktur und Verbissintensität. *Forstarchiv* **72**: 3-16.
- EISFELD, D. (2003): Einfluß von Schwarzwild auf die natürliche Verjüngung von Eichen. Abschlussbericht für das MLR, Projekt Nr. 0203 E, Universität Freiburg.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5.Aufl. Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- FISCHER, E. (1993): Über den Umbau von Kiefernbeständen mit Eiche aus Hähersaat und Pflanzung. *Forst und Holz* **48**: 525–528.
- FÖRSTER, M. (1977): Beeinflussung von Vegetationsstrukturen durch Wildbestände, (...). – S. 541–551 in TÜXEN, R. (HRSG.): *Vegetation und Fauna*. Cramer – Vaduz.
- FROST, I. & H. RYDIN (1997): Effects of competition, grazing and cotyledon nutrient supply on growth of *Quercus robur* seedlings. *Oikos* **79**: 53–58

- GAERTIG, T., H. SCHACK-KIRCHNER, E.E. HILDEBRAND & K.VON WILPERT (2002): The impact of soil aeration on oak decline in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* **159**: 15–25.
- GILL, R.M.A. (1992): A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* **65**: 363–388.
- GRIME, J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt (1978): *Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to common British Species*. Castelpoint Press, Cambridge: 752 pp.
- HAFFER, J. & K.M. BAUER (1993): Corvidae. S. 1375–2022 in GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (Hrsg.): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 13/III. Passeriformes (4. Teil). Aula – Wiesbaden.
- HAKES, W. (1987): Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen. – *Diss. Bot.* **109**: 151 S.
- HARD, G. (1975): Vegetationsdynamik und Verwaltungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. – *Die Erde. Z. Ges. f. Erdkunde z. Berlin* **106**: 243-276.
- HASEL K (1985): *Forstgeschichte*. Parey, Hamburg – Berlin: 258 S.
- HEIDMEIER, P. (1988): Bewertung von Eichenunterstand unter Kiefer im östlichen Münsterland anhand zweier Beispiele, Entwicklungsmöglichkeiten und Tendenzen, Fragen der Übernahme. Diplom-Arbeit Fachhochschule Hildesheim/Holzminde.
- HERTZ-KLEPTOW (1949): Eichensorgen in Nordrhein-Westfalen. *Allg. Forstzeitung* **4/33**: 300–301.
- LIDA, S. (1996): Quantitative analysis of acorn transportation by rodents using magnetic locator. *Plant Ecology* **124**: 39-43.
- JANITSCHKE, B. (1987): Die Stellung des Eichelhäher im Waldökosystem. Diplomarbeit an der Fachhochschule Hildesheim/Holzminde Fachbereich Forstwirtschaft: 51 S. + Anhang.
- JEDICKE, E. & W. HAKES (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. Eichenverjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen? *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **37**: 37–45.
- JENSEN, S. & O.F. NIELSEN (1986): Rodents as seed dispersers in wood succession. *Oecologia* **70**: 214–221.
- JONES, E.W. (1959): Biological flora of the British isles – *Quercus L.* *The Journal of ecology* **47**: 169–222.
- KLEYER, M., BIEDERMANN, R., HENLE, K., POETHKE, H.-J., POSCHLOD, P., SCHRÖDER, B., SETTELE, J., & D. VETTERLEIN (2007): Mosaic cycles in agricultural landscapes of Northwest Europe. *Basic and Applied Ecology* **8**: 295-309.
- KÖLLING, CH., L. ZIMMERMANN & H. WALENTOWSKI (2007): Klimawandel. Was geschieht mit Buche und Fichte? Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldbau in Bayern. *AFZ/Der Wald* **11/2007**: 584-588.
- KOLLMANN, J. & H.P. SCHILL (1996): Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* **125**: 193–205.
- KRAMER, K., G.W.T.A. GROOT BRUINDERINK & H.H.T. PRINS (2006): Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management* **226**: 238–247.
- KREUZWIESER, J., FÜRNISS, S. & H. RENNENBERG (2002): Impact of waterlogging on the N-metabolism of flood tolerant and non-tolerant tree species. *Plant Cell Environ.* **25**: 1039-1049.
- KREUZWIESER, J., E. PAPADOPOUPOU & H. RENNENBERG (2004): Interaction of Flooding with Carbon Metabolism of Forest Trees. *Plant Biology* **6**: 299-306.
- KUITERS, A.T. & P.A. SLIM (2002): Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation* **105**: 6–74
- KUITERS, A.T. & P.A. SLIM (2003): Tree colonisation of abandoned arable land after 27 years of horse-grazing: The role of bramble as a facilitator of oak wood regeneration. *Forest Ecology and Management* **181**: 239–251.

- KÜHNE, C. (2004): Verjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in oberrheinischen Auenwäldern. Dissertation Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen: 187 S.
- LAMPEN, H.P. (1994): Untersuchungen zur Ausbreitung synzoochorer Gehölze in Grünlandbrachen. Unveröff. Staatsexamensarbeit. Fakultät Biologie Universität Freiburg.
- LEDER, B. (1993): Bestandesanalyse eines älteren Kiefernbestandes mit Eichenhäfersaat. Schriftenreihe der Landesanstalt für Forstwirtschaft Nordrhein-Westfalen **7**: 89–105.
- LUBW (= LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg) (2000): Vom Wildstrom zur Trockenaue. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein. Verlag Regionalkultur – Ubstadt-Weiher: 496 S.
- LUBW (= LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg) (2006): Dokumentation und Handreichung zur Biotoppflege mit Pferden. Naturschutz-Praxis Landschaftspflege 2. Karlsruhe.
- LÜPKE, B.V. & K. HAUSKELLER-BULLERJAHN (1999): Kahlschlagfreier Waldbau: Wird die Eiche an den Rand gedrängt? *Forst und Holz* **54**: 563–568.
- MANNING AD, FISCHER J, LINDENMAYER DB (2003): Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biol. Cons.* **132**: 311–321.
- MANTEL K (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Parey, Hamburg + Hannover: 258 S.
- MELLANBY, K. (1968): The effect of some mammals and birds on regeneration of oak. *Journal of applied Ecology* **5**: 359–366.
- MEYER, P., WEVELL VON KRÜGER, A., STEFFENS, R. & W. UNKRIG (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band **1**: 339 S. Nordwestdt. Forstl. Vers.Anst., Göttingen.
- MICHIELS, H.-G., BOEUF, R. & R. HAUSCHILD (2007): Vorschläge für die syntaxonomische Gliederung der Waldgesellschaften in der badisch-elsässischen Rheinaue. *Mitt. Flor.-Soz. Arb.-Gem. N.F.* **27**: 27–57.
- MÜLLER, J., BUSSLER, H., BENSE, U., BRUSTEL, H., FLECHTNER, G., FOWLES, A., KAHLER, M., MÖLLER, G., MÜHLE, H., SCHMIDL, J. & P. ZABRANSKY (2005): Urwald-Reliktarten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. *Waldökologie online* **2**: 106–112.
- NEBEL, M. (1990): Fagaceae. S. 356–368 in: SEBALD, O., S. SEYBOLD & G. PHILIPPI (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 1. Ulmer – Stuttgart: 624 S.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. G. Fischer, Jena, Stuttgart, New York: Tabellenband 580 S., Textband 282 S.
- OSTERMANN R (2002): Die Niederwälder am Fuß der Ostvogesen (Elsass/Frankreich) – eine kulturgeografische und vegetationskundliche Analyse. *Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung* **21**: 180 S.
- OSTERMANN R (2004): Vegetationsdynamik in Bannwäldern des Taubergießengebietes (Überflutungsauere der Staubecken). *Waldschutzgebiete Bad.-Württ.* **4**: 78 S.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* **53**: 5–313.
- RACKHAM, O. (1980): *Ancient woodland*. Edward Arnold, London: 584 pp.
- REBHOLZ, M. (2006): Kiefernwälder der Trockenaue am Oberrhein – Vegetation, Naturverjüngung und Totholz in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur. Diplomarbeit, Waldbau-Institut, Universität Freiburg.
- REGIONALVERBAND SÜDLICHER OBERRHEIN (Hrsg.) (2006): Regionale Klimaanalyse Südlicher Oberrhein (REKLISO). www.region-suedlicher-oberrhein.de (download am 27.01.2006)
- REIF, A. (1983): Nordbayerische Heckengesellschaften. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **41**: 3–204.
- REIF, A. (1985): Flora und Vegetation der Hecken des Hinteren und Südlichen Bayerischen Waldes. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **44**: 179–276.
- REIF, A. (1987): Vegetation der Heckensäume des Hinteren und Südlichen Bayerischen Waldes. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* **45**: 277–343.
- REIF, A. & G. HETZEL (1994): Die Vegetation der Waldaußenränder des Großen Kappeler Tales bei Freiburg, Südschwarzwald. *Mitt. Bad. Landesverein f. Naturkunde N.F.* **16**: 1–34.

- REIF, A. (1996): Die Vegetation der Trockenau am Oberrhein zwischen Müllheim und Breisach. Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg **84/85**: 81–150.
- REIF, A., KNOERZER, D., COCH, T. & R. SUCHANT (2001): Landschaftspflege in verschiedenen Lebensräumen. XIII-7.1 Wald. - In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & U. HAMPICKE (Hrsg): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, 4. Erg.Lfg. 3/01, 88 S. Ecomed-Verlag, Landsberg.
- REMMERT, H. (ed.) (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems. Springer, Berlin: 200 S. (= Ecological Studies **85**).
- SAYER, U. (2000): Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgrenze (Untersuchungen zu Boden, Klima und Vegetation). Dissertationes Botanicae 340. J. Cramer, Stuttgart: 198 S.
- SCHERNER, E.R. (1980): *Columba palumbus* – Ringeltaube. S. 64–97 in GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (Hrsg): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. *Columbiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- SCHMIDTKE, H. (1993): Wuchsentwicklung einer Stieleichenhäfersaat unter aufgelockertem Kieferschirm im pleistozänen Flachland, Unveröff. Diplomarbeit der Forstwiss. Fakultät der Georg-August-Universität Göttingen.
- SCHNITZLER, A. (1996): Les forêts alluviales des lits majeurs de l'Allier et de la Loire moyenne entre Villeneuve/Allier et Charité/Loire. Etude phytosociologique, Diagnostic de naturalité et propositions de Renaturation. Doc. Phytosoc. **N.S. XVI**: 25-44.
- SCHREIBER, K.-F. (1997a): Sukzessionen – Eine Bilanz der Grünland-Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Schriftenreihe d. PAÖ 23: 188 S.
- SCHREIBER, K.-F. (1997b): Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. – Forstwiss. Cbl. **116**: 243-258.
- SCHREIBER, K.-F. (2001): 25 Jahre Landschaftspflegemaßnahmen in den Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. – NZH Akademie Ber. **2**: 5-42.
- SCHUPP, E.W. (1995): Seed-Seedling Conflicts, Habitat Choice, and Patterns of Plant Recruitment. *American Journal of Botany* **82** (3): 399-409.
- SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHER WALD (Hrsg) (2006): Waldzustandsbericht 2006. Download 7.9.2007 <http://www.sdw.de/wald/waschb06.htm>.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1981): Waldkrankheiten. Parey, Hamburg: 486 S.
- SEEGER, M. (1930): Erfahrungen über die Eiche in der Rheinebene bei Emmendingen (Baden). Allg. Forst- u. Jagdzeitung **106**: 201–219.
- SENN, J. & H. HÄSLER (2005): Wildverbiss: Auswirkungen und Beurteilung. Forum für Wissen **2005**: 17-25.
- SHAW, M.W. (1968a): Factors effecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North-Wales: I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. The Journal of Ecology **56**: 565–583.
- SHAW, M.W. (1968b): Factors effecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North-Wales: II. Acorn losses and germination under field conditions. The Journal of Ecology **56**: 647–660.
- SHAW, M.W. (1974): The reproductive characteristics of oak. S. 162–181 in: MORRIS, M.G. & F.H. PERRING (1974): The British oak – its history and natural history. E.W. Classey Ltd., Faringdon: 376 pp.
- SIEBEL, H.N. & I.M. BOUWMA (1998): The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light. Journal of Vegetation Science **9**: 623–630.
- SKOGLUND, J. (1989): Regeneration, Establishment and Distribution of *Quercus robur* in relation to a flooding and light gradient. Studies in Plant Ecology **18**: 238–239.
- SMIT, R., J. BOKDAM, H. OLFF, J. DEN OUDEN, H. SCHOT-OPSCHOOR & M. SCHRIJVERS (2001): Introduction and exclusion effects of large herbivores on small rodent communities. Plant Ecology **155**: 119–127.
- SPÄTH, V. (2002): Hochwassertoleranz von Waldbäumen in der Rheinaue. AFZ/Der Wald **15/2002**: 807-810.

- STÄHR, F. (2007): Eiche unter Kiefer. Perspektiven im nordostdeutschen Tiefland. *AFZ/Der Wald* **10/2007**: 514-517.
- STÄHR, F. & T. PETERS (2000): Hähersaat – Qualität und Vitalität natürlicher Eichenverjüngung im nordostdeutschen Tiefland. *AFZ/Der Wald* **23/2000**: 1231–1234.
- STÄHR, F. & J.-H. BERGMANN (2006): Der Einfluss von Verhaltensmustern des Eichelhäfers auf Ankommen und Etablierung von Hähersaaten unter Kiefer. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* **25**: 101–105.
- STEIGER, H.-H. (1987): Die Eichelhäfersaat als Bestandteil naturgemäßer Waldbewirtschaftung am Beispiel des Forstamtes Osterholz-Scharmbeck. Diplomarbeit an der Fachhochschule Hildesheim/Holzminde Fachbereich Forstwirtschaft: 57 S. + Anhang.
- STIMM, B. & K. BÖSWALD (1994): Die Häher im Visier – Zur Ökologie und waldbaulichen Bedeutung der Samenausbreitung durch Vögel. *Forstw. Cbl.* **113**: 204–223.
- THOMASIU, H. & P.A. SCHMIDT (2003): Waldbau und Naturschutz. – In: KONOLD, W., BÖKER, R. & U. HAMPICKE (Hrsg): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. 10. Erg.Lfg. 8/03, ecomed, Landsberg: 44 S.
- TURČEK, F.J. (1975): Tiersaaten im Walde und ihre wirtschaftliche Nutzung. *Forstpflanzen Forstsamen* **15**: 37–41.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.) (2006): Anpassung an Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Szenarien und nationale Aufgaben. Hintergrundpapier, Dessau, download Oktober 2006. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/Anpassung-Klimaaenderungen.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.) (2007): Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen. Das statistische Regionalisierungsmodell WETTREG. Hintergrundpapier, Dessau, download Januar 2007. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/RegionaleKlimaaenderungen.pdf>
- UHL, A. (2007): Verjüngung und Jugendwachstum von natürlichen angesamten Stieleichen (*Quercus robur*) auf Xerothermstandorten am südlichen Oberrhein. Diplomarbeit, Universität Freiburg: 63 S. + Anhang.
- VERA, F.W.M. (2000): *Grazing ecology and forest history*. CAB International Publishing, Oxon: 528 pp.
- VULLMER, H. (1993): Untersuchungen zur Biologie des Eichelhäfers und seines Beitrages zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. Unveröff. Abschlußbericht Staatliches Forstamt Sellhorn: 58 S.
- VULLMER, H. & U. HANSTEIN (1995): Der Beitrag des Eichelhäfers zur Eichenverjüngung in einem naturnah bewirtschafteten Wald in der Lüneburger Heide. *Forst und Holz* **50**: 643–646.
- WALENTOWSKI, H. & S. WINTER (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? – *Tuexenia* **27**: 19-26.
- WATT, A.S. (1919): On the causes of the failure of natural regeneration in British oakwoods. *J. Ecol.* **7** (3/4): 173–203.
- WEINREICH, A. (2000): Qualitätsentwicklung junger Eichen in Bestandeslücken. Dissertation, Waldbau-Institut, Universität Freiburg: 235 S.
- WOLF, G. (1980): Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft* **55**: 375-380.
- WOLF, W., FREI, K. & W. BÜCKING (2005): Forstliche Aufnahmen des Bannwaldes „Bechtaler Wald“. S. 7-42 in: FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg): *Bannwald „Bechtaler Wald“ – eine Laubwald-Biozönose vor und nach dem Sturm Lothar (= Waldschutzgebiete Baden-Württemberg 8)*.
- ZIEGENHAGEN, B. & W. KAUSCH (1993): Zur Reaktion junger Eichen auf Licht und Schatten. *Forst und Holz* **7**: 198–201.

submitted: 07.09.2007
 reviewed: 06.11.2007
 accepted: 23.11.2007

Autorenanschrift:

Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif

Waldbau-Institut

Standorts- und Vegetationskunde

Universität Freiburg

Tennenbacher Str. 4

D-79085 Freiburg

e-mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de

Dr. Stefanie Gärtner

Waldbau-Institut

Standorts- und Vegetationskunde

Universität Freiburg

Tennenbacher Str. 4

D-79085 Freiburg

e-mail: Stefanie.Gaertner@waldbau.uni-freiburg.de

Nachrichten aus der Arbeitsgemeinschaft

Andrew Liston – Der neue britische Sprachlektor von Waldökologie online

Seit Juli 2007 ist Andrew Liston tätig als Sprachlektor für englischsprachige Beiträge und Zusammenfassungen von Waldökologie online.

Andrew Liston wurde 1963 in Edinburgh (Schottland) geboren und studierte Forstwirtschaft am Cumbria College of Agriculture and Forestry (England). Er beschäftigt sich seit 1976 mit der Entomologie und hat sich auf *Hymenoptera*: U. Ord. *Symphyla* (Pflanzenwespen) spezialisiert.

Bis November 2006 war er als Mitarbeiter beim Deutschen Entomologischen Institut (DEI) beschäftigt. Seine Aufgabenbereiche umfassten die Taxonomie, Biologie und Verbreitung der *Symphyla* im Projekt ECatSym (*Electronic Catalog of World Symphyta*). Als freier Mitarbeiter der DEI werden verschiedene Forschungstätigkeiten fortgesetzt. Seit Mai 2007 arbeitet er freiberuflich als Sprachlektor und Übersetzer für wissenschaftliche Texte. Weitere Dienstleistungen im Bereich der Entomologie werden auch angeboten.

Aktuelle entomologische Projekte sind zum Beispiel: Federführung der Neufassung der Rote Liste der Pflanzenwespen Deutschlands und Untersuchungen an der *Symphyla*-Fauna von Ahorn- und Eichen-Arten. Andrew Liston ist außerdem Mitglied der Münchner Entomologischen Gesellschaft e.V.

Weitere Informationen		
	<p>Chalastos: Agentur für technische Unterstützung im Bereich der Biowissenschaften Inh. Andrew Liston Amselweg 84 84160 Frontenhausen</p> <p>fon ++49 (0) 8732 937577 andrew.liston@t-online.de</p>	<p>Publikationen Kooperationen</p>

Kersten Renneberg – Die neue Layouterin von Waldökologie online

Seit Anfang des Jahres ist Kersten Renneberg als neue Layouterin von Waldökologie online für die Aufbereitung von Bild- und Textmaterial zuständig.

Kersten Renneberg, Jahrgang 1964, hat an der Universität Göttingen Geographie studiert. Über ihre Nebenfächer Botanik und Landespflege-Forstpolitik gelangte sie 1993 in die Landschaftsplanung. In diesem Bereich war sie bis Ende 1997 tätig.

Im Rahmen eines kontinuierlichen Weiterbildungsprozesses erwarb sie BWL- und Marketingkenntnisse und einen Abschluss als Internet-Publisherin. Seit Anfang 2001 ist sie als Webdesignerin und Programmiererin tätig. Zunächst arbeitete sie als Projektleiterin für den Bereich Internet in einer Kasseler Werbeagentur. Seit 2004 betreibt sie zusammen mit Ihrem Ehemann eine eigenes kleines Unternehmen für Internetdienstleistungen.

Ihre Schwerpunkte sind Konzeption und Umsetzung von Internetauftritten, Programmierung mit PHP und Datenbanklösungen mit MySQL.

Weitere Informationen	
	<p>Renneberg-Webdesign Grüner Weg 2 37133 Friedland</p> <p>fon ++49 (0)5509-9932</p> <p>www.renneberg-webdesign.de info@renneberg-webdesign.de</p>

Waldökologie online entwickelt sich weiter

In dem Bestreben, eine qualitativ hochwertige, attraktive wissenschaftliche Plattform für die landschaftsraumbezogene Forschung zu entwickeln, wurde „Waldökologie online“ 2004 ins Leben gerufen. Seitdem sind 5 Hefte erschienen. Wie

- die Anzahl und die Vielfalt der eingereichten Manuskripte
- die häufige Zitierung in anderen Fachzeitschriften
- die hohen Zugriffszahlen und
- das rege Interesse seitens der Hochschulen und Forschungsinstitutionen

zeigen, ist der Etablierungsprozess erfolgreich verlaufen. Bezüglich Konsolidierung (sicheres Fundament) und Fortentwicklung konnte nun ein weiterer Meilenstein erreicht werden.

„Waldökologie online“ und das „Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung“ planen eine Fusionierung und beabsichtigen nach ersten Sondierungsgesprächen, sich ab 2008 als

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation*

zu präsentieren. Damit verbänden sich Tradition und Moderne zu einem neuen Kompetenzmedium mit zielgerichtetem und kreativen Innovationspotenzial.

Die Fusionierung soll auf der Mitgliederversammlung 2008 der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standortsgemeinschaft offiziell vorgestellt und verabschiedet werden. Sie soll außerdem auf den Tagungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft in Greifswald und der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde in Stellenbosch (Südafrika) präsentiert werden. Für 2009 ist ein Sonderheft für den in Greifswald geplanten Workshop Vegetationsdatenbanken angedacht.

H. Walentowski & G. Karrer

Buchbesprechungen

Erste gesamtdeutsche Darstellung der waldökologischen Naturräume

Heft 43 der „Mitteilungen“ des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung (WS) beinhaltet die erste gesamtdeutsche Beschreibung der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke nach forstlichen Standortskriterien, die trotz sich unterscheidender Kartierungsverfahren der Bundesländer vereinheitlicht für die Themen Landschaft, Geologie, Boden, Klima, Vegetation, Waldgeschichte und -entwicklung dargestellt werden.

Besonders wertvoll sind die wuchsbezirksbezogenen Tabellen der Klimakennwerte, die auf Berechnungen nach einem vom Deutschen Wetterdienst entwickelten einheitlichen Interpolationsverfahren für die klimatische Normalperiode 1960-1990 beruhen. Diese Klimawerte sollten künftig auch bei anderen länderübergreifenden Projekten Berücksichtigung finden, um die Vergleichbarkeit klimatischer Daten zu gewährleisten. Ebenso bedeutsam und einmalig sind die Baumartentabellen, die wiederum für jeden Wuchsbezirk die aktuelle Baumartenverteilung wiedergeben.

Die Grenzen der insgesamt 82 Wuchsgebiete mit zusammen 610 Wuchsbezirken enden nicht an den zufälligen politischen Ländergrenzen, sondern werden nach sachlichen Gesichtspunkten zu übergreifenden regionalen Einheiten hinausgeführt. Unter den Einleitungskapiteln, die im Überblick die Standortsfaktoren der Bundesrepublik Deutschland erläutern, ist besonders auf das Kapitel „Stoffeinträge aus Luftverunreinigungen als Standortsfaktor“ zu verweisen, das bundesweit die Depositionsverteilung in Karten darstellt und die Auswirkungen dieses neuen Standortsfaktors diskutiert.

Die Veröffentlichung ist das Gemeinschaftswerk des Arbeitskreises Standortkartierung in der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (Text) und der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH) (GIS-Bearbeitung, Kartenlayout, Klimaberechnungen). Es ist eine großartige Leistung der Arbeitsgemeinschaft, dass 15 Jahre nach der Wende dieses gesamtdeutsche Werk erscheinen konnte, nachdem in der 1. Auflage (1985) nur die alten Bundesländer textlich bearbeitet worden waren.

Die „Mitteilungen“ des Vereins für Forstliche Standortkartierung wurden 1951 von Gerhard SCHLENKER begründet, um der damals in der waldbaulichen Praxis noch wenig berücksichtigten Standortkunde ein fachliches Sprachrohr zu bieten. Die wissenschaftlichen Grundlagen der Standortkartierung, ihrer Hilfsdisziplinen und ihr nahestehenden Wissenschaften sollten einem größeren Kreis von Praktikern und Wissenschaftlern vermittelt werden. Vorwiegend behandeln die „Mitteilungen“ Themen des Bundeslandes Baden-Württemberg, doch war es immer das Bestreben der Herausgeber und der Schriftleitung, grundlegende und weit über Baden-Württemberg hinausgehende Themen aufzugreifen. In diese Tradition fügt sich das vorliegende Heft 43 besonders gut ein.

Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Herausgegeben von Jürgen Gauer und Eberhard Aldinger. Heft 43. 324 S. mit 1 Karte 1:1.000.000. Preis: 19,00 EUR + 5,00 EUR Versandkosten. Die Karte kann auch separat für 5,00 EUR bezogen werden. Bestellungen an die VFS-Geschäftsstelle, Wonnhaldestr. 3a, 79100 Freiburg ; Tel. (0761) 89 647 - 10, Fax. (0761) 89 647 - 20; info@wfs-freiburg.de; www.wfs-freiburg.de.

W. Bücking

Neuer Vegetationsatlas des Südschwarzwaldes

Die flächendeckende Vegetationskartierung Baden-Württembergs ruht seit geraumer Zeit und blieb weitgehend unvollendet, nur 22 Topographische Kartenblätter 1:25.000 und Sonderblätter in unterschiedlichen Maßstäben wurden bearbeitet. Vom in jeder Hinsicht herausragenden Feldberg- und Belchengebiet fehlte eine zusammenhängende aktuelle Vegetationskarte gänzlich. Diese Lücke wurde in jüngster Zeit durch den vorliegenden Vegetationsatlas geschlossen, der im Rahmen des Naturschutz-Großprojekts Feldberg-Belchen-Oberes Wiesental des Bundesamtes für Naturschutz sowie zahlreicher weiterer Untersuchungen entstanden ist.

Aufbauend auf früheren Forschungsarbeiten des Erstautors Dr. Thomas LUDEMANN am Lehrstuhl für Geobotanik der Universität Freiburg, ist die Gliederung der Waldgesellschaften in den Hochlagen des Südschwarzwaldes eine wesentliche wissenschaftliche Grundlage nicht nur für den Naturschutz und die Landschaftspflege, sondern auch für die forstliche Standortkartierung und damit für den Waldbau. Einen aktuellen Schwerpunkt bildet die Diskussion um die ursprüngliche Natürlichkeit der Fichte im hochmontanen Feldberggebiet, nachdem diese Baumart heute in der montanen Stufe des Schwarzwaldes in vielen Bereichen zur potentiellen natürlichen Vegetation gezählt wird.

Das konkrete Ergebnis ist die flächendeckende Kartierung des Projektgebietes von rund 100 km² Größe, die dieser Atlas in 58 farbigen Kartenblättern im Maßstab 1:10.000 vollständig wiedergibt. Damit wurden drei der größten baden-württembergischen Naturschutzgebiete (Feldberg, Belchen und Gletscherkessel Präg) erstmalig in einer einheitlichen, großmaßstäblichen Vegetationskartierung erfasst. Im umfangreichen Textteil des Atlanten werden wesentliche Eckdaten der abiotischen, biotischen und anthropogenen Rahmenbedingungen des Kartierungsgebietes zusammengestellt wie Standortökologie und Landnutzung. Ferner werden darin die Kartierungsmethodik sowie die erzielten Kartierungsergebnisse detailliert beschrieben und für die einzelnen Teilgebiete bilanziert.

Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung (2007): Atlas zur Vegetation des Südschwarzwaldes - Feldberg, Belchen, Oberes Wiesental. Bearbeitet von Thomas Ludemann, Wolfgang Röske und Matthias Krug. Heft 45. 100 S. mit 58 Farbkarten 1:10.000. Preis: 19,00 EUR. Bestellungen an die VFS-Geschäftsstelle, Wonnhaldestr. 3a, 79100 Freiburg ; Tel. (0761) 89 647 - 10, Fax. (0761) 89 647 - 20; infoCwfs-freiburg.de; www.vfs-freiburg.de.

W. Bücking

Die Wälder und Gebüsche Österreichs

Im Jahr 1993 wurde die erste Gesamtbearbeitung aller Pflanzengesellschaften Österreichs veröffentlicht, wobei im 3. Band die Wälder und Gebüsche behandelt wurden. Nach nur 14 Jahren erschien nun eine gründliche Neubearbeitung der Wälder und Gebüsche incl. eines Tabellenbandes, in dem der floristische Aufbau aller im Textteil berücksichtigten Pflanzengesellschaften anhand von Stetigkeitstabellen nachvollzogen werden kann.

Der Textteil ist ziemlich straff gehalten und deutlich ergebnisorientiert. Die Einleitung und der Abschnitt über die Methodik sind nicht besonders detailliert. Eine umfangreichere Darstellung der Methodik hat der Erst-Herausgeber in früheren Arbeiten publiziert, weshalb die Diskussion von Vor- und Nachteilen bestimmter methodischer Festlegungen hier in den Hintergrund treten. Dadurch wirkt der Text zwar kompakter, lässt aber wenig Raum für Relativierungen der Vorgangsweise. Die Stetigkeitstabellen stellen jedenfalls sicher einen wesentlichen Fortschritt bei der Nachvollziehbarkeit der pflanzensoziologisch gefassten Einheiten dar.

Wenn im Vorwort davon gesprochen wird, dass in diesem Buch „objektive“ Analyseergebnisse alte Glaubenskämpfe ersetzen, dann wird suggeriert, dass es bei der Beschreibung und Ordnung von Vegetation Objektivität gäbe. Tatsächlich kann es echte „Objektivität“ beim Beschreiben und Klassifizieren von Vegetation aber nie geben, wie schon WHITTAKER in seinem fundamentalen Lehrbuch schrieb. Man kann zwar die Nachvollziehbarkeit von Klassifikationen erhöhen, indem man wie in diesem Werk geschehen - formalisierte Analyseprozesse anwendet und sauber dokumentiert; über die Kriterien, nach denen gegliedert wird, wird es aber immer Diskurs geben. Da darf man sich und den Lesern nichts vormachen: auch in diesem Werk werden Regeln festgelegt, denen nicht alle folgen wollen und werden.

Auf 15 Seiten wird die Methodik und Begriffsbestimmung dargestellt, wie sie bereits vergleichbar in einer früheren Publikation des Hauptautors veröffentlicht wurde. Im Einleitungskapitel wird die Bedeutung von Standortfaktoren für die Ausweisung von Assoziationen betont und auch durch die Beschreibung dieses Merkmalskomplexes für jede Gesellschaft an prominenter Stelle durchgehalten. Ob die standortkundlichen Angaben tatsächlich jene Phänomene beschreiben, die in der Natur unter den floristisch jeweils entsprechenden Beständen tatsächlich bestehen, bleibt den Anwendern zur Entscheidung.

Für die Klassifikation der Waldgesellschaften wurde ein Großteil der verfügbaren Vegetationsaufnahmen verwendet, unabhängig davon, ob die Datensätze vollständig waren oder nicht (mit oder ohne Daten zur

Moosschicht). Der Informationsverlust durch fehlende Moosschichtdaten dürfte jedoch nicht so sehr ins Gewicht fallen, weil gerade jene Waldgesellschaften, in denen die Moosschicht üblicherweise höhere Deckung erlangt, in ausreichender Anzahl durch Aufnahmen repräsentiert sein dürften, wo die Moosschicht mit ausreichender Genauigkeit erhoben wurde.

Der Ergebnisteil besteht aus den Beschreibungen der syntaxonomischen Einheiten und – an den Anfängen der jeweiligen Kapiteln – knapp gehaltenen dichotomen Bestimmungsschlüsseln. Die Gliederung der umfangreichen Buchen-, Tannen- und Fichtenwälder lagen bereits in mehreren separaten Publikationen vor, sodass nur die kleineren Klassen hier neu gegliedert vorliegen. Neu sind die Bestimmungsschlüssel, deren Güte man wie bei Florenwerken erst durch die Anwendung überprüfen kann. Wenn man einzelne Vegetationsaufnahmen anhand der Bestimmungsschlüssel zuordnen möchte, dann kann das meist noch relativ friktionsfrei erfolgen. Schwieriger wird es aber – und das liegt in der Natur der synthetischen Vegetationseinheiten – wenn man mehrere oder zahlreiche Einzelaufnahmen, die in einem lokalen oder regionalen Datensatz wohl definierte Cluster bilden, aufgrund des formalen Schlüsselansatzes gänzlich unterschiedlichen Syntaxa zuordnen müsste. Die Anwendbarkeit dieses Schlüssels hat also seine Grenzen. Wenn man umfangreichere lokale/regionale Datensätze hat, empfiehlt es sich jedenfalls, die lokal gut fassbaren Gruppen zu beschreiben und damit auch weiterführende z. B. standortkundliche oder waldbauliche Fragestellungen zu verfolgen. Wenn man allerdings lokal optimierte Cluster in landes- oder bundesweite Vergleiche einbringen möchte, dann können und müssen dieselben Aufnahmen überregional gültigen Syntaxa zugeordnet werden, wie sie beispielsweise in dieser Arbeit vorliegen. Als Datenquellen werden Vegetationsaufnahmen verwendet, die entsprechend der Methodik der BRAUN-BLANQUET-Schule erhoben wurden. Dies ist nur konsequent als sich diese Methodik zur Schaffung einer standardisierten Vegetationsbeschreibung inzwischen weltweit durchgesetzt hat. Das dahinter keine Theorie steht, kann man durchaus gelten lassen, aber die Ausscheidung von Syntaxa höherer Ordnung erfolgt nach einer Theorie, nämlich dass die Vegetation weltweit hierarchisch zu klassifizieren sei. Diese Weiterentwicklung der Beschreibung ist aber eben nur eine von mehreren möglichen Theorien über die Vegetationsdecke der Erde und nicht per se „denknotwendig“. Bei den Begriffsdefinitionen hat sich auch eine kleine Unschärfe eingeschlichen: Der mittlere und der „totale“ Deckungswert errechnet sich nicht aus den „Deckungswerten“, sondern aus den in mittlere Deckungswerte transformierten jeweiligen Artmächtigkeitsklassen der Arten in den Aufnahmen. Auch die Funktion von „diagnostischen Arten“ wird seman-

tisch etwas unglücklich formuliert. Auch die Kritik an anderen Zugängen zur Definition von „Differentialart“ ist durch ein eher verwirrend formuliertes Beispiel illustriert.

Die Latte für die Ausweisung einer Gesellschaft wird recht niedrig gehalten (zumindest 1 Differentialart pro berücksichtigte Aufnahme in der Tabelle). Diese pragmatische Vorgangsweise ergibt sich aber fast zwingend durch die große, feinkörnige Varianz im Datensatz. In Tabellen mit relativ wenigen Aufnahmen kann das aber auch zu einer unproportional hohen Anzahl von Assoziationen führen (s. *Quercetalia pubescentis*).

Auch wenn die Argumentation gegenüber der Nichtberücksichtigung von Deckungswerten nicht wirklich plausibel ist, kann die Konsequenz daraus - nämlich hochdeckende Arten stärker zu gewichten - durchaus positiv bewertet werden. *Core species* haben entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Vegetation und bestimmen durch ihren Lebensrhythmus die Möglichkeiten aller anderen Arten sehr. Inwieweit dies durch höhere Gewichtung von Baumarten in der TWINSPAN-Analyse auch realisiert wurde, geht aus der Besprechung der Methodik nicht hervor. Der Kapitelautor missversteht unter „numerischer“ Klassifikation offensichtlich ausschließlich hierarchisch divisive Verfahren und spricht dort von „schlechter Feinauflösung durch statistisches Rauschen“. Im Fall von floristisch mehrdimensionalen Datensätzen ist aber ein differenzierter Einsatz unterschiedlicher Clustertechniken bzw. Aufteilung der Datensätze sicher eher zielführend. Ein „Nachbessern“ der mit numerischen Verfahren erstellten Vegetationstabellen durch „Experten“ sollte aber nicht dazu verleiten, dass man Expertenwissen über formal ermittelte Ergebnisse stellt. Arten, denen man in den jeweiligen Formationen keinen diagnostischen Wert zuspricht, sollte man eben begründet schon am Beginn der numerischen Analyse niedrig gewichten. Beide Arbeitsweisen haben ihren Sinn – gleichberechtigt. Daneben sollte man „Rauschen“ nicht unbedingt nur als negativ bewerten. Es könnte ja ein deutliches Zeichen dafür sein, dass die jeweilige Gruppe von Aufnahmen ganz einfach nicht sinnvoll teilbar ist und einem natürlichen Kontinuum entspringt. Die Anerkennung solcher Phänomene würde aber wohl zu sehr am übergeordneten Ziel rütteln, „Ordnung zu schaffen“.

Im einführenden Abschnitt wird auch eine provisorische Übersicht der höheren Syntaxa der europäischen Gehölzvegetation geboten, was als Orientierungshilfe dafür dienen kann, wo man österreichische Waldbestände im gesamteuropäischen Kontext einordnen kann. Im Falle der Buchenwälder basiert die Einfügung der hier dargestellten Syntaxa auf einer sehr detaillierten Bearbeitung eines großen Teils des zentraleuropäischen Datenmaterials, in anderen Fällen schweben

die österreichischen Syntaxa im freien Raum größerer Einheiten (z. B. *Carpinion*) ohne weitere Substruktur.

Die flächenmäßig in Österreich bedeutsamen Wälder mit Buche, Tanne und/oder Fichte sind durch viele oft recht naturnahe Aufnahmen gut dokumentiert und auch unter Berücksichtigung eines weiteren geographischen Raumes gegliedert. Demgegenüber liegt für die Wälder des *Carpinion* eine nur für Österreich „optimierte“ Gliederung in gleichrangige Assoziationen vor. Überraschend ist auch, dass bei der Bearbeitung der *Quercetalia pubescentis* eine sehr feine und differenzierte Gliederung vorgeschlagen wird, wobei nicht einmal alle verfügbaren und publizierten Vegetationsaufnahmen dieser in Österreich nur durch sehr kleine isolierte Bestände repräsentierten Ordnung verwendet wurden.

Die Klassen wurden zwar von unterschiedlichen Autoren bearbeitet, im Textteil wurde jedoch ziemlich konsequent ein klares Schema der Beschreibung eingehalten. Die einzelnen beschreibenden Textblöcke zu den Syntaxa sind inhaltlich und stilistisch konsequent und sauber durchgehalten. Dies suggeriert eine Klarheit der Gliederung, die beim Versuch einzelne Aufnahmen oder regionale Aufnahmegruppen den beschriebenen Einheiten zuzuordnen doch wieder relativiert wird. Dies mag auch daran liegen, dass die Auswahl von im Prinzip verfügbaren (weil publizierten) Vegetationsaufnahmen für die Gliederung bzw. die synoptische Tabellenarbeit nicht immer nach den in der Einleitung festgelegten Regeln erfolgte. Während beispielsweise für die Bearbeitung der *Fagetalia* und der *Vaccinio-Piceetea* praktisch alle verfügbaren Aufnahmen berücksichtigt wurden, fehlen in den Quellenzitate und Tabellen der ohnedies mit nur wenigen Aufnahmen repräsentierten *Quercetalia pubescentis* ein Teil der publizierten Aufnahmen. Das Weglassen von Datensätzen kann zwar zu klareren Gliederungen führen (Verringerung der Varianz im Datensatz!), birgt aber die Gefahr, dass die Nutzbarkeit dieser Gliederung nicht überall im gleichen Ausmaß gegeben ist.

Obwohl im Bestimmungsschlüssel immer wieder verwendet, werden die Begriffe der Vegetationsstruktur nirgendwo definiert. Es ist aber durchaus von Bedeutung, wie die Vegetationsschichten definiert sind. Man findet keine Hinweise darauf, wie man ein „Gebüsch“ von einem niedrigen Baumbestand unterscheidet.

Durch die Bestimmungsschlüssel wird verdeutlicht, dass die Baumarten für die Gliederung von Waldvegetation sehr bedeutend sind. Für die Feindifferenzierung in den Verbänden ist es aber unerlässlich, Daten zu verwenden, deren Krautschicht-Arten korrekt bestimmt wurden. Für eine Vegetationsgliederung auf floristischer Basis wird immer eine solide Artenkenntnis bei der Erstellung der Basisdaten erforderlich sein.

Ähnlich wie bei floristischen Bestimmungsbüchern wird sich die Brauchbarkeit der vorgelegten Gliederung und der sie unterstützenden Bestimmungsschlüssel erst durch die Anwendung erweisen müssen. Sollten dabei nicht immer eindeutige Bestimmungsergebnisse erzielt werden, so darf der Nutzer nicht in Selbstzweifel verfallen (so er keine floristischen Bestimmungfehler gemacht hat), sondern sollte sich freuen, dass er einen weiteren Baustein zur Erfassung der Diversität der Vegetation geliefert hat. Es wird sich immer wieder jemand finden, der versucht, die Vielfalt auf einfache Grundelemente der Gliederung zu reduzieren – was durchaus seine Berechtigung haben kann; beispielsweise beim Administrieren EU-weiter oder bundesstaatlicher Naturschutzmaßnahmen.

Wolfgang Willner, Georg Grabherr (Hrsg.) (2007) Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. 1 Textband, 1 Tabellenband. Elsevier GmbH. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. Preis: 49,50 €.

G. Karrer