

SCHRIFTENREIHE AUS DEM NATIONALPARK HARZ

Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszone von Nationalparks



Nationalpark
Harz



*Walddynamik und Waldumbau
in den Entwicklungszonen
von Nationalparks*

Tagungsbericht zum Wald-Workshop
des Nationalparks Harz

Herausgegeben von der
Nationalparkverwaltung Harz
mit Unterstützung des Wissenschaftlichen Beirates

Tagungsbericht

aus den Fachbereichen

Naturschutz, Forschung und Dokumentation

sowie Waldbehandlung und Wildbestandsregulierung

unter maßgeblicher Beteiligung des Wissenschaftlichen Beirates
des Nationalparks Harz

Für den Inhalt der einzelnen Artikel sind ausschließlich die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Impressum

Nationalparkverwaltung Harz

Lindenallee 35

38855 Wernigerode

www.nationalpark-harz.de

Redaktion: Nationalpark Harz, A. Rommerskirchen

Druck: GCC Grafisches Centrum Cuno GmbH & Co. KG, Calbe

Titelfoto: K. John

1. Auflage 2007

Inhalt

| | Seite |
|---|-------|
| Vorwort | 4 |
| H.-D. KNAPP (Insel Vilm) Waldnationalparke in Deutschland – Ziele und Visionen | 6 |
| U. WEGENER (Wernigerode) Landschaftsgliederung, Waldtypen und konzeptionelle Ansätze im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt) | 11 |
| M. HULLEN (Hannover) Landschaftsgliederung und Waldtypen im Nationalpark Harz (Niedersachsen) | 15 |
| K.-F. SINNER (Grafenau) Erfahrungen mit Zonierungskonzepten und Waldumbau im Nationalpark Bayerischer Wald | 20 |
| M. BAUER (Berchtesgaden) Waldentwicklungsplanung im Nationalpark Berchtesgaden | 22 |
| S. ANDERS (Bad Schandau) Konzept zur Waldentwicklung im Nationalpark Sächsische Schweiz | 25 |
| P. A. SCHMIDT (Tharandt) Waldentwicklung im Nationalpark unter dem Aspekt natürlicher Dynamik in Fichtenwäldern und in künstlich begründeten Fichtenbeständen | 28 |
| W. SCHMIDT (Göttingen) Ökologische Folgen des Waldumbaus von Fichtenreinbeständen: die Buche als „Ökosystemingenieur“? | 41 |
| S. WAGNER (Tharandt) Waldbautechnische Methoden der Bucheneinbringung in Fichtenforsten | 54 |
| P. MEYER (Göttingen) Veränderungen von Bestandesstruktur und Standortverhältnissen durch unterschiedliche waldbauliche Maßnahmen in Fichtenreinbeständen | 62 |
| J. HUSS (Freiburg) Tragfähige Konzepte der Walddynamik und Waldbehandlung in Entwicklungszonen von Nationalparks | 69 |

Vorwort

Über das vorrangige Nationalparkziel, einen „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten“, bestehen verbreitete klare Vorstellungen. Auffassungsunterschiede gibt es dagegen häufig darüber, in welchem Umfang hemerobe Waldzustände von Entwicklungszonen der Nationalparke in eine gelenkte Überführung einzubringen sind.

Im Zuge der Fusion des Nationalparks Hochharz und des niedersächsischen Nationalparks Harz motivierten solche Diskussionen den gemeinsamen wissenschaftlichen Beirat und die Verwaltung des Schutzgebietes, waldbauliche Entwicklungskonzeptionen und Erfahrungen aus anderen Nationalparks zusammenzutragen. Fachwissenschaftler der Waldbaubereiche, Entscheidungsträger von Landesverwaltungen sowie Praktiker weiterer Nationalparke beleuchteten in einem Workshop am 25. und 26. Mai 2005 Strategien, praktisches Vorgehen sowie Forschungsergebnisse zur Waldentwicklung von Nationalparks.

Zunächst stellt H.D. KNAPP (BfN) anhand ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte die Vielschichtigkeit des Problems dar und zeigt eine zumindest begriffliche Unvereinbarkeit von Naturwald und Management auf. Auch K. F. SINNER (Nationalpark Bayerischer Wald) thematisiert Qualitätsunterschiede einer spontanen Renaturierung im Vergleich zu Strategien aus Wirtschaftswäldern.

Pragmatisch unterstreicht er aber wie auch die anderen Nationalpark-Verantwortlichen M. BAUER (Nationalpark Berchtesgaden) und S. ANDERS (Nationalpark Sächsische Schweiz) die Nützlichkeit einer „helfenden Hand“ während der Entwicklungsphase eines Nationalparks. Als ein Vertreter der

Wissenschaft betont P. A. SCHMIDT (TU Dresden) vor dem Hintergrund einer dynamischen Auffassung von Waldgesellschaften und im Hinblick auf einmalige Forschungsmöglichkeiten wieder stärker eigendynamische Entwicklungen als Grundprinzip von Nationalparks.

Der speziellen Frage, wie die Buche die physischen Eigenschaften eines Waldes verändert und den Ablauf der Naturvorgänge beeinflusst, geht W. SCHMIDT (Uni Göttingen) nach. Seine Ergebnisse überträgt er auf Nationalparke und bezieht in seine Schlussfolgerungen die Zeit als wichtige Dimension der Waldentwicklung ein. Auch für P. MEYER (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt) stellt sie einen wichtigen Aspekt dar, wenn er sich zu den Folgen waldbaulicher Maßnahmen äußert. Er arbeitet heraus, dass strukturierende Eingriffe Fichtenbestände bis ins mittlere Alter stabilisieren, stellt aber die Frage, ob sich eine Risikovorsorge auch noch in älteren Fichtenreinbeständen in relevantem Ausmaß herstellen lässt. Ebenso uneindeutig müssen Überlegungen zum Bestockungsumbau bleiben.

S. WAGNER (TU Dresden) wendet sich extensiven Konzepten zur Begründung von Buchenanteilen in Fichtenbeständen zu. Nach seinem Verständnis einer funktionsorientierten Handlung in Nationalparks sind Großflächigkeit und hohe Dichten der Buchen-Einbringung nicht nötig.

Abschließend und kritisch erörtert dann J. HUSS (Uni Freiburg) noch einmal aus seiner Sicht all diese Ansätze für waldbauliches Handeln, betont dabei auch den Gesichtspunkt einer Risikominderung und bezieht die Vielfalt der Nationalparkfunktionen ein.

Wenn auch der Ansatz des Workshops aus der konkreten Situation der weiteren Waldentwicklung im Nationalpark Harz entstand, dürfte angesichts der Thematik und der Referenten ein allgemeines Interesse bestehen und so ist der Tagungsband ein wichtiger Schritt zu einem breiteren Verständnis im Naturschutzmanagement.

Andreas Rommerskirchen

HANS D. KNAPP, Insel Vilm

Waldnationalparke in Deutschland – Ziele und Visionen

1. Einführung

Ziele für Nationalparke sind sowohl in den Richtlinien für Schutzgebiets-Managementkriterien (IUCN 1994) als auch im Bundesnaturschutzgesetz (§ 24) und in einschlägigen Landesgesetzen definiert und lassen sich kurz darin zusammenfassen, den „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ zu sichern und diese den Menschen für Naturerlebnis und Naturbildung erfahrbar zu machen. Mit dieser Aussage könnte ich meinen Vortrag beenden. Da es trotz klarer Definition aber immer wieder gerade in Waldnationalparken Diskussionen und unterschiedliche Interpretationen mit weitreichenden praktischen Konsequenzen gibt, will ich die Frage aufschlüsseln und zuspitzen.

Ist es Ziel von Waldnationalparken:

- modellhaft naturnahe Waldwirtschaft zu praktizieren?,
- einvernehmliches Miteinander von Forstwirtschaft und Naturschutz zu demonstrieren?,
- gebiets- und standorttypische Waldgesellschaften der potentiell natürlichen Vegetation durch „Umbau“ „herzustellen“?,
- gebietsfremde Baumarten um jeden Preis auszumerzen?,
- ein definiertes Verhältnis verschiedener Altersklassen und definierte Mischungsverhältnisse der Baumarten zu schaffen?,
- einen definierten Anteil von Totholz anzustreben?,
- Biotop- und Artenvielfalt durch Nisthilfen, Wildschutzdickungen, Baumpflanzungen und andere Maßnahmen zu erhöhen?

Oder ist es Ziel, all die gut gemeinten Aktivitäten nicht zu entfalten, sondern einfach „Natur Natur sein lassen“?

Obleich sie meine Antwort bereits ahnen mögen, will ich etwas weiter ausholen und dabei vom „ökosystemaren Ansatz“ der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) ausgehen, der besagt, dass ökologische, soziale und ökonomische Aspekte bei der Behandlung eines Problems gleichermaßen zu berücksichtigen sind. Dieser Ansatz soll in den folgenden Abschnitten – Deutschland ein Waldland, Wald und Volksseele, Waldnutzung und Forstwirtschaft – aufgegriffen werden. Im Abschnitt „Forstwirtschaft und Naturschutz“ versuche ich dann die Konfliktsituation und Ansätze zu einer Integration zu skizzieren, komme schließlich auf Waldnationalparke zurück und schließe mit einigen thesenhaften Schlussfolgerungen.

2. Deutschland – ein Waldland

Deutschland ist ein Waldland. Von Natur aus wäre nahezu die gesamte Landfläche (99,5 %) mit Wäldern bedeckt. Deutschland liegt inmitten der europäischen Laubwaldregion, die im Norden von borealen Nadelwäldern, im Süden von mediterranen Hartlaubwäldern und im Südosten von kontinentalen Steppen begrenzt wird. Elemente dieser benachbarten Vegetationsregionen strahlen an Sonderstandorten nach Deutschland ein, z. B. Nadelwald in Hochlagen der Mittelgebirge. Auf weit überwiegender Fläche sind sommergrüne Laubwälder die natürliche Vegetation in Deutschland,

weniger als 2 % der Landfläche wären von Natur mit Nadelwald bewachsen, etwa 2/3 wären mit Buchenwäldern bedeckt (Tab. 1). Waldgrenzen werden

Tab.1: Flächen-Anteile der natürlichen Vegetation in Deutschland (nach BOHN in BfN 2004)

| | |
|-------------------------------|---------|
| Buchenwälder | 66,54 % |
| Eichen-Hainbuchenwälder | 10,60 % |
| Bodensaure Eichenwälder | 10,45 % |
| Auen- & Niederungswälder | 8,81 % |
| Bruchwälder (Erle, Birke) | 1,59 % |
| Nadelwälder | 1,27 % |
| Trockenwälder (Eiche, Kiefer) | 0,17 % |
| waldfrei | 0,5 % |

nur an extremen Sonderstandorten innerhalb der europäischen Laubwaldregion erreicht; in Hochgebirgen, an Meeresküsten und Seen, in Stromauen und Mooren sowie an Felshängen und Blockhalden.

Die Wälder in Deutschland sind entwicklungsgeschichtlich jung, sie haben sich in Abhängigkeit von der Klimageschichte seit Ende der jüngsten Kaltzeit (10.000 Jahre v.h.) entwickelt. Während zur Zeit des postglazialen Klimaoptimums vor etwa 6.000 Jahren Eichenmischwälder aus Eiche, Linde, Ulme, Ahorn, Esche in weiten Teilen Deutschlands vorherrschten, hat seit etwa 5.000 Jahren die Buche (*Fagus sylvatica*) von Süden nach Norden fortschreitend die Vorherrschaft in der natürlichen Vegetation erlangt. Buchenwälder sind heute auf mindestens 2/3 der Landfläche Deutschlands die natürliche Vegetation, von den Meeresküsten bis in die Gebirge, von armen Dünenstränden bis zu Kalkfelsen. Die Buche ist in ganz

Deutschland verbreitet, ihr Areal weist innerhalb Deutschlands keine Begrenzung auf, es zeigt lediglich Auflockerungen in den Marschlandschaften an der Nordsee und im mitteldeutschen Trockengebiet. Deutschland ist ein Buchenwaldland.

Demgegenüber stellt sich die Waldsituation in Deutschland (und Europa) heute etwas anders dar. Der Waldanteil ist im Verlaufe fünftausendjähriger Kulturgeschichte um 70 % auf weniger als 1/3 der Landfläche zurückgedrängt worden. Mit 29,5 % Waldanteil liegt Deutschland im Mittelfeld europäischer Länder hinsichtlich des Waldanteils und etwas über dem europäischen Durchschnitt von 26,7 %. Die verbliebene Waldfläche ist in ihrer Bestockung und Struktur drastisch verändert. Über die Hälfte der Waldfläche ist mit Nadelholzforsten bestanden, ein Fünftel mit Mischwäldern und nur ein weiteres Fünftel der Waldfläche tragen Laubwälder. Der Anteil von Buchenwäldern beträgt darin 17 % der Waldfläche bzw. 4,8 % der Fläche Deutschlands. Alte Buchenwälder über 160 Jahre haben gar nur einen Flächenanteil von 0,16 %. Die Wälder sind heute zudem durch diverse Stressfaktoren weithin geschädigt sowie erhöhten Nutzungsanforderungen und Klimaänderungen ausgesetzt.

3. Wald und Volksseele

Uns Deutschen wird ein besonderes Verhältnis zum Wald nachgesagt. In Märchen, Volksliedern und alten Bräuchen, in Gedichten und Opern äußern sich vielschichtige emotionale Beziehungen zum Wald. Die Eiche gilt als Baum der Deutschen, der Wald als Ort der Freiheit und als Heimstatt. Wald und Holz haben ins 20. Jahrhundert hinein menschliche Existenz unmittelbar betroffen, waren unmittelbare Lebensgrundlage zahlreicher Gewerke und Berufsstände.

Andererseits wurde Wald als Wildnis gesehen, als Ort wilder Tiere, Hexen und Fabelwesen, als Ort von Gefahren und Bedrohungen. Das „Rotkäppchen-Syndrom“ ist bis heute tief verwurzelt, obgleich Wölfe in Deutschland längst ausgerottet sind und erst seit wenigen Jahren wieder heimisch zu werden beginnen. Die Rodung von Wald, das Zurückdrängen und Zähmen von Wildnis wurde generationenlang als Kulturleistung gewertet.

Das Waldbild des neuzeitlichen Menschen wird vom Wirtschaftswald geprägt, von Fichtenforsten, Pappelplantagen und Kiefernstangenhölzern, bestenfalls von Buchenhallenwald. Wald wird oft undifferenziert als schön, Bäume pflanzen per se als gut empfunden. Berichte über Waldsterben haben in den siebziger Jahren größte Betroffenheit ausgelöst und der dramatische Wandel des Waldbildes infolge von Borkenkäferkalamitäten hat im Bayerischen Wald erhebliche Unruhen in der Bevölkerung verursacht.

Angesichts der Prägung durch naturferne Waldbilder löst die Begegnung mit „Urwald“ oft emotionale Betroffenheit aus. Mit zunehmender Entfremdung der postindustriellen Zivilisation wächst unbestimmte Sehnsucht nach „unberührter Natur“, nach verlorener „Wildnis“ und längst verschwundenem „Urwald“.

4. Waldnutzung und Forstwirtschaft

Die Urwälder in Deutschland sind in mehreren Rodungsphasen seit der Jungsteinzeit (Neolithikum) immer weiter zurückgedrängt worden. Bevölkerungswachstum und Stadtgründungen haben seit dem Mittelalter den Holzbedarf stark ansteigen lassen. Zunehmend starker Nutzungsdruck führte zu Waldzerstörung und Degradation der verbliebenen Wälder. Sie wurden durch Waldweide zu Hudewäldern aufgelichtet, als Niederwälder zur Deckung des wachsenden Brennholzbedarfs genutzt. Der

große Bedarf an Bauholz ließ Mittelwälder entstehen. Jahrhunderte lang kam kaum ein Gewerk ohne den Rohstoff Holz aus. Köhlerei, Aschebrennerei, Glashütten und Salzsiedereien verschlangen immense Mengen an Holz.

Gegen Ende des 18. Jahrhunderts war der Waldzustand in Deutschland auf einem historischen Tiefpunkt. Von Weidetieren zerfressene und zertretene, zerhackte und ausgeplünderte Restwälder aus Stockausschlägen prägten das „Waldland“ Deutschland. Wälder und Böden waren weithin degradiert. Naturnahe Wälder gab es nur in herrschaftlichen Wäldern, die als „Forsten“ oder „Bannwälder“ zum Zwecke der Jagd von der allgemeinen Übernutzung verschont waren.

In dieser Situation war eine Neuordnung der Waldnutzung zwingend erforderlich und so entwickelte sich im 18. Jahrhundert die klassische Forstwirtschaft, die sich der gewaltigen Herausforderung gegenübergestellt sah, den Zustand der ruinierten Wälder zu verbessern, um den nach wie vor hohen und im aufkommenden Industriezeitalter wachsenden Holzbedarf decken zu können. Urwälder, die als Lehrmeister hätten dienen können, gab es jedoch längst nicht mehr. Die „Erfindung der Nachhaltigkeit“ als Wirtschaftsprinzip durch Hans Carl von Carlowitz (1713), der Stop der Waldzerstörung durch Trennung von Wald und Weide, die Anlage von Pflanzgärten für die Anzucht von Setzlingen und die Bereitstellung von Pflanzmaterial zur Aufforstung von Weideland, die Vermehrung der Waldfläche, der Aufbau vorratsreicher Wirtschaftswälder und die Bereitstellung (Industrie) bedarfsgerechter Holzsortimente sind unstrittige historische Leistungen der frühen Forstwirtschaft und Forstwissenschaft.

Ebenso unbestreitbar sind die Folgen der über mehrere Waldgenerationen praktizierten klassischen Forstwirtschaft. Was anfangs aus der Not heraus geboten war,

erwies sich bei fortgesetzter Tradierung als verhängnisvoll. Das vorherrschende Betriebsmodell des schlagweisen Altersklassenwaldes führte zu einem grundlegenden Wandel mitteleuropäischer Waldlandschaften. Monokulturen aus Nadelhölzern und deren klassische Bewirtschaftung führten zu Bodendegradation und Veränderungen des Wasserhaushaltes, zu Verlust an biologischer Vielfalt, führten zu erhöhter Anfälligkeit gegenüber Schädlingskalamitäten und zu Instabilität gegenüber Witterungseinflüssen (Windwurf, Schneebruch).

5. Forstwirtschaft und Naturschutz

Wald liegt in einem gewissen Spannungsfeld zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz. Das Verhältnis von Forstwirtschaft und Naturschutz ist sehr differenziert und deshalb nicht ganz einfach zu beschreiben. Es ist einerseits gespannt, von Missverständnissen, Zielkonflikten und gegenseitigen Vorwürfen belastet. Andererseits gibt es weitreichende objektive Interessensüberschneidung und zahlreiche Beispiele fruchtbarer, von gegenseitigem Verständnis und gemeinsamem Willen getragener Kooperation. Differenzen haben ihre Wurzeln oft in der Geschichte und sind eher sozialpsychologisch als fachlich begründet.

Forstgeschichte hat enge Beziehungen zur Jagdgeschichte und ist zugleich ein Stück Geschichte des Ressourcenschutzes. Über zweihundert Jahre lang waren Förster allein zuständig für den Wald, hatten ihn vor Übernutzung und Raubbau, vor Holzdieben und Wilddieben zu schützen. Naturschutz in Deutschland hat seine hauptsächlichlichen Wurzeln im Heimatschutz (Ernst Rudorff), im Vogelschutz (Lina Hähnle) und in der Naturdenkmalpflege (Hugo Conwentz). Auslöser für die Durchsetzung geordneter Forstwirtschaft war der weithin desolate Waldzustand im 18. Jahrhundert. Auslöser für die Entwicklung von Naturschutz war der Wandel der historischen

Kulturlandschaft infolge von Industrialisierung und Urbanisierung gegen Ende des 19. Jahrhunderts. Wald war für den Naturschutz zu Beginn des 20. Jahrhunderts kein vorrangiges Thema. Lediglich alte Hudewälder mit denkmalwürdigen Baumgestalten fanden als vermeintliche Zeugen von Urwäldern spezielles Interesse des frühen Naturschutzes, erst später wurden sie als Reste früherer Hudewälder erkannt.

Um die Jahrhundertwende keimten jedoch Gedanken, Beispielen von „Urnatur“ in Schutzgebieten Raum zu geben. Wilhelm Wetekamp schlug als Abgeordneter des Preußischen Landtags 1898 die Einrichtung von „Staatsparks“ nach dem Vorbild der noch jungen amerikanischen Nationalparke vor, doch stieß diese Idee auf so massiven Widerstand, dass die Schaffung von Nationalparks in Deutschland sieben Jahrzehnte lang immer wieder scheiterte. Allerdings wurde frühzeitig auch anerkannt, dass „die Forderung durchaus berechtigt ist, daß Schutzgebiete geschaffen werden, in denen die Natur ungehindert walten kann – Urwälder, Heide- und Moorlandschaften“, wie der Forstwissenschaftler HAUSRATH (1913, S. 610) ganz am Ende seines Abschnittes „Die Waldwirtschaft“ in dem von W. LANGE et al. (1913) herausgegeben Werk „Die Pflanzen und der Mensch“ einräumt.

Anfang der dreißiger Jahre wurde in Deutschland die Einrichtung von „Naturwaldzellen“ durch Forstleute angeregt und auf Vorschlag von HESMER (1934) begonnen. Von Naturschutzseite forderte HUECK (1937) „mehr Waldschutzgebiete!“

Nach dem 2. Weltkrieg wurde die Idee der Naturwaldzellen von Forstleuten im Osten Deutschlands wieder aufgegriffen, am Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz (ILN) ein System waldbestockter Naturschutzgebiete entwickelt und in den sechziger Jahren damit begonnen, „Totalreservate“ innerhalb von

Naturschutzgebieten festzulegen. 1989 gab es ein systematisch angelegtes Netz von 143 Wald-Totalreservaten in der DDR. Davon waren 11 Flächen größer als 100 ha, mehr als 50 % jedoch kleiner als 20 ha. Im Westen Deutschlands ist durch die Forstverwaltungen der einzelnen Länder ein Netz von Naturwaldreservaten entwickelt worden, in denen bewusst auf Nutzungen verzichtet wird. Heute gibt es in Deutschland 824 Naturwaldreservate mit einer mittleren Größe von 37,1 ha. Sie nehmen eine Gesamtfläche von 30.587 ha ein. Das entspricht einem Anteil von 0,29 % der Waldfläche Deutschlands (BfN 2004).

Die große Zahl von 7.278 Naturschutzgebieten (NSG) in Deutschland nimmt eine Gesamtfläche von 1,05 Mio. ha ein. Das entspricht 2,9 % der Landfläche Deutschlands. Dieser Flächenanteil ist ebenso wie die durchschnittliche Größe von knapp 144 ha als gering einzustufen. Dabei ist nur ein Teil der NSG mit Wald bestanden. Die Wälder in NSG unterliegen dem grundsätzlichen Nutzungsvorbehalt der Forstwirtschaft und werden mit Ausnahme der Naturwaldreservate in der Regel forstlich bewirtschaftet.

Biosphärenreservate verfolgen das Ziel, Schutz und Nutzung zu integrieren und lösen dies durch das Prinzip „Schutz durch Nutzung“ sowie mit entsprechender Zonierung. Die 14 Biosphärenreservate in Deutschland nehmen 1,6 Mio. ha Fläche ein, davon sind 23.399 ha = 1,46 % der Biosphärenreservatsflächen als Kernzonen nutzungsfrei, die verbleibenden 98,54 % der Fläche der Biosphärenreservate unterliegen den verschiedenen Nutzungen, darunter Forstwirtschaft.

Die fortwährende, wenngleich legale forstliche Bewirtschaftung von Wäldern in Schutzgebieten einerseits und (ebenfalls legale) Naturschutzaufgaben in Wirtschaftswäldern andererseits geben immer wieder Anlass zu Konflikten zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft.

6. Waldnationalparke

Das Bundesnaturschutzgesetz formuliert als Ziel von Nationalparks „im überwiegenden Teil...den möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge ...zu gewährleisten“. Nationalparke sollen dabei „auch der wissenschaftlichen Umweltbeobachtung, der naturkundlichen Bildung und dem Naturerlebnis der Bevölkerung dienen“ (§ 24, BNatSchGNeuregG vom 25. März 2002).

„Ungestörter Ablauf der Naturvorgänge“ und forstliche Nutzung oder Waldpflege schließen einander auf derselben Fläche aus. Wie sieht es nun in der Praxis der Nationalparke in Deutschland aus?

Die derzeit 14 Nationalparke in Deutschland (Abb. 1) nehmen ohne Wasserflächen der Nord- und Ostsee 194.136 ha ein, das sind 0,54 % der Fläche Deutschlands. 10 der 14 Nationalparke werden in ihrem Charakter wesentlich von Wäldern geprägt, ein weiterer schließt auch Wald ein. Nur in den drei Wattenmeer-Nationalparks spielt Wald keine Rolle. Die Waldnationalparke sind ungleichmäßig über die Naturräume in Deutschland verteilt. Der Flächenanteil der Kernzonen ist sehr unterschiedlich, er schwankt zwischen 10 und 86 %. Der durchschnittliche Anteil nutzungsfreier Flächen liegt mit 32 % weit unterhalb der von IUCN empfohlenen (3/4) und vom Bundesnaturschutzgesetz vorgegebenen („überwiegend“ = >50 %) Anteile. Bezogen auf die Fläche Deutschlands nehmen die dem „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ überlassenen Flächen der deutschen Nationalparke 0,19 % ein. Gleichwohl stellen die Nationalparkkernzonen den größten Anteil nutzungsfreier Flächen in Deutschland dar (insgesamt 0,35 % der Landfläche Deutschlands, vgl. Tab. 2). Demgegenüber unterliegen 99,65 % den verschiedenen Nutzungen. Nationalparke sind somit die einzigen größeren Gebiete, die per Definition „im überwiegenden Teil“ ausdrücklich dem



Abb.1: Nationalparke in Deutschland (Quelle Bundesamt für Naturschutz, 2007, nach Angaben der Länder)

„möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ gewidmet sind. Zu den Naturvorgängen gehört auch und vor allem die natürliche Dynamik von Wäldern.

7. Schlussfolgerungen

- 1) „Urwälder“ sind weltweit sehr selten geworden, im Bereich sommergrüner Laubwälder nahezu ganz verschwunden. Ein einmal zersägter Urwald wird nie wieder Urwald. Urwald kann nicht geschaffen werden. Noch erhaltene Urwälder erfordern daher höchste Schutzpriorität.
- 2) Wälder brauchen Zeit für den ungestörten Ablauf ihrer natürlichen Dynamik. Die Entwicklung von Naturwald

aus vormals genutzten Wäldern erfordert viel Zeit. Zeit kann weder beschleunigt werden, noch ist sie durch irgendetwas anderes zu ersetzen. Jeder forstliche Eingriff in einem naturnahen Wald dreht die Zeit der Entwicklung zum Naturwald meist um Jahrzehnte zurück.

- 3) Alte Wälder sind in Deutschland extrem selten. Sie sind das Ergebnis von Zeit. Jeder Eingriff durch Nutzung oder Pflege schneidet die Zeit ab, unterbricht das Kontinuum der lange Zeit ungestörten Naturentwicklung. Ungestörte Naturentwicklung braucht Raum.
- 4) Nationalparke stellen das bedeutendste Potential für den möglichst

ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in Deutschland dar. Der Anteil der nutzungsfreien Kernzonen muss jedoch in den meisten Nationalparks noch deutlich erhöht werden. Die Waldnationalparke sollten durch ein System großer Wald-Naturschutzgebiete ohne forstliche oder sonstige Nutzung entsprechend IUCN-Kategorie I ergänzt werden. Dies gewinnt insbesondere auch in Anbetracht des Klimawandels an Bedeutung.

- 5) Forstliche Nutzung steht grundsätzlich im Widerspruch zur Zweckbestimmung von Nationalparks. Waldumbau stellt eine massive Störung des möglichst ungestörten Ablaufs der Naturvorgänge dar.
- 6) Naturwald kann nicht durch forstliche Maßnahmen oder Pflege geschaffen werden, ebenso wenig die potentiell natürliche Vegetation (PNV) hergestellt werden.
- 7) Vision und Ziel für Nationalparke ist „Natur Natur sein lassen“ (Hans Bibelriether). Vision und Ziel für Waldnationalparke kann folglich nur heißen „Urwald für unsere Kinder und Kindeskinde“ (Hans Eisenmann).

Tabelle 2: Flächen in Deutschland, die dem „möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge“ gewidmet sind

| | |
|---|--|
| a) Kernzonen der Nationalparke (ohne Meeresflächen) | 68.572 ha |
| b) Naturwaldreservate | 30.587 ha |
| c) Kernzonen der Biosphärenreservate (ohne Meeresflächen, ohne Flächen, die gleichzeitig Nationalpark sind) | 23.399 ha |
| Gesamt | 122.558 ha |
| | (= 0,3467 % der Landfläche Deutschlands) |

Literatur

BIBELRIETHER, H. (1993): Wälder in Naturschutzgebieten – pflegen oder wachsen lassen? - Bericht über die FNNPE-Generalversammlung und Fachtagung in Helsinki, Finnland, 3.-6. September 1992, S. 13-15.

BIBELRIETHER, H. et al. (1997): Studie über bestehende und potentielle Nationalparke in Deutschland. Schriftenreihe für angewandte Landschaftsökologie Heft 10, 359 S.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2004): Daten zur Natur 2004. Bonn-Bad Godesberg, 474 S.

HAUSRATH, H. (1913): Die Waldwirtschaft. In: LANGE, W. et al.: Die Pflanzen und der Mensch, Stuttgart, S. 469-610.

HESMER, H. (1934): Naturwaldzellen. Ein Vorschlag. Dt. Forstwirtschaft. 16, Nr. 13, 133-134, Nr. 14, S. 143-145.

HUECK, K. (1937): Mehr Waldschutzgebiete. Neudamm-Berlin.

IUCN (1994): Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten. Gland und Cambridge, 23 S.

KNAPP, H. D. & JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. Schriftenreihe für Vegetationskunde 21, S. 21-54.

KNAPP, H. D. (1998): Freiraum für natürliche Dynamik – „Prozessschutz“ als Naturschutzziel. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56, S. 401-412.

KNAPP, H. D. (2004): Gedanken über Buchenwald und Naturschutz. Der Dauerwald 29, S. 8-14.

KNAPP, H. D. & GRUNDTNER, T. (2004): Bäume, Wälder und Alleen in Mecklenburg-Vorpommern. Rostock.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Stuttgart, 447 S.

SPERBER, G. & THIERFELDER, St. (2005): Urwälder Deutschlands. München, 159 S.

WELK, E. (Hrsg.) (1935): Der deutsche Wald. Sein Leben und seine Schönheit. Berlin, 544 S.

UWE WEGENER, Wernigerode

Landschaftsgliederung und Waldtypen im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt)

15 Jahre Bergfichtenwald unter Nationalparkstatus

Die heutige Tagung ist sowohl ein Neubeginn, wenn wir an die Fusion denken, sie hat als 3. Waldtagung im Nationalpark jedoch auch bereits Tradition.

Tradition hat auch unser Schutzgebiet, es wurde nach dem Inkrafttreten des Reichsnaturschutzgesetzes im Jahre 1937 in der Provinz Sachsen und in Niedersachsen als Naturschutzgebiet (NSG) Oberharz unter Schutz gestellt:

- 1718 erste Bemühungen zum Schutz des „Brockenurwaldes“
- 1937 NSG Oberharz in den Provinzen Sachsen und Niedersachsen
- 1967 NSG Oberharz
- 1990 Nationalpark Hochharz
- 1994 Nationalpark Harz (Niedersachsen)
- 2006 länderübergreifende Fusion zum Nationalpark Harz

Seit der Unterschutzstellung als NSG sind fast 70 Jahre vergangen – gemessen

am Fichtenzyklus im Naturwald sind das aber erst 20 % des berechneten Gesamtzyklus. Mit der Nationalparkgründung 1990 verfolgten wir folgende Schutzziele:

- Sicherung eines Gebietes nach Gesichtspunkten der natürlichen Dynamik unter den Bedingungen
 - jahrzehntewährender Luftbelastung
 - des bereits merkbaren Klimawandels und
 - des zum Teil hohen Alters der Bestände im Kerngebiet von über 250 bis 300 Jahren
- eine weitgehend natürliche Dynamik. Da mehr als 2/3 der Nationalparkfläche zur Gründungszeit aus Fichtenforsten bestanden, wird der Bereich natürlicher Dynamik in 10 Jahreschritten erweitert und bis zum Jahre 2040 etwa 75 % der Nationalparkfläche umfassen. Das heißt:

- konsequente Beachtung der Kernzone „Natur Natur sein lassen“ (BIBELRIETHER 1993)
- eine Rückstufung der Kernzone in die Entwicklungszone bleibt ausgeschlossen
- natürliche Dynamik benötigt Zeit und Raum – eine Naturwaldentwicklung kann kaum beschleunigt werden
- eine 200jährige forstliche Entwicklung der Fichtenbestände ist insbesondere bei der Borkenkäferentwicklung und der Gefahr von großflächigen Sturmwürfen zu berücksichtigen

Landschaftsgliederung vom nördlichen Harzrand bis zum Brocken

Kaum ein Mittelgebirge ist auf kurze Distanz von etwa 10 km so stark reliefiert wie der Nordteil des Nationalparks mit einem Höhenunterschied von fast 1.000 m.

Tabelle 1: Landschaftsgliederung im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt)

| | | Höhe ü NN | Höhen-, Klima-, Nährkraftstufe | Temperatur in °C | Niederschlag in mm |
|---------|---|--------------|-----------------------------------|---------------------|-----------------------|
| 2104 | Hornburg – Osterwiecker Harzvorland | 100 - 300 | | 8,0 – 8,3 | 550 - 700 |
| 4022 | Schieferhänge am nördlichen Harzrand | 250 - 400 | Uf – MT – K | 6,5 – 7,5 | 600 - 850 |
| 4042 | Quarzithänge des Harzrandes | 250 - 450 | Mff – M – Z bis Uff – M – M | 6,5 – 7,5 | 600 - 850 |
| 4021 | Granithänge des Mittelharzes | 400 - 600 | Mff – M – M | 5,0 – 6,0 | 800 - 1100 |
| 4013 | Hochlagen-Granit | 700 - 900 | Mff – M - Z | 3,5 – 5,0 | 1100 - > 1600 |
| 4011 | Kammlagengranit | 800 - 1142 | Kff – IM – Z | 2,5 – 5,0 | 1100 - > 1800 |
| 4012/14 | Hoch- u. Kammlagenmoore | 800 - > 1000 | Hff – N – Z bis Kff – N – A | 2,5 – 4,0 | 1100 - > 1800 |
| 4015 | Hochlagen-Schiefer | 700 - 900 | Hff – M - M | 4,0 – 5,0 | 1100 - 1600 |



Abb. 1: *Hordeclymo-Fagetum* (Waldgersten-Rotbuchenwald) am nördlichen Harzrand bei Ilsenburg 2002 (Foto: G. Karste)



Abb. 2: *Das Luzulo-Fagetum* (Hainsimsen-Buchenwald) auf ärmeren Standorten der Harzrandlage 2003 (Foto: G. Karste)



Abb. 3: Der Drahtschmielen-Fichtenforst kommt verbreitet in den mittleren Harzlagen vor und ersetzt hier Laubwaldgesellschaften (Foto: Nationalpark Harz)



Abb. 4: *Das Vaccinio uliginosi-Piceetum* (Rauschbeeren-Fichtenwald) am Goethemoor 2004 (Foto: G. Karste)

Die Landschaftsgliederung dieses Harzteils, inzwischen mehrfach überarbeitet, geht aus Tab. 1 nach SCHWANECKE (1989) und KURTH (1998) hervor.

Die Geländeformen sind überwiegend abgerundet, im Hochlagengranit finden sich nicht selten bewaldete Blockhalden. Der Brockengipfel ab 1.100 m ü. NN ist waldfrei. Auf den steileren Kämmen (Renneckenberg, Hohne) sind Felsmassive (Klippen) heraus gewittert.

Waldtypen im Nationalpark

Auf der Grundlage der Catena der Landschaftsgliederung soll nachfolgend die Abfolge der Waldgesellschaften dargestellt werden.

Harzvorland und Randlagen:

2104; 4022: Asperulo-Fagetum (Waldmeister-Rotbuchenwald), Vaccinio-Quercetum (Preiselbeer-Eichenwald), Hordelymo-Fagetum (Waldgersten-Rotbuchenwald) (Abb. 1) und das Luzulo-Fagetum (Hainsimsen-Rotbuchenwald) (Abb. 2).

Zu den selteneren Waldgesellschaften dieser Randlagen gehören das Aceri-Fagetum (Hochmontaner Bergahorn-Buchenwald), das Genisto tinctoriae-Quercetum (Färberginster-Eichenwald) und das Hieracium schmidtii-Pinetum (Habichtskraut-Kiefernwald) (KARSTE u. a. 2005).

Randlagen und Mittelharz:

4021; 4042: Die Quarzit- und Granithänge des Mittelharzes werden weitgehend von Fichtenforsten in zweiter und dritter Generation eingenommen (Abb. 3).

Hoch- und Kammlagen:

4011; 4013: Im Hoch- und Kammlagengranit finden wir die eigentlichen Fichtenwälder ab 750 bis 800 m ü. NN.: Calamagrostio-Piceetum (Reitgras-Fichtenwald), auch in einer blockreichen und bärlappreichen Variante, Bazzanio-Piceetum (Peitschenmoos-Fichtenwald)

Tabelle 2: Entwicklung der Kernzone im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt)

| Jahr | NP-Fläche | | Kernzone | | | Flächen ohne Management | |
|------|-----------|--|-----------|----|-----------|-------------------------|--|
| | ha | | ha | % | ha | % | |
| 1990 | 5.846 | | 1.289 | 22 | 1.289 | 22 | |
| 1996 | 5.846 | | 2.211 | 38 | 2.537 | 43 | |
| 2001 | 8.868 | | 2.907 | 33 | 3.610 | 41 | |
| 2006 | 8.868 | | ca. 3.570 | 40 | ca. 4.000 | 45 | |
| 2016 | 8.868 | | ca. 5.400 | 61 | ca. 6.000 | 68 | |
| 2026 | 8.868 | | ca. 6.800 | 76 | ca. 7.000 | 79 | |

überwiegend im blockreichen Gebiet und das Vaccinio uliginosae-Piceetum (Rauschbeeren-Fichtenwald) überwiegend auf dem vermoorten Brocken-Westhang (Abb. 4), Betulo carpaticeae-Piceetum (Karpatenbirken-Fichtenwald) im Klippenbereich, Piceo-Sorbetum aucupariae (Fichten-Vogelbeer-Gesellschaft) im Felsbereich und an der Waldgrenze.

Bisherige konzeptionelle Ansätze

Mit der relativ kleinen Kernzone von 33 % der Nationalparkfläche gab es bisher keine Probleme. Es fanden keinerlei Eingriffe, mit Ausnahme der Forschung und einer einmaligen Wildregulierung je Jahr statt. Die Vergrößerung ging nur in kleinen Schritten vor sich. Selbst wenn die Zielmarke von 30 Jahren bis zur Stilllegung von 75 % der Fläche so nicht erreicht wird, das sollte kein Dogma sein (Tab. 2).

Wie gehen wir aber mit den monotonen Fichtenbeständen in der Entwicklungszone um?

- Die Eingriffe in der Entwicklungszone dienen ausschließlich der Revitalisierung von natürlichen Fähigkeiten zur Selbstregulation.
- Punktuelle Eingriffe in Borkenkäferlöcher, Sturmbahnen oder gezielter

Voranbau sind Anstoß für eine langfristige, eigene Dynamik nach dem Prinzip der Eingriffsminimierung.

- Die Vorgabe von Zielstrukturen und Zieltypen ist im Nationalpark kontraproduktiv.
- Ebenso die Nutzung der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) als Richtschnur des waldbaulichen Handelns. Die PNV gibt einen statischen Rahmen vor, von dem wir uns lösen müssen.
- Abgesehen von den gut verteilten, aber relativ kleinen Initialflächen innerhalb der Fichtenforste (Abb. 5) wollen wir Bestandesumbau, Stabilisierung, auch Destabilisierung, einem allmählichen natürlichen – wenn auch anthropogen überprägtem – Prozess überlassen, der die Naturferne dieser Bestände in längeren Zeiträumen überwindet.
- Zur Kontrolle und Beobachtung gibt es ein Waldmonitoring mit folgenden Elementen:
 - Dauerbeobachtungsflächen zur Strukturdynamik,
 - Totholzerfassungen per Luftbild und Zählung,
 - Borkenkäfermonitoring,
 - Verjüngungsinventuren,
 - Weiserflächen zur Ermittlung des Wildeinflusses.

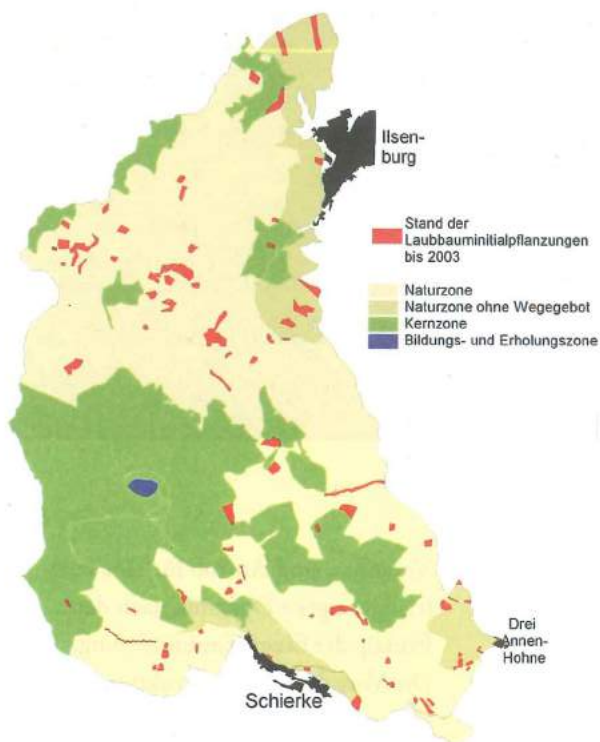


Abb. 5: Verteilung der Laubholzinitialpflanzungen im Nationalpark Hochharz – Stand 2003 (Entwurf: A. Rommerskirchen)

- Eine weitere Erfolgskontrolle findet im Abstand von 10 Jahren durch eine Stichprobeninventur und anhand der Vegetationskarte statt. Die Veränderungen der Vegetationskarte sind das wesentlichste Indiz für die Dynamik des ablaufenden Prozesses.

Literatur

BIBELRIETHER, H. (1993): Forstliches Denken von gestern in einem Nationalpark von heute. Nationalpark 80, 3: 31-32.

KARSTE, G.; SCHUBERT, R.; KISON, H.-U. & WEGENER, U. (2006): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt) - Eine kommentierte Vegetationskarte. Hrsg. Nationalpark Harz, Wernigerode, 59 S.

KURTH, H. (1998): Naturpark Harz – Eine Landschaft auf dem Weg ins neue Jahrtausend – Teil 2: Der Harz eine attraktive Region von spezifischer Eigenart. Der Harz 10: S. 20-22.

KURTH, H. & SCHWANECKE, W. (1990): Die Wälder des Harzes – unverzicht-

barer Bestandteil der natürlichen Umwelt. Forst und Holz 45, 18: 546-550.

ROMMERSKIRCHEN, A. & MÖSER, S. (2004): Waldbauliche Grundlagen des Nationalparks Hochharz. Unveröff. Positionspapier, Wernigerode.

SCHWANECKE, W. (1989): Naturraumgliederung auf der Grundlage der forstlichen Standorterkundung im Harz auf dem Gebiet der DDR. Rat d. Bezirkes Magdeburg, Abt. Forstwirtschaft, S. 1-52.

SCHWANECKE, W. (1992): Forstliche Wuchsbezirke im Mittelgebirge und Hügelland der ostdeutschen Länder. Der Wald 42: 204-207.

MEIKE HULLEN, Hannover

Landschaftsgliederung und Waldtypen im Nationalpark Harz (Niedersachsen)

Allgemeine Informationen zum Schutzgebiet

Der Nationalpark Harz in Niedersachsen wurde zum 01.01.1994 mit einer Fläche von rd. 15 800 ha (= 17 % des niedersächsischen Harzes) gegründet, hat also inzwischen eine mehr als 10jährige Entwicklung hinter sich. Er ist gleichzeitig fast auf gesamter Fläche FFH-Gebiet und EU-Vogelschutzgebiet - ein Umstand, der bei der Festlegung von Entwicklungs- und Schutzzielen angemessen zu berücksichtigen ist.

Der Nationalpark erstreckt sich als Transekt über das gesamte Mittelgebirge von Norden nach Süden bzw. Südwesten, von der kollinen bis zur hochmontanen Stufe (ca. 250 – 927 m ü. NN) und umfasst damit einen repräsentativen Landschaftsausschnitt des Naturraumes mit allen wesentlichen Biotoptypen, Höhenlagen, Expositionen und Ausgangsgesteinen. 93 % des Schutzgebietes sind bewaldet (Abb. 1).

Die Standortfaktoren

Für alle Fragen der Waldbehandlung und Waldentwicklung ist die Kenntnis der Standortfaktoren von großer Wichtigkeit. Im Folgenden sollen deshalb in aller gebotenen Kürze die wesentlichen Aspekte angesprochen werden.

Klima

Der Harz ist das am weitesten nach Norden vorgeschobene höhere Mittelgebirge Deutschlands, umgeben ausschließlich von erheblich tiefer liegenden Naturräumen. Diese geografische Sondersituation ist verantwortlich für ein im mittel-

europäischen Vergleich recht rauhes Klima, welches vor allem in den höchsten Lagen schon an boreale Klimabereiche erinnert. Die Nähe zum Küstenraum zeigt sich in der deutlich atlantischen Ausprägung: kühl-feuchte Sommer, mäßig kalte Winter. In Niedersachsen liegt die Regenseite des Harzes, weshalb hier die Niederschläge besonders hoch sind: von rd. 800 mm am Harzrand im langjährigen Mittel steigen diese bereits in Höhenlagen um 600 m ü. NN auf über 1200 mm an, können lokal aufgrund besonderer topografischer Gegebenheiten aber noch deutlich höher liegen (Siebertal z. B. 1400 mm, in den Hochlagen in einzelnen Jahren sogar um 2000 mm).

Die hohe Zahl an Nebeltagen erhöht zusätzlich die Luftfeuchtigkeit des Klimas.

Kennzeichnend ist weiterhin ein hoher Schneeanteil bei den Niederschlägen (etwa 15 % am Harzrand, um 30 % in den Hochlagen). Ein häufiger winterlicher Wechsel von Auftau- und Frostphasen spiegelt sich - vor allem in den mittleren Höhenlagen - in Schnee- und Eisbruchereignissen wider. Auch wenn die Winter nicht von strenger kontinentaler Kälte geprägt sind, so führen die geringen Jahresdurchschnittstemperaturen (8,9° C am Harzrand, 5,9° C um 600 m ü. NN, 2,9° C am Brocken, Sachsen-Anhalt, in über 1100 m ü. NN)

Legende

- Naturdynamikzone
- Naturentwicklungszone
- Erholungsbereiche
- Bergwiesen, Bergheiden, Schwermetallrasen

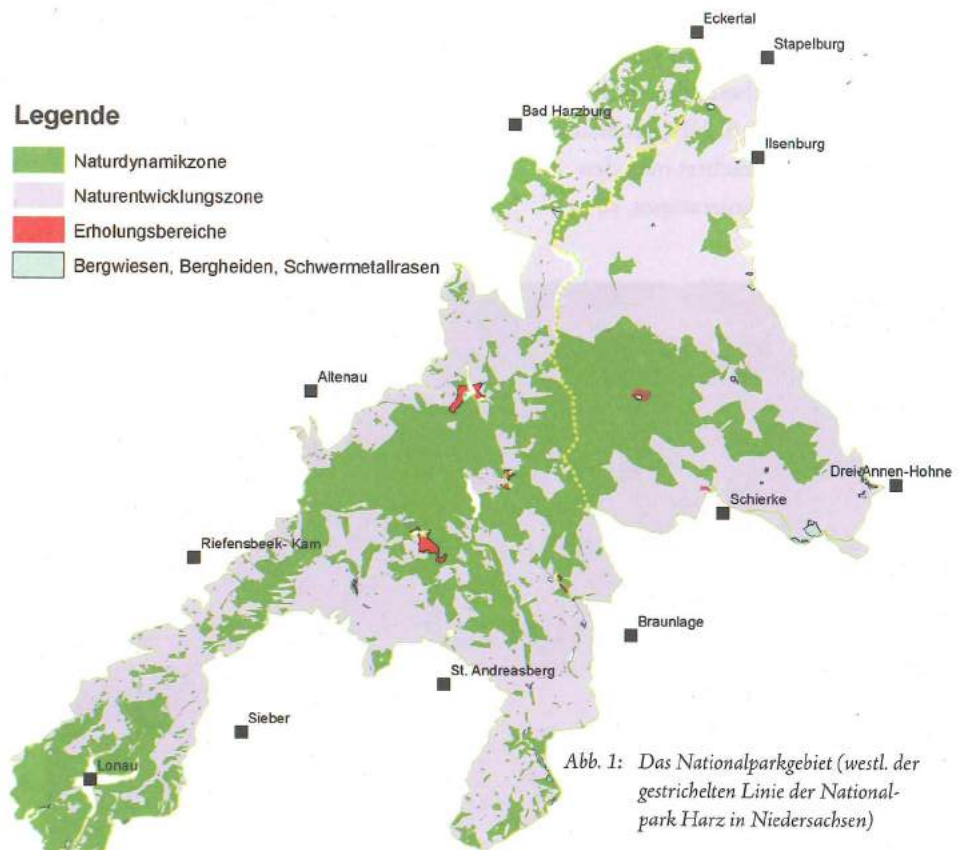


Abb. 1: Das Nationalparkgebiet (westl. der gestrichelten Linie der Nationalpark Harz in Niedersachsen)

doch zu einer kurzen Vegetationsperiode. Der erste Schnee fällt häufig schon im Oktober, die letzten Schneereste verschwinden erst im Mai. Hinzu kommen wegen der freien Lage des Mittelgebirges im norddeutschen Raum sehr hohe Windgeschwindigkeiten. Bei der Betrachtung des standörtlichen Potenzials ist zu berücksichtigen, dass das Lokalklima je nach Relief und Exposition deutlich variieren kann. Allein der Unterschied in der Vegetationsentwicklung zwischen Nord- und Südharz beträgt mehr als eine Woche.

Geologie und Böden

Der Harz ist weltbekannt für seine äußerst heterogene und geowissenschaftlich hochinteressante geologische Situation. Es findet sich eine Vielzahl unterschiedlicher Ausgangsgesteine, vom sehr nährstoff- und basenarmen Quarzit und Granit über etwas reichere Gesteine wie Gneis, Grauwacke und Schiefer bis hin zu kleinflächiger auftretenden nährstoff- und basenreichen Ausgangsgesteinen (z. B. Diabas). Entsprechende Bodentypen (podsolige Braunerden bis sehr gute Braunerden) herrschen vor. Daneben gibt es, insbesondere in Höhenlagen über 700 m ü. NN, großflächige Moorbildungen. Betrachtet man den Stoffhaushalt des Naturraumes, so

müssen neben den genannten Faktoren auch die bekannten Versauerungserscheinungen (teils anthropogen, teils natürlichen Ursprungs) und andere Stoffeinträge aus der Luft, z. B. auch durch Waldkalkung, einbezogen werden.

Topografie

Wenngleich im Harz auch keine alpinen Verhältnisse herrschen, so verfügt das Mittelgebirge doch über ausgeprägte Steilhänge, die insbesondere hinsichtlich des Temperatur- und Wasserhaushaltes Extreme bewirken können und örtlich eine nicht zu unterschätzende Dynamik der Hangflächen mit sich bringen. Damit einher gehen enge, kalte Täler. Ausgedehnte Hochebenen ermöglichen großflächige Versumpfungerscheinungen und die Entstehung von Kaltluftseen. Daneben prägen lang gestreckte Kämme sowie abgeflachte Gipfel und Kuppen, auf denen sogar Moorbildungen nicht unüblich sind, den Charakter des Nationalparks.

Die Biotoptypen

Das Nationalparkgebiet wird von unterschiedlichen Waldtypen beherrscht, auf die im Folgenden eingegangen wird. Eng verzahnt mit diesen sind zahlreiche

Fließgewässer und Quellen (meist Quellsümpfe), ausgedehnte Moore (um 2000 ha vermoorte Fläche, davon mehr als 300 ha offenes Hochmoor) sowie imposante Felsen und Blockhalden (Abb. 2) bis weit in die Buchenzone hinein. Letztere beherbergen einige für Harzer Verhältnisse interessante Gehölzorkommen wie Linde und Karpaten-Birke. Weitere Biotoptypen wie Heiden, Magerrasen, Stillgewässer, Schwermetallrasen, Bergwiesen und anderes Grünland sollen hier nicht weiter betrachtet werden, da sie nur sehr kleinflächig auftreten und für Fragen der Waldentwicklung nachrangige Bedeutung haben.

Die Waldtypen

Obwohl der Harz gemeinhin als ein Fichtenwaldgebiet bekannt ist, würden von Natur aus Buchenwälder das Mittelgebirge und somit auch das Nationalparkgebiet beherrschen (Abb. 3). Entsprechend den standörtlichen Gegebenheiten dominieren bodensaure Buchenwälder, während mesophile Buchenwälder nur untergeordnete Flächenanteile am Nord- und Südrand des Schutzgebietes einnehmen. Daneben treten – ebenfalls kleinflächig – verschiedene weitere Laubwaldtypen auf: Schatthang- und Schluchtwälder sind typisch für kühl-



Abb. 2: Die Felsen und Blockhalden mit ihrem urigen Bewuchs gehören zu den ursprünglichsten Teilen des Nationalparks (Foto: M. Hullen)

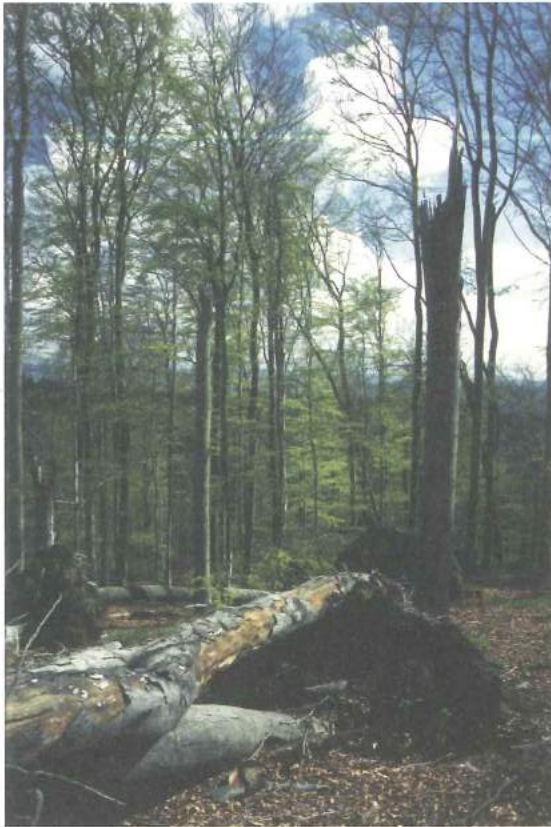


Abb. 3: Von Natur aus ist der Harz ein von Laubwäldern dominiertes Mittelgebirge, heute sind solche Bilder jedoch auf die tieferen Lagen beschränkt (Foto: O. Anders)

feuchte Hanglagen. Bachbegleitende Erlenwälder werden talabwärts durch Eschen und weitere Begleitbaumarten bereichert, während sich mit zunehmender Höhenlage die Fichte vermehrt hinzu gesellt. Wie deutlich der eigenständige Charakter dieser bachbegleitenden Wälder angesichts der umliegenden, dichten und stark schattenden Buchen- und Fichtenwälder und einer starken Gewässerdynamik ausgebildet wäre, ist nur schwer einzuschätzen, da die derzeitige Situation stark anthropogen überprägt ist. Lokal hat sich die Grauerle (*Alnus incana*) in den Bachuferwäldern etabliert, allerdings wird in Fachkreisen mehrheitlich davon ausgegangen, dass diese Art erst durch ingenieurbioologische Maßnahmen an den Harzer Fließgewässern eingeführt worden ist. Je nach Nährstoffangebot und kleinklimatischen Verhältnissen sind verschiedene Bruchwaldgesellschaften (Erlen-(Birken-) Bruchwälder, auch Fichtenanteile sind denkbar) anzutreffen, wobei deren natürlicher Flächenanteil deutlich höher wäre als dies heute aufgrund von zurück liegenden Entwässerungsmaßnahmen und forstli-

cher Bestockungen der Fall ist. Verschiedene, zumindest in der gegenwärtigen Ausprägung ebenfalls auf menschliche Bewirtschaftung zurück gehende Eichenwaldtypen kommen in den unteren Lagen des Schutzgebietes kleinflächig hinzu: auf Standorten bodensaurer oder mesophiler Buchenwälder sowie auf steilen, flachgründigen und sehr trockenen West- und Südhängen. Im Übergangsbereich zwischen Laubwaldzone und natürlicher Fichtenwaldstufe (etwa um 700 - 800 m ü. NN) treffen wir auf Bergmischwälder aus Fichte und Buche. Heute fehlt die Buche allerdings nutzungsbedingt fast vollständig in diesen Bereichen. In der natürlichen Fichtenwaldstufe finden sich je nach Standort Reitgras-, Moor- und Block-Fichtenwälder. Diese Wälder gehören zwar zu den sehr naturnahen Biotoptypen des Nationalparks, doch hat auch hier über Jahrhunderte eine wirtschaftliche Beeinflussung durch den Menschen stattgefunden.

Nicht nur im gesamten niedersächsischen Harz, sondern auch im Nationalparkgebiet prägen heute großflächige Fichtenforste über weite Strecken das Landschaftsbild.

Flächenbilanz der Waldbiotope

Wie bereits aus dem vorher Gesagten hervor geht, entspricht die heutige Verbreitung der im Nationalparkgebiet vorkommenden Waldtypen nicht der als natürlich anzunehmenden Situation. Aus Tab. 1 wird ersichtlich, dass mit knapp 80 % Flächenanteil anthropogen beeinflusste Nadelwälder deutlich überwiegen, während die unter natürlichen Bedingungen mit etwa rd. 70 % dominierenden Laub- und Bergmischwälder völlig unterrepräsentiert sind. (Der hohe Anteil realer Fichtenwälder im Verhältnis zur natürlichen Situation liegt an der Einstufung von reinen, strukturreichen Fichtenbeständen in der Bergmischwaldstufe als naturnaher Fichtenwald, weil die Fichte an der natürlichen Bergmischwaldgesellschaft ja maßgeblich beteiligt ist.)

Gesetzliche Rahmenbedingungen für die Behandlung der Wälder

Zu den Rahmenbedingungen, die beim Management eines Nationalparks zu beachten sind, zählen neben den ökologischen Gegebenheiten auch die rechtlichen Vorgaben. Diese ergeben sich für den Nationalpark Harz in Niedersachsen im Moment noch aus dem Gesetz über den Nationalpark „Harz“ vom 15. Juli 1999.

| Waldtyp | Flächenanteil | |
|---------------------|---------------|-------|
| | natürlich | real |
| Buchenwälder | 46 % | 17 % |
| Bergmischwälder | 21 % | 1,7 % |
| Fichtenwälder | 28 % | 42 % |
| Sonstige Laubwälder | 5 % | 2,3 % |
| Nadelforsten | | 37 % |

Die hier verankerten Regelungen stehen im Einklang mit den Inhalten des § 24 BNatSchGNeuregG vom 25. März 2002 sowie mit den internationalen Empfehlungen für die Ausweisung und das Management von Nationalparks. § 9 (3) des Nationalparkgesetzes besagt: „Ziel ist, die Waldbestände ihrer natürlichen Entwicklung ohne steuernde Maßnahmen zu überlassen. Die Maßnahmen der Waldbehandlung (...) sollen die Naturnähe steigern, soweit dies noch erforderlich ist.“ Nach dem derzeitigen Stand des in Vorbereitung befindlichen gemeinsamen Gesetzes für den Länder übergreifenden Nationalpark Harz ist es Schutzzweck, „für die gebietstypischen natürlichen und naturnahen Ökosysteme ... auf mindestens 75 vom Hundert der Fläche einen ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten ...“ (§ 3). Renaturierungs-, Biotopinstandsetzungs- und Waldumbaumaßnahmen zur Steigerung der Naturnähe waren und sind also im Nationalpark möglich.

Während in dem bisher für den Nationalpark geltenden Gesetz das Ziel „Eigendynamik“ für die gesamte Waldfläche galt, ist in dem künftigen Gesetz eine Mindestgröße (75 %) angegeben. Diese quantitative Aussage sollte jedoch nicht dazu führen, dass für die übrigen 25 % nicht ebenfalls eine natürliche Entwicklung angestrebt wird.

Ergebnisse des Waldumbaus im Nationalpark Harz (Niedersachsen)

Die Waldumbauaktivitäten der niedersächsischen Nationalparkverwaltung und deren Ergebnisse sollen ausführlich anhand von Beispielen auf der Geländeexkursion vorgestellt und diskutiert werden, weshalb im Rahmen dieser Übersicht über die landschaftlichen Gegebenheiten des Nationalparkgebietes auf eine detaillierte Erläuterung des Konzeptes verzichtet wird. An dieser Stelle sei

deshalb nur kurz auf die derzeitige Bilanz eingegangen.

Während der Planungsphase für den Nationalpark war eine Forsteinrichtung für die Wälder des künftigen Schutzgebietes erarbeitet worden, nach der bis zum vergangenen Jahr gearbeitet worden ist (HULLEN et al. 1994). Inzwischen wurde eine erneute Forsteinrichtung durchgeführt, die die Grundlage für die Arbeit der nächsten Jahre ist (ALBERS et al. 2005). Die Bilanz für die Waldflächen ohne Waldumbaumaßnahmen im Nationalpark sieht derzeit wie folgt aus:

| | |
|-------|--------------------|
| 1994: | 32 % Flächenanteil |
| 2004: | 45 % |
| 2014: | 62 % |

Während also mit Gründung des Nationalparks knapp ein Drittel der Wälder des Nationalparks der eigendynamischen Entwicklung überlassen wurden (v.a. Buchenwälder und Hochlagen-Fichtenwälder), wird inzwischen auf fast der Hälfte der Waldflächen kein Waldumbau mehr betrieben.

Anmerkungen aus ökologischer Sicht zur Problematik des Waldumbaus unter der Zielsetzung „Steigerung der Naturnähe“:

- Charakteristisch für große Teile des Nationalparkgebietes ist ein sehr kleinräumiger Wechsel der Standortverhältnisse (z. B. hinsichtlich des Vermoorungsgrades und des Wasserhaushaltes), dem Pflanzungen sicher nicht immer gerecht werden können.
- Expositions- und reliefabhängige Abweichungen vom Höhenstufenmodell der Waldvegetation sind wahrscheinlich und lassen keine abschließende Einschätzung über Buchen- und Fichtenanteile außerhalb ihrer sicheren Verbreitungsgebiete zu (z. B. in kalten Tallagen).
- Die mittel- bis langfristigen Auswirkungen möglicher großräumiger Klimaveränderungen für den Harz und seine Waldvegetation sind kaum kalku-

lierbar – Pflanzungen, die heute vorgenommen werden, werden aber in diese Situation hinein wachsen.

- Allmählich vonstatten gehende Veränderungen im Wasserhaushalt, z. B. durch aktive Wiedervernässungsmaßnahmen der Nationalparkverwaltung, aber auch durch den natürlichen Verfall ehemaliger Entwässerungssysteme, werden auch die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten verändern.
- Der Einfluss der Fauna auf Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur (vom Borkenkäfer über Mäuse und Vögel bis hin zum Schalenwild) ist m. E. viel höher, als allgemein bedacht wird und kann mangels genauer Erkenntnisse auch nur erahnt werden.
- Auch der Einfluss der natürlichen Standortdynamik (z. B. im Bereich von Fließgewässern und Steilhängen) auf die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten wird m. E. unterschätzt aufgrund der vorherrschenden Erfahrungen mit einer Landschaft, in der statische Zustände in Folge menschlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen überwiegen. Wer mag beispielsweise die natürliche Rolle von Weidenarten an einem Bergbach sicher beschreiben, dessen topografische Situation einerseits gekennzeichnet ist durch steil ansteigende Ufer und Hänge (also weitgehende Beschattung des Baches durch angrenzende Waldtypen) und der andererseits ohne regulierende Eingriffe des Menschen einer extremen Dynamik unterliegen würde, die für Weiden wiederum einen Konkurrenzvorteil darstellt.
- Der Einfluss großflächiger „Schad“ereignisse auf die Waldentwicklung wie z. B. Sturm oder Schneebruch wird im Zusammenhang mit der natürlichen Entwicklung von Waldökosystemen immer genannt. Wie sich dieser Einfluss jedoch langfristig in der Waldvegetation darstellen würde, z. B. im

Zusammenspiel mit den Auswirkungen von klimatischen Veränderungen, ist doch offen.

- Nicht zuletzt sei darauf hingewiesen, dass auch über die Beimischung der Begleitbaumarten in den verschiedenen Waldtypen nicht alles bekannt ist. Welche Rolle sollte man beispielsweise der Aspe zuweisen, welche der Linde?

Dies sind nur einige der Fragen, die man sich stellen kann oder muss, wenn man in einem Nationalpark daran geht, „die Naturnähe der Waldbestände zu steigern“, und nach meiner Einschätzung kann man längst nicht auf alle Fragen eine sichere Antwort geben. Entsprechende Vorsicht bei der Planung und Umsetzung von waldbaulichen Maßnahmen und große Sensibilität für sich abzeichnende Entwicklungen in der Natur sind deshalb ein Qualitätsmerkmal der Nationalparkarbeit.

Literatur

- ALBERS, U.; BÖCKMANN, T.; HULLEN, M. & HOOGE, H. (2005): Waldentwicklung im Nationalpark Harz. Eine Bilanz 10 Jahre nach der Einrichtung des Nationalparks Harz. Forst und Holz 60.Jg. Nr. 1. S. 3-8.
- DÖRING-MEDERAKE, U.; HULLEN, M. & MEDERAKE, R. (1992): Nationalparkplanung im Harz. Bestandsaufnahme Naturschutz. Nieders. Umweltministerium (Hrsg.) Hannover. 69 S.
- EUROPARC & IUCN (2000): Richtlinien für Managementkategorien von Schutzgebieten – Interpretation und Anwendung der Management Kategorien in Europa. Grafenau. 48 S.
- HULLEN, M.; HÜSING, F.; KRÜGER, R. & MEDERAKE R. (1994): Waldbehandlung im Nationalpark Harz. Waldbauliche Maßnahmenplanung im Rahmen der Forsteinrichtung für diesen Nationalpark. Forst und Holz 49.Jg. Nr. 19. S. 547-552.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1996): Klimadaten von Deutschland: Zeitraum 1961 -1990 (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Niederschlag, Sonnenschein, Bewölkung). Offenbach am Main. 431 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.) (2000): Das Naturerbe bewahren. Der Nationalpark Harz - mitten in Deutschland. Clausthal-Zellerfeld. 103 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2005): Allgemeiner Teil zur Waldeinrichtung Nationalpark Harz. Wolfenbüttel. unveröffentlicht. 157 S.

KARL FRIEDRICH SINNER, Grafenau

Erfahrungen mit Zonierungskonzepten und Waldumbau im Nationalpark Bayerischer Wald

Der Bayerische Wald wird im Wesentlichen geprägt von Bergmischwäldern aus Fichte, Buche und Tanne. Ursprünglich waren diese Baumarten zu je einem Drittel vorhanden, heute dominiert die Fichte, v. a. zu Lasten der Tanne, die auf

wenige Prozente zurückgegangen ist.

Im Nationalpark Bayerischer Wald gibt es folgendes Zonierungskonzept:

- Zone I, Naturzone, frei von jeglicher Nutzung von Naturgütern – auch keine Jagd – und keine menschliche

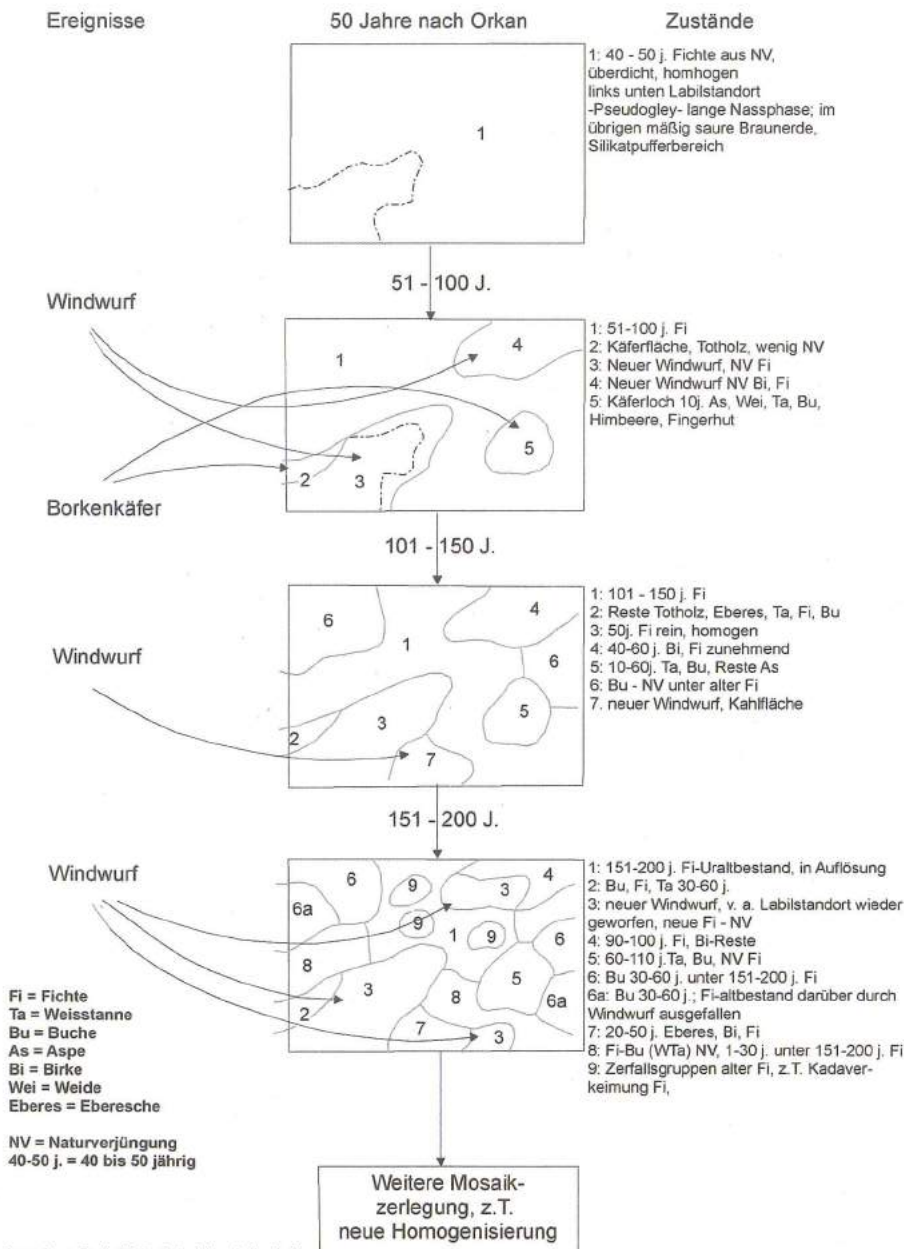
Einflussnahme zur Steuerung oder Beeinflussung von natürlicher Dynamik.

- Zone II, Entwicklungszone im Erweiterungsgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Diese Zone soll in einem schrittweisen Prozess bis 2027 in die Naturzone überführt werden.
- Zone III, Managementzone am Rand des Nationalparks zur dauerhaften Gefahrenabwehr für die angrenzenden Wirtschaftswälder, aber ohne waldbauliche Maßnahmen.
- Die Zone IV, die Erholungszone umfasst den Umgriff der Informationszentren, die Tierfreigelände, das Waldspielgelände und das Wildnis-camp am Falkenstein.

Zone III und IV nehmen maximal 25 % der Nationalparkfläche ein. Wichtig ist, dass Flächen, die einmal als Naturzone ausgewiesen wurden, nicht mehr zurückgestuft werden in die Entwicklungszone.

Waldumbau wurde im ersten Jahrzehnt des Nationalparks versucht. Es hat sich jedoch sehr schnell herausgestellt, dass nach konsequenter Regulierung der Rot- und Rehwildbestände auf ein Maß, das das Aufkommen aller Baumarten zulässt, die Natur selbst – bedingt durch die Ausgangslage der Wälder des Nationalparks – den Waldumbau wesentlich effizienter und differenzierter durchführt, als menschliche Aktivitäten dies je könnten (Abb. 1).

ABFOLGE DER MOSAIK - ZERLEGUNG EINES WALDES



Anmerkung: Der Labilstandort wird nur in den beiden oberen Zustandsphasen gezeigt, bleibt aber im Waldgefüge immer erkennbar.

Abb. 1: Differenzierungsbeispiel eines unbehandelten Waldes

Zur Frage von Waldumbaumaßnahmen in massiv durch Nutzung veränderten Wäldern in Nationalparks muss man sich daher Waldumbaukonzepte aus vergleichbaren Wirtschaftswäldern ansehen und sie auf die Erfordernisse von bewirtschaftungsfreien Nationalparkwäldern anpassen und umstrukturieren. Dazu sind Kenntnisse und Analysen der natürlichen Dynamik von Urwäldern als Messlatte erforderlich. In Urwäldern herrscht das Regime der großen und der kleinen Störung. Dieses Störungsregime kennt auch der Wirtschaftswald (Abb. 2), wobei man sich bei den Bewirtschaftungsstrategien im Wesentlichen auf die Nachahmung der kleinen Störung stützt. Allerdings werden im Wirtschaftswald im Gegensatz zum Naturwald im Interesse einer sicheren und zeitlich geplanten Holzproduktion durch unterschiedliche Durchforstungsstrategien die natürlichen Rotten und Gruppenstrukturen weitgehend aufgelöst und Wälder in ihrer Textur damit homogenisiert. In Nationalparkwäldern verbieten sich daher bei Waldumbaumaßnahmen alle Aktivitäten, die im Wirtschaftswald als Verjüngungs- und Durchforstungsstrategien üblich sind. Zielführend ist dagegen speziell in naturfernen Fichtenforsten die konsequente Freistellung aller Laubbäume, um ihre langfristige Existenz und Samenproduktion zur natürlichen Arealvergrößerung zu sichern. Zur künstlichen Einbringung sind alle natürlichen kleineren Störungen in der Fläche des Waldes zu nutzen, wie sie nach Schneebruch, punktuellem Zusammenbruch nach Rotwildschäle, kleineren Windwürfen etc. entstehen. Hier kann mit wenigen Pflanzen, Verbiss geschützt im Verhau des verbleibenden Materials, das Prinzip der „helfenden Hand“ in der Fläche umgesetzt werden. Auf diese Art und Weise kann das System der natürlichen Mosaikbildung mit der erforderlichen Anreicherung von allen verloren gegangenen und wieder einzubringenden Baumarten verknüpft werden. Zusätzlich



Abb. 2: Besonders Nadelreinbestände aus nichtstandortgemäßen Baumarten sind durch Nassschnee, Sturm und Insekten gefährdet (Foto: F. Steingaß)

bietet dies für nicht bewirtschaftete Nationalparkwälder die Chance, die weitgehend fehlende, für Strukturvielfalt und Biodiversität notwendigen Zerfalls- und Mortalitätsstadien mit dem notwendigen Waldumbau zu verknüpfen. Zwingend notwendig ist dann ein der jeweiligen Situation angepasstes konsequentes Wildtiermanagement, das Waldwachstum in der ganzen Breite der Vegetationsentwicklung zulässt.

Die Erfahrung im Nationalpark Bayerischer Wald hat gezeigt, dass eine diese Maßnahmen begleitende Kommunikation, eine offensive Präsentation und Öffentlichkeitsarbeit erforderlich ist. Im Nationalpark Bayerischer Wald haben wir sehr gute Erfahrungen mit der gezielten Anlage von „Erlebnissteigen“ in den Zentren der natürlichen Walddynamik gemacht; auf diesen Erlebniswegen werden den Besuchern die Grundprinzipien natürlicher Walddynamik verständlich und der Blick dafür geöffnet, dass im Wirtschaftswald als für die Holzproduktion und die Betriebssicherheit schädliche Dinge wie Rotwildschäle, Borkenkäfer, Windwurf und Schneebruch im Naturwald die nützlichen Wege der Natur sind, um Arten- und Strukturvielfalt in

Wäldern zu bewirken. Gleichzeitig entsteht für den Besucher damit eine vollständige Naturerlebnismöglichkeit, die den nicht bewirtschafteten und nicht gepflegten Wald des Nationalparks grundsätzlich vom Wirtschaftswald unterscheidet. Der Besucher kann durch derartige Präsentationen die gesamte Fülle der Formen- und Farbensprache, die Lebendigkeit und Artenfülle von Wäldern erfahren und an der Freiheit, die der Natur mit allen ihren Lebewesen im Nationalpark gegeben ist, unmittelbar teilnehmen.

Die Erfahrungen aus dem Nationalpark Bayerischer Wald zeigen, dass erprobte Strategien des Waldumbaus aus Wirtschaftswäldern mit der Zielsetzung Natur Natur sein lassen in nicht bewirtschafteten Wäldern in den notwendigen Entwicklungszeiträumen sinnvoll miteinander verknüpft werden können.

Ich wünsche dem Nationalpark Harz eine glückliche Hand bei der Bewältigung dieser nicht einfachen Aufgabe.

MANFRED BAUER, Berchtesgaden

Waldentwicklungsplanung im Nationalpark Berchtesgaden

Grundlagen

Die bei der Gründung des Nationalparks 1978 erlassene Verordnung stellt Maßnahmen, die dazu dienen, naturferne Flächen einer natürlichen Entwicklung zuzuführen, vom grundsätzlichen Eingriffsverbot ausdrücklich frei. Der 2001 in Kraft getretene Nationalparkplan macht präzise Aussagen zur naturräumlichen Ausstattung und zum Entwicklungsbedarf und legt den fachlichen Rahmen für Maßnahmen fest. Der Waldentwicklungsplan von 2004 ist ein Fachplan zum Nationalparkplan.

Die permanente Pflegezone des Nationalparks umfasst ca. 25 % der Gesamtfläche (Gesamtfläche knapp 21.000 ha). Etwa 75 % der ungefähr 3.500 ha großen Waldfläche in dieser Zone stocken auf Bergmischwaldstandorten, in höheren Lagen finden sich nadelholzdominierte Bestände (Fichte, Lärche, Zirbe), auf Sonderstandorten Edellaubholzbestände. Vor allem die Bergmischwälder wurden im Verlauf der jahrhundertelangen Nutzung als Salinenwälder stark verändert. Entscheidend für die Waldgeschichte war auch die Tatsache, dass das Gebiet des heutigen Nationalparks im 19. Jahrhundert den bayerischen Herrschern als Hofjagdgebiet mit sehr hohen Wilddichten diente. Auch im 20. Jahrhundert spielte die jagdliche Nutzung lange Zeit noch eine sehr wesentliche Rolle.

Die heutige Baumartenzusammensetzung (Abb. 1) ist daher von der Dominanz der Fichte, von einem „Schattendasein“ der Buche und vom fast völligen Verschwinden der Tanne gekennzeichnet. Bemerkenswert ist dabei, dass der Tannenanteil noch um 1800 bei ca. 7 % lag, also bei immerhin etwa der Hälfte

des natürlichen Anteils. Der starke Rückgang, der bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts anhielt, ist wesentlich den hohen Schalenwildichten geschuldet, da keine Tannenverjüngung mehr aufkommen konnte. Der Rückgang der Buche erklärt sich vor allem aus dem ausschließlich angewandten Kahlschlag und dem wenigstens zeitweise bestehenden Auftrag zur „Buchenbekämpfung“, da die Buche nicht flößbar ist und als Brennholz für die Salinenwirtschaft nicht brauchbar war.

Frühere Versuche, die Baumartenzusammensetzung wieder zugunsten des Laubholzes und der Tanne zu verschieben, waren wegen der hohen Verbissbelastung nur wenig erfolgreich.

Methodik

Die Waldentwicklungsplanung geht vom Grundsatz aus, dass der Wald der natürlichen Entwicklung überlassen bleibt und nur in begründeten Einzelfällen Maßnahmen ergriffen werden. Die Kernzone bleibt daher ohne jede Planung, in der permanenten Pflegezone beschränkt sich

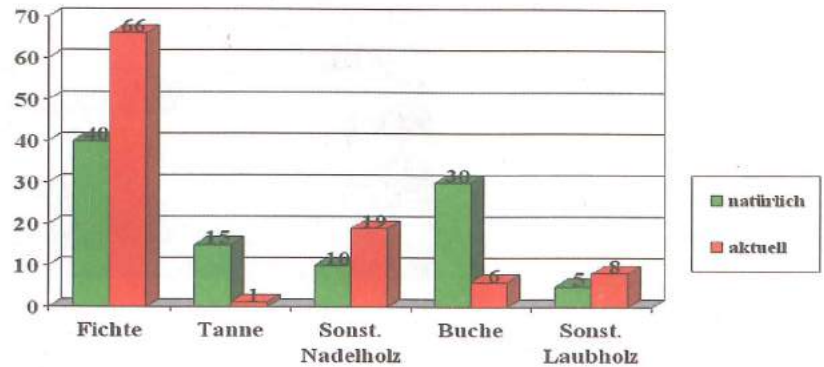


Abb. 1: Vergleich der potentiell natürlichen mit der aktuellen Baumartenzusammensetzung in der Pflegezone

die Planung auf dringliche reine Fichtenbestände (Bestände mit Objektschutzcharakter, geschälte Bestände, sich auflösende Bestände).

Soweit keine Lücken durch natürliche Vorgänge entstehen (Windwurf, Borkenkäfer), werden in den ausgewählten Beständen Buche und Tanne nach Femelschlag durch Pflanzung eingebracht, der Hieb erfolgt in zwei Stufen mit einer jeweils nachgeschalteten Femellocherweiterung. In der Regel verbleibt ein leichter Schirm im Femelloch, um die Konkurrenz durch Fichte und Wildkraut zu dämpfen. Die anderen Baumarten des natürlichen Biotops (Bergahorn, Vogelbeere, Esche, Mehlbeere u.a.) verjüngen sich in ausreichendem Maße natürlich. Die waldbaulichen Eingriffe beschränken sich auf etwa 60 % der Bestandsfläche, der Rest bleibt jeweils der natürlichen Entwicklung überlassen, lediglich in der Borkenkäferbekämpfungszone werden befallene Bäume entnommen. Mit einem stark ansteigenden Totholzanteil (derzeit durchschnittlich ca. 30 fm/ha im Nationalpark) ist daher zu rechnen.

Ergebnisse

Anders als die Forstkarte für den zurückliegenden Planungszeitraum, die von der Forsteinrichtungssektion im klassischen Kartendruck hergestellt worden war, wurde die Karte mittels ArcGIS produziert (Abb. 2). Dazu waren zahlreiche Korrekturen notwendig, da die Grenzen der Forstkarte in vielen Fällen nicht mit der gespeicherten digitalen topographischen Karte übereinstimmten. Zusammen mit der mittelfristigen Planung (Planungszeitraum 15 Jahre) wurde ein elektronisches Revierbuch eingeführt, das die kontinuierliche Aktualisierung des Datenbestandes und der Planungskarte ermöglicht. Zur Erleichterung der täglichen Arbeit erhielten die Revierleiter auch eine gedruckte Fassung (Abb. 3), die für räumlich zusammenhängende Blöcke von Beständen jeweils einen Ausschnitt im Maßstab 1:10.000 der Planungskarte, der Standortskarte und des IR-Luftbilds enthält.

Der weit überwiegende Teil der Bestände wurde in Hiebsruhe gestellt. Insgesamt wurden etwa 800 ha Fichtenbestände als notwendig/dringlich für Maßnahmen der Waldentwicklung identifiziert. Daraus ergibt sich für den Planungszeitraum eine jährlich zu bearbeitende Fläche von ca. 54 ha, wobei sich die Femelhiebe auf zunächst 20-30 % dieser Fläche beschränken. Es wird mit einem jährlichen Holzanfall von etwa 5.000 fm gerechnet, von denen der überwiegende Anteil aufgearbeitet und verkauft wird (Forstschutz, Pflanzung). Der Pflanzenbedarf liegt bei über 50.000 Stück pro Jahr.

Wildmanagement

Ohne ausreichende Kontrolle der Schalenwilddichte haben vor allem die eingebrachten Tannen keine Chance. Großraubtiere wie Bär, Wolf und Luchs wurden bereits vor langer Zeit ausgerottet. Während sich der Nationalpark durchaus als Lebensraum für den Luchs

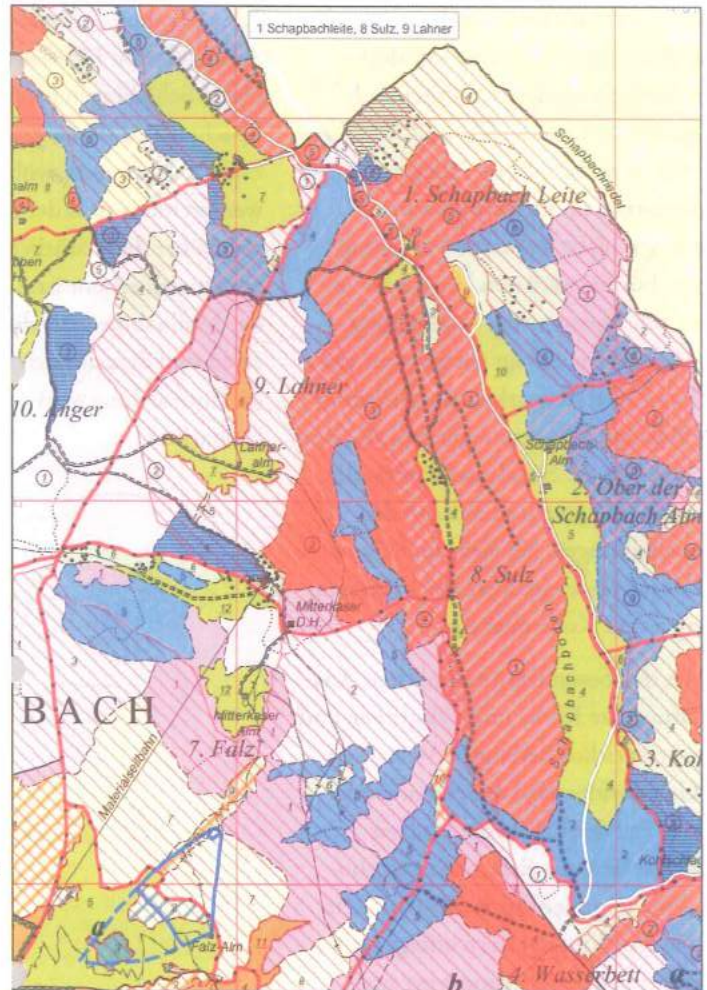


Abb. 2: Kartenausschnitt aus dem elektronischen Revierbuch

| | | |
|--|---|--------------------------------------|
| Forstamt: 445 Nationalparkverwaltung 2004 | | FoDst: 3 Au-Schapbach |
| Waldort XV 8 0¹ | Sulz | Fläche 32,80 ha |
| Betriebsklasse: Nationalpark Berchtesgaden | | Begangsklasse: permanente Pflegezone |
| Bestandsbeschreibung | | |
| Stadium | 3 Reifungsstadium | |
| Bestandsform | Fichte | |
| Alter | 85 (60 - 120) | |
| Funktionen | 40% Wald mit bes. Bedeutung für Wasserschutz (13,1 ha) | |
| | 15% Bodenschutz (4,9 ha) | |
| | 100% Biotop (32,8 ha) | |
| | 100% Bes. Bedeutung f. Lehre u. Forschung (32,8 ha) | |
| | 25% Erholungswald Intensitätsstufe II (8,2 ha) | |
| 100% Nationalpark (32,8 ha) | | |
| 100% FFH - Gebiet (32,8 ha) | | |
| 100% Vogelschutzgebiet (SPA) (32,8 ha) | | |
| einp.: VS Charakter; örtlich noch WS Charakter; Moosbiotop mit Vorkommen des grünen Koboldmooses | | |
| Maßnahmen | | |
| Nutzungssatz | 135 fm/ha auf 32,8 ha in 1,0 Durchgängen | |
| Bestockungsziel | Fichte - Edellaubholz - Tanne | |
| VZ Hauptbestand | 50% Fichte, 15% Tanne, 15% Edellaubholz, 10% Buche, 10% Vogelbeere, | |
| Pflanzverjüngungsziel | 10% Tanne (3,3ha), 5% Buche (1,6ha). | |
| Femelschlag mit Einreihungsquote 30 %; HE päuschaliert; bei den Eingriffen im Bereich des Moosbiotops sind die Ansprüche des grünen Koboldmooses vorrangig zu berücksichtigen (kleinflächiges Vorgehen zur Erhaltung des kühlfeuchten Kleinclimas; Belassen von Totholz unter Berücksichtigung der Forstschutzsituation) | | |

Abb. 3: Eine Holz-bodenfläche im „gedruckten“ Revierbuch

und – mit Einschränkungen auch für den Braunbär – eignet, ist eine Wiederbesiedlung durch den Wolf praktisch ausgeschlossen, da die für das Überleben im Winter notwendigen Tallagen durch Siedlungen und Infrastruktureinrichtungen nicht mehr zur Verfügung stehen. Für die nächsten Jahrzehnte ist daher eine konsequente Regulierung erforderlich. Sie erfolgt faktisch auf etwa 20 % der Nationalparkfläche (Kernzone und Teile der Pflegezone bleiben frei von Eingriffen in die Schalenwildbestände), beim Rotwild gesteuert anhand der Winterzählungen, bei Reh- und Gamswild durch die Ergebnisse der Verbissaufnahmen und Kontrollzäune.

Wegen der besonderen räumlichen Ausgestaltung der Kern- und Pflegezone und des jahreszeitlich bedingten Verhaltens des Gamswildes wird auf einem relativ kleinen Teil der Fläche die Jagdzeit verlängert bzw. die Schonzeit aufgehoben. Eine Regulierung des Rotwildes in den beiden Wintergattern erfolgt bisher nicht. Bei der Regulierung wird ausschließlich eigenes Personal eingesetzt (3 Berufsjäger, 3 Revierleiter, Leitungsdienst). Verpachtungen, Begehungs-scheine oder Jagdgastführungen werden nicht angeboten. Beim Rotwild werden keine (nur Hirsche der Klasse drei), beim Gamswild soweit möglich nur Träger geringer Trophäen erlegt.

Zielkonflikte

Generell birgt der Umbau monotoner, standortsfremder Fichtenreinbestände kein großes Konfliktpotenzial, da sich Biodiversität und Struktureichtum der Bestände durch die Maßnahmen erhöhen. Allerdings kann es im Einzelfall durchaus zu Zielkonflikten kommen. Soweit bekannt und möglich, wurde bei der Planung versucht, dieses Konfliktpotenzial durch bestimmte Maßnahmen zu entschärfen (z.B. geringe Auflichtung und Belassung von ausreichend liegendem Totholz zum Schutz des Grünen

Koboldmooses). Dennoch kann es bei Arten, die von Fichtenreinbeständen bzw. deren Schädlingen profitieren (z.B. den Spechten) zu einem gewissen Bestandsrückgang kommen, wobei angemerkt werden muss, dass der jetzige Bestand gegenüber den natürlichen Verhältnissen tendenziell erhöht ist. Die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Rauhfußhuhnarten sind derzeit noch nicht abschätzbar, die Entwicklung wird jedoch intensiv beobachtet.

Literatur

- BAUER, M. (2005): Aus Fichtenforst wird Mischwald. Zeitschrift „Nationalpark Berchtesgaden“.
- D'HEUREUSE, C.; BAUER, M.; KONNERT, V. & KÜNZL, M. (2004): Mittelfristige Waldentwicklungsplanung im Nationalpark Berchtesgaden (unveröffentlicht).
- KNOTT, H. (1988): Geschichte der Salinenwälder von Berchtesgaden. Forschungsbericht Nr. 12 Nationalpark Berchtesgaden.
- KONNERT, V. & SIEGRIST, J. (2000): Waldentwicklung im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht Nr. 43 Nationalpark Berchtesgaden.
- KONNERT, V. (2004): Mittelfristige Waldentwicklungsplanung im Nationalpark Berchtesgaden (Methoden und Ergebnisse). Endbericht zum Projekt Waldplanung (unveröffentlicht).
- KRAL, F. & RALL, H. (1990): Wälder – Geschichte, Zustand, Planung. Forschungsbericht Nr. 20 Nationalpark Berchtesgaden.
- NATIONALPARK BERCHTESGADEN (2001): Nationalparkplan.
- ZIERL, H. (1998): Geschichte des Berchtesgadener Schutzgebietes. Sonderdruck aus: Geschichte von Berchtesgaden, Verlag Plenk.

SVEN ANDERS, Bad Schandau

Konzept der Waldentwicklung im Nationalpark Sächsische Schweiz

1. Fläche, Größe und Zonierung des Nationalpark Sächsische Schweiz

Zwei charakteristische, weitgehend naturnahe Ausschnitte des rechtselbischen Sandsteingebirges sowie nordwestlich angrenzende Ausläufer des Westlausitzer Berg- und Hügellandes sind zu Sachsens einzigem Nationalpark zusammengefasst. Die Gesamtfläche beträgt 9.350 Hektar, die als gemeinsame Nationalparkregion „Sächsische Schweiz“ eingebettet sind in das gleichnamige Landschaftsschutzgebiet. Der hintere Nationalparkteil grenzt zudem an den Nationalpark „Böhmische Schweiz“ in der Tschechischen Republik.

Die Region ist allgemein besonders bekannt durch bizarre Sandsteinfelsen und eine stark gegliederte Erosionslandschaft der Elbe und ihrer Nebenflüsse (Abb. 1). Doch prägen eine Vielzahl von Lebensräumen das Nationalparkgebiet als formenreiche Wald-Fels-

Landschaft. In Folge der schwer zugänglichen Felsenwildnis blieben in großen Teilen des Gebietes geschlossene Wälder erhalten, die auch heute noch weitgehend siedlungsfrei sind. 92 % des Nationalparks sind Wald.

Verbreitete Waldgesellschaften sind Auwälder, Eichen-Hainbuchen-Wälder, Schutthang- und Schluchtwälder, mesophile Buchenwälder, Hainsimsen-Buchenwälder sowie Kiefernwälder der Felsgebiete.

Der Nationalpark ist in 3 Zonen mit unterschiedlichen Schutz-, Pflege- und Entwicklungszielen gegliedert.

- Naturzone A (40 % des Waldes, das sind 3.302 ha): Sicherung natürlicher Prozesse/Prozessschutz ohne Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen
- Naturzone B (60 % der Waldfläche = 5.067 ha): Entwicklungszone, zeitlich

befristete Förderung einer natürlichen Entwicklung mit dem Ziel, die überwiegende Fläche in die Naturzone A zu überführen (Ausnahme: kleinflächig eingeschlossene naturnahe oder bedingt naturnahe Waldbestände)

- Pflegezone (Dauerpflege): Kulturlandschafts- und erholungsbereiche sowie ganzjährig bewohnte oder bewirtschaftete bebaute Grundstücke mit dauerhafter Pflege.

Innerhalb eines Zeitrahmens von 30 Jahren soll im 10-jährigen Turnus von Forsteinrichtungen schrittweise der Bereich ohne lenkende waldbauliche Eingriffe auf >75 % der Nationalparkfläche erweitert werden (entsprechend IUCN-Kategorie II). Der nächste Schritt zur Erweiterung erfolgt 2008 hin zu einem Anteil von ca. 50 % der National-



Abb. 1: Formenreiche Wald-Fels-Landschaft an der Elbe

parkfläche. Kriterien für eine abschnittsweise Überführung von Waldflächen sind

- Arrondierung bestehender Ruhebereiche
- Steilhangstandorte
- Bestände mit standortsheimischen Baumartenkombinationen
- Fichtenbestände mit <40 % standortsheimischen Mischbaumarten
- Fichtenbestände mit standortsheimischen Unterständen

Bis zu 2.350 ha aus der Naturzone B werden mittelfristig in die Pflegezone eingeordnet und führen schließlich zur völligen Auflösung der Naturzone B etwa bis zum Jahr 2030.

Da die Einteilung der Zonen Bestandteil der Rechtsverordnung zur Nationalparkregion ist, sind die Veränderungen der Zonierung zwar verwaltungsintern unmittelbar bindend, haben aber zunächst bis zur Novellierung der Rechtsverordnung noch keine rechtsverbindliche Außenwirkung.

2. Waldbau in der Naturzone B

Durch zeitlich begrenzte Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen soll aktiv die Entwicklung naturnaher Waldstrukturen gefördert werden. Grundsätzlich dienen Maßnahmen eines naturnahen Waldbaus im Nationalpark einer Streckung der Alterstruktur durch Einwachsenlassen von Waldbeständen in die Alters- und Zerfallsphasen der Waldentwicklung, der Förderung natürlicher Raumstrukturen und der Begünstigung der standortstypischen heimischen Baumarten.

Die Waldpflege hat Vorrang vor dem eigentlichen Waldumbau. Den Schwerpunkt bilden Eingriffe zur Mischungsregulierung in jungen und mittelalten Beständen in Richtung potentiell natürlicher Waldgesellschaften. Das betrifft insbesondere Fichtenbestände, die in der Regel noch geringe Mischungsanteile

heimischer Laubbaumarten aufweisen.

In Altbeständen finden keine Pflegemaßnahmen mehr statt soweit sie nicht zur Vorbereitung besonderer Verjüngungsziele erforderlich sind. Solche Verjüngungsziele beschränken sich auf die Wiedereinbringung fehlender Weißtannen (s.u.), Traubeneichen oder Stieleichen.

Ein Ziel der Waldbehandlung ist es auch, Störungen der Waldentwicklung hinsichtlich Intensität, Raum und Zeit zu steuern. Sehr großflächige Bestandeszusammenbrüche in Folge von Massenvermehrungen von Forstinsekten sollen vermieden, kleinere Störungen dagegen zugelassen werden.

Insgesamt zielt das Nationalpark-Programm auf eine Minimierung auch der Waldbehandlung hin. Ein Erlass von 1996 zu Waldbaugrundsätzen für den Nationalpark drückt die gebotene Eingriffsminimierung insbesondere durch räumliche und zeitliche Konzentrationen bei allen Waldbehandlungsmaßnahmen aus. Die Bildung von Pflegekomplexen, die Beschränkung des Holzeinschlag auf den Zeitraum 15.8. bis 15.3., die besondere Minimierung von Management am Fuß von Felsmassiven und in Schluchtbereichen sowie auch die Verwendung von autochthonem Saat- und Pflanzgut sind grundsätzliche Rahmenbedingungen, die auch bei der derzeitigen Überarbeitung des Nationalpark-Programms bestätigt werden.

3. Waldbauliche Tätigkeitsschwerpunkte

Beispielhaft sollen hier drei Aspekte aus der Waldbehandlung des Nationalparks dargestellt werden, die auch auf Besonderheiten der Sächsischen Schweiz eingehen:

Wiedereinbringung der Weißtanne

Die Weißtanne war an der ursprünglichen Vegetation mit bis zu 25 % beteiligt.

Heute finden sich nur noch Restvorkommen von einzelnen Altannen, deren Förderung so wichtig erscheint, dass im Einzelfall auch im Ruhebereich eine Einzelentnahme von Konkurrenten erfolgen kann.

Langfristig soll ein Flächenanteil der Weißtanne von ca. 300 ha wiederhergestellt werden. Das bedeutet entsprechend eine jährliche Voranbaufläche von rund 10 ha pro Jahr.

Einzelne Bereiche des Nationalparks, die sich standörtlich, unter Beachtung des Mikroreliefs und auch von den vorgefundenen Bestockungsverhältnissen her besonders eignen, werden für die künstliche Wiedereinbringung der Baumart ausgewählt. Sie lassen auch nach ihrer Lage im Pflegebereich (langfristige Zonierungsentwicklung) langfristige Eingriffe im Oberstand und die Gewähr einer anhaltend mäßigen Unterbrechung des Kronenschlusses zu.

Die Pflanzung erfolgt in Bestandeslücken, unter Lärchen- oder Birkenanteilen, in eine aufkommende Fichtenaturverjüngung. Bereits angekommene Naturverjüngung der Buche wird gemieden.

Das Bejagungskonzept ist auf die Verjüngungsschwerpunkte ausgerichtet und sieht dort eine intensivere Jagd vor.

Durchforstungen

Sie erfolgen als Struktur- und Gruppendurchforstungen, bei denen Eingriffe in das Herrschende möglichst dauerhaft Strukturbelebungen erreichen. Die Entnahmen konzentrieren sich auf Fichten und Lärchen oder nicht heimische Baumarten, fördern durch maßvolles Freistellen die gering vertretenen Baumarten Weißtanne, Traubeneiche und Stieleiche oder unterstützen durch dauerhafte Durchbrechung eines Kronenschlusses die Naturverjüngung.

In der derzeitigen Waldbauplanung liegt

Tabelle 1: Flächenumfang gebietsfremder Baumarten im Nationalpark Sächsische Schweiz

| | | |
|-----------------|--------|----------------------|
| Lärchen | 432 ha | 5,0 % der Waldfläche |
| Weymouthskiefer | 9 ha | 0,1 % der Waldfläche |
| Roteiche | 69 ha | 0,8 % der Waldfläche |
| Douglasie | 16 ha | 0,2 % der Waldfläche |

der 10-jährige Hiebssatz bei ca. 25.000 Fm und die Pflegefläche bei rund 5.000 ha oder entsprechend etwa 5 Festmeter pro Hektar und Jahr. Der Pflageeturnus beträgt etwa 5 bis 7 Jahre. Durch Verkleinerung des Pflegebereiches wird zukünftig die aktive Pflegefläche und damit die Gesamtholzmenge reduziert werden, nicht aber der Holzanfall auf der Einzelfläche.

Umgang mit gebietsfremden Baumarten

Gebietsfremde Baumarten kommen über das gesamte Nationalparkgebiet verteilt vor. Ihr Flächenumfang ist Tab. 1 zu entnehmen.

Zwar ist weder mit dem Nationalparkgedanken zu vereinbaren noch praktisch möglich alle gebietsfremden Bäume vollständig zu entnehmen, doch veranlasst der Einfluss, den die „Fremdländer“ auf die Baumartendynamik nehmen, den Nationalpark zu einem differenzierten Vorgehen. Während bevorzugt eine Entnahme dieser Baumarten nur im Rahmen planmäßiger Waldpflege geschieht, erfolgt bei Weymouthskiefern und Roteichen auf Grund ihres hohen Verjüngungsdruckes darüber hinaus auch eine Entnahme von Einzelbäumen (Samenträger), nach Einzelfallabwägungen in wenigen Fällen auch im Ruhebereich. Das Vorgehen bei der Weymouthskiefer ist mit dem Nationalpark Böhmisches Schweiz abgestimmt.

Eine Form der Behandlung insbesondere abseits von Wanderwegen und bei Einzelbäumen stellt das Ringeln der Bäume dar.

Stärker als alle Versuche natürliche Waldentwicklungen zu regenerieren, ist die wertfreie Betrachtung der Prozesse, die immer wieder neue Varianten und Überraschungen in sich tragen. Im Nationalpark Sächsische Schweiz bleiben und bleiben daher in der schwer zugänglichen Felsenwildnis große Teile der Wälder unberührt.

PETER A. SCHMIDT, Tharandt

Waldentwicklung in Nationalparken unter dem Aspekt natürlicher Dynamik in Fichtenwäldern und in künstlich begründeten Fichtenbeständen

1. Ausgangssituation: Waldökosysteme unterschiedlicher Hemerobie

Die aktuellen Waldökosysteme in mitteleuropäischen Nationalparken sind das Ergebnis des Wirkens natur- und kulturbürtiger Kräfte in Vergangenheit und Gegenwart (Abb. 1-3). Die ökologische (pflanzengeographische, standörtliche etc.) Situation in den Nationalparken Mitteleuropas, in denen Fichtenwälder und / oder -forsten einen hohen Flächenanteil einnehmen (z. B. Berchtesgaden, Bayerischer Wald, Harz, Sächsische Schweiz, Böhmisches Schweiz) ist trotz bestimmter Gemeinsamkeiten durchaus verschieden und dies auf unterschiedlichsten Ebenen.

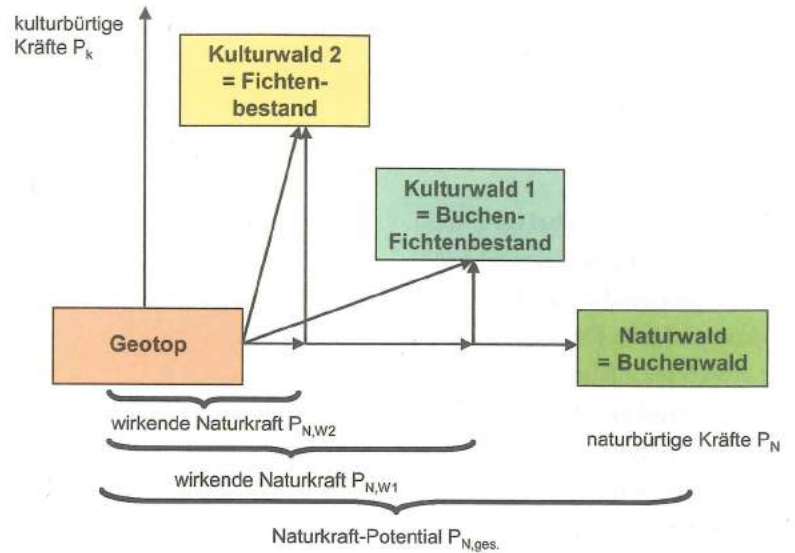


Abb. 1: Naturwald als Ausdruck des Naturkraft-Potenzials auf Buchenstandorten und Relationen zwischen natur- und kulturbürtigen Kräften bei unterschiedlich stark durch menschlichen Einfluss abgewandelten Waldbeständen (THOMASIUŠ & SCHMIDT 2003, verändert)



Fichten-Forste



5-15-jährige Buchen-Voranbauten



6-40-jährige Buchen-Voranbauten



Buchen-Wirtschaftswälder



Buchen-Fichten-Mischbestände



naturnaher Bergmischwälder

Abb. 2: Beispiele für Waldökosysteme unterschiedlicher Hemerobie in der Buchen- und Bergmischwaldstufe zur Zeit der Festsetzung von Nationalparken in Gebirgen Mitteleuropas (Fotos: J. Kießling, M. Denner)

Mittelgebirge

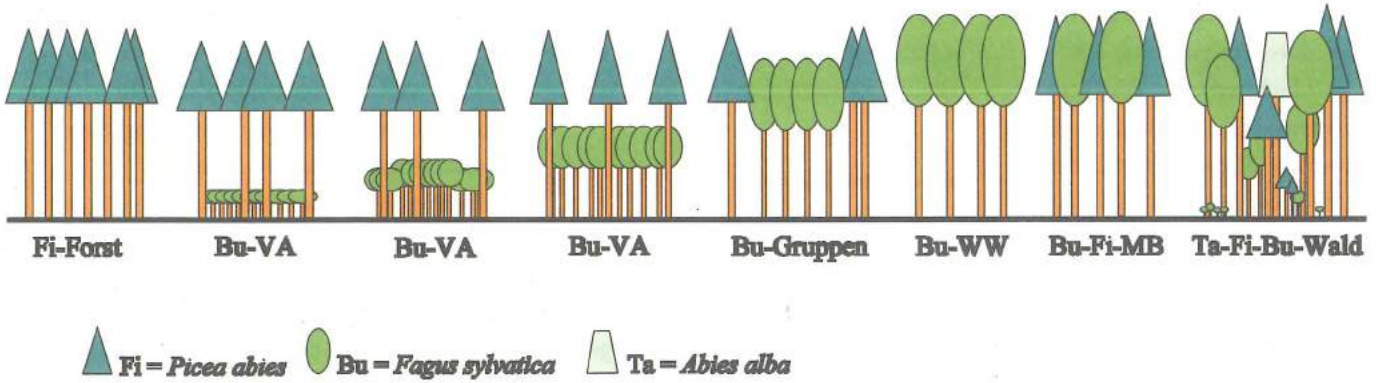


Abb. 3: Schematische Darstellung verbreiteter Bestandestypen zur Zeit der Nationalparkgründung in der Bergmischwaldstufe mitteleuropäischer Gebirge (im Harz ohne Tanne; Forst = künstlich begründeter gleichaltriger Reinbestand; VA = Voranbau im Fichten-Reinbestand; WW = Wirtschaftswald; MB = Mischbestand; SCHMIDT & DENNER 2005)

Populationsebene

Auf der Ebene der Populationen ergibt sich für den Harz die besondere Situation des inselförmigen Vorkommens nachgewiesener autochthoner Restbestände („Brockenfichte“, „Harzfichte“) einer Populationen des hercynischen Teilareals von *Picea abies*, darunter an raue Bedingungen angepasste Phänotypen mit kurzen Ästen erster Ordnung (Plattenfichten) und schmaler Krone (Tendenz zu Walzenfichte). Die schutzwürdigen und -bedürftigen autochthonen Populationen sind umgeben von künstlich begründeten Beständen aus Fichten fremder Herkunft.

Ebene der Geobiozöosen bzw. Ökosystemtypen

In den einzelnen Gebirgen kommen

verschiedene zonale und azonale Fichtenwaldgesellschaften sowie Bergmisch- und Buchenwaldgesellschaften vor. Die besondere Situation für den Harz ergibt sich durch die infolge geographischer Entfernung isolierte Entwicklung, die nördlichste Lage der Gebirgsfichtenwälder (artenärmer als südlicher gelegene) und das Fehlen der Weiß-Tanne (*Abies alba*) in den Buchen- und Bergmischwäldern. Unterschiedlich ist ebenfalls der Grad der Erhaltung naturnaher Ökosysteme in den Nationalparks (Abb. 2, 3), unter anderem in Abhängigkeit von

- der Zugänglichkeit (z. B. Relief, Verlauf ehemaliger oder gegenwärtiger Staatsgrenzen),
- differenzierter Art und Intensität forstlicher Bewirtschaftung (z. B. Erhaltung höherer Buchenanteile im Nationalpark Bayerischer Wald, hoher Anteil

naturferner Fichtenbestände auf Laubwaldstandorten in den Nationalparks Harz und Sächsische Schweiz; Abb. 4), - Belastungen durch Immissionen oder Massentourismus.

Naturnahe Bergwälder haben sich im Harz nur in schwer zugänglichen Lagen erhalten, so in der Umgebung von Mooren, auf Blockstandorten oder an Steilhängen der Täler (WEGENER & KISON 2002). Mit Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft im 18. Jahrhundert wurden auf allen erreichbaren Standorten, selbst auf entwässerten Mooren, Fichten verschiedenster Herkunft gepflanzt und überwiegend im Kahlschlagssystem bewirtschaftet, wobei besonders seit 1840-1880 der Fichtenanteil enorm erhöht wurde. So sind die als zonale natürliche Waldgesellschaften vorherrschenden Buchenwälder in der montanen

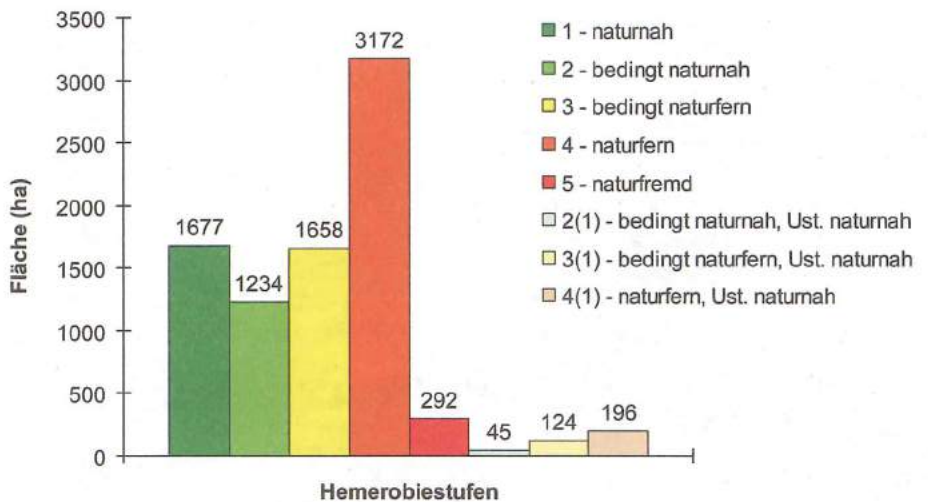


Abb. 4: Flächenanteile der Hemerobiestufen der Waldbestände im Nationalpark Sächsische Schweiz nach Festsetzung des Nationalparks (exkl. weiterer Fläche von 175 ha mit waldbaulich bedingten Unterschieden in der Hemerobie von Ober- und Unterstand); Ust. = Unterstand

Stufe meist ersetzt durch Buchen-Fichten-Mischbestände, die teils in ihren Strukturen durchaus naturnah sein können, und Fichtenforste. Die Fichte ist in der Buchenwaldstufe besonders wüchsig, hier sind die Altersklassenbestände aber sehr strukturarm und gehören zu den artenärmsten Waldbeständen des Harzes. Die in der Übergangsstufe von der montanen zur hochmontanen Stufe („obermontane“ Stufe, 700-800 m ü. NN) natürlich vorkommenden Buchen-Fichten-Wälder (*Calamagrostio villosae-Fagetum*) sind meist ebenfalls ersetzt durch Fichtenforste, die bei kleinstandörtlich differenzierten Geländebedingungen auch recht strukturreich sein können. Natürliche Vorkommen der Fichte treten ab 700 m ü. NN, an Sonderstandorten sogar ab 500 m ü. NN auf. Die hochmontane Stufe (ab ca. 800 m ü. NN) ist die Stufe der natürlichen Fichtenwälder (GARVE & HULLEN 2002, WEGENER & KISON 2002): Wollreitgras-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum*), Fichten-Blockwald (*Betulo carpaticae-Piceetum*, auf Klippen und Blockmeeren), Fichten-Moorwald (*Vaccinio uliginosi-Piceetum*, im Übergang zu offenem Moor bzw. auf Moorrandgehängen, bei Wasserüberschuss auch durch Paludifikation aus Wollreitgras-Fichtenwäldern), Ebereschen-Fichten-

Blockgehölz (Waldgrenze). In der Fichtenwaldstufe sind die meisten Fichtenbestände ebenfalls gepflanzt und wurden früher bewirtschaftet (ADLUNG 1995).

Naturräumliche Ebene

Auf naturräumlicher bzw. landschaftlicher Ebene ergeben sich Unterschiede zwischen den Nationalparken in Gebirgen unter anderem durch ihre Lage im Ozeanitäts-/Kontinentalitätsgradienten und differenzierte Höhenstufen sowie die Einbindung in die umgebenden Kulturlandschaften. Die besondere Situation für den Harz ergibt sich durch die isolierte Lage des Mittelgebirges mit der Ausbildung einer „Kampfwaldstufe“ im Waldgrenzbereich der Brockenkuppe („supramontane“ Stufe, DIERSCHKE & KNOLL 2002) und mit einem klimatischen West-Ost-Gefälle. Der Wald-Nationalpark Harz mit natürlicher Zonierung in Laub- und Fichtenwaldstufen, mit Ökosystem-Komplexen aus Wäldern, Blockhalden und Mooren, mit Auen und Steilhängen an Fließgewässern, liegt inmitten einer Gebirgs-Kulturlandschaft, umgeben von einem Hügelland, das noch stärker vom Menschen beeinflusst ist.

Steht eine „Nationalpark-konforme“ Waldentwicklung von Fichtenwäldern und künstlich begründeten Fichtenbe-

ständen durch natürliche Walddynamik zur Diskussion, ist also erst einmal festzuhalten, dass die Ausgangssituation in den einzelnen Nationalparken sehr unterschiedlich ist. Vor Festlegungen zur zukünftigen Waldentwicklung in Nationalparken erscheint es sinnvoll, der Frage nachzugehen, unter welchen Bedingungen (natürlichen bzw. jegliche direkte Einflussnahme ausschließenden oder waldbaulich gesteuerten) welche Entwicklung in welcher Zeit in den in differenzierter Weise anthropogen ab- und umgewandelten Waldbeständen abläuft oder ablaufen würde. Das ist in erster Linie eine Problemstellung wertfreier ökologischer Waldforschung. Hier kann lediglich auf einige Aspekte der Struktur und Entwicklung natürlicher Fichtenwälder und künstlich begründeter Fichtenforste eingegangen werden.

Natürliche und naturnabe, unbewirtschaftete Fichtenwälder

Die Struktur und Dynamik natürlicher Fichtenwälder hängt stark von Lage, Standort und Vegetationstyp ab (THOMASIUŠ 1991, KORPEL 1995). Die Vielfalt von Arten-, Raum- und Altersstrukturen steht in enger Beziehung zu den einzelnen Entwicklungsphasen des Ökosystems bzw. dem jeweils ausgebilde-



Abb. 5: Fichten-Naturwald (boreale Zone Osteuropas: Umgebung Archangelsk; Foto: P. A. Schmidt)

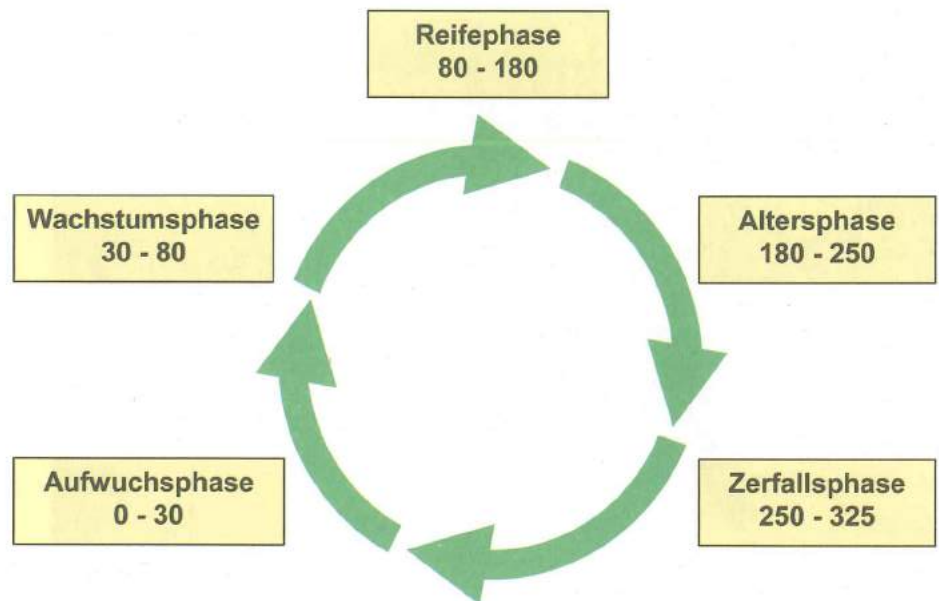


Abb. 6: Hauptphasen der natürlichen Regenerationsdynamik in Wollreitgras-Fichten-Bergwäldern im Nationalpark Harz (Zeitangaben nach STÖCKER 1995 Mskr.; aus WEGENER 1997)

ten Mosaik desynchroner Zyklen der Entwicklungsphasen. Kleinstrukturen wie Moderholz und aufgeklappte Wurzel-teller oder kleinstflächige Geländeerhebungen bieten nicht nur günstige Voraussetzungen als Keimbett für die Naturverjüngung (Verjüngungsherde), sondern stellen Habitatangebote für Pflanzen-, Pilz- und Tierarten dar (Abb. 5). Strukturreichere Bestände besitzen eine größere Artendiversität, vor allem an Kryptogamen (z. B. Vielfalt von Pilzen und Flechten an Altbäumen und Totholz).

So sind im Harz die Fichten-Blockwälder artenreicher (besonders an Bärlappen, Moosen, Flechten) und weisen eine vielfältigere Raumstruktur als die Wollreitgras-Fichtenwälder auf. Wüchsigkeit, Baumhöhe und Kronenschlussgrad der Fichten-Moorwälder sind geringer, aber ihre Artenvielfalt ist größer. Bisherige Untersuchungen zur natürlichen Entwicklungsdynamik in mitteleuropäischen Gebirgswäldern (z. B. SCHAUER & STÖCKER 1976, SCHMIDT-VOIGT 1991, KORPEL 1995, STÖCKER 1997, 2001) erbrachten unterschiedliche Ergebnisse zur Dauer eines vollständigen Entwicklungszyklus (für Fichtenwälder unterhalb 1400 m ü. NN: 180-220 bis 350-400 Jahre) und zur Dauer einzelner Phasen (z.B. Reifephase 100-160, Zerfallsphase

70-90, Verjüngungs- und Wachstumsphase 80-100 Jahre; für Wollreitgras-Fichtenwälder im Harz s. Abb. 6). Reife- u. Altersphase sind flächenmäßig am stärksten vertreten (LEIBUNDGUT 1978). Die Reifephase ist durch gleichförmigen Höhengaufbau recht strukturarm. Die größten Altersunterschiede treten im Übergang zur Altersphase auf, die durch eine Abnahme der Wachstumsprozesse gekennzeichnet ist (MAYER 1967, LEIBUNDGUT 1993). Die Diversität ist im Übergang zur Zerfallsphase (starke Differenzierung vertikaler Raumstruktur, steigender Totholzanteil, Insektenreichtum) am höchsten. Die Zerfallsphase, die am Ende eine plenterartige Struktur aufweist, ist anfällig gegenüber Störereignissen, der Übergang in die Verjüngungsphase ist fließend. Bis zur Wachstumsphase kann der Anteil an Pionierbaumarten höher sein, aber Pionierwaldstadien treten nur nach großflächigen Störungen auf, sonst bestimmt die Fichte die Naturverjüngung. Nach Störungen können sich auch gleichaltrige Fichtenbestände entwickeln. Die flächenmäßige Ausdehnung der Phasen ist am kleinsten unter edaphisch und klimatisch extremen Bedingungen.

Künstlich begründete Fichtenforste

Die Fichtenforste unterscheiden sich in Arten-, Raum- u. Altersstrukturen sowie in der Entwicklungsdynamik wesentlich von den natürlichen bzw. naturnahen Fichtenwäldern (BLANCKMEISTER & HENGST 1971, SCHMIDT-VOIGT 1991, LEIBUNDGUT 1993, STÖCKER 1997, ZERBE 1999, OKLAND et al. 2002, STÖCKER & ROMMERSKIRCHEN 2002). Im Gegensatz zum zeitlichen Nacheinander und räumlichen Nebeneinander verschiedener Entwicklungsphasen der Naturwälder handelt es sich bei den künstlich begründeten Beständen um gleichmäßige geometrische Muster mit waldbaulich gesteuerten, zeitlich und räumlich eng definierten Stadien mit gleichmäßiger Alterung (Anwuchs – Jungwuchs – Dickung – Stangenholz – Baumholz) und durch Hiebsreife begrenztem Lebenszyklus (Endnutzung meist mit 80-100 Jahren). Der Alters- und Zerfallsphase vergleichbare „Wuchsklassen“ und Lückendynamik mit entsprechenden Strukturen und Prozessen fehlen. Die gleichaltrigen Reinbestände weisen eine wenig ausgeprägte vertikale (meist einschichtig) und durch regelmäßige Distribution bestimmte horizontale Raumstruktur auf (Abb. 7). Weniger homogen sind Raum- und Altersstruktur der Bestände mit Voranbau (zweialtrige



Abb. 7: Verschiedene Wuchsklassen von Fichten-Reinbeständen, die mit Festsetzung eines Nationalparks (hier Sächsische Schweiz) aus der Bewirtschaftung genommen wurden (Foto: P. A. Schmidt)

und zweischichtige Systeme; Abb. 2, 3). Kleinstrukturen, so auch Totholz, treten nur in geringem Ausmaß auf oder fehlen, sieht man von den durch Immissionen oder Borkenkäfern geschädigten Beständen ab. In Reinbeständen tritt Fichten-Verjüngung oft flächendeckend auf (höchste Chance und geringste Mortalität der Keimlinge bei Bestockungsgrad 0,6; KÜßNER 2000). Pionier- und andere Mischbaumarten treten kaum in Erscheinung. Das Ankommen von Laubbäumen in Fichten-Altbeständen ist abhängig von Kronenschlussgrad und Diasporenquellen. Ihre Etablierung wirkt sich positiv auf den Standort, unter anderem durch Verbesserung des Oberbodenzustands, aus (ZERBE 1999) und kann eine naturnähere Entwicklung einleiten (Zunahme

des Anteils an Mischbaumarten und Laubwaldpflanzen). Vielfalt und Deckungsgrad der Bodenvegetation in Fichtenbeständen variieren in den einzelnen Wuchsklassen. Bis zum Jungwuchs ist die Bodenvegetation relativ vielfältig, in Dichtung und Stangenholz ist sie kaum entwickelt und besonders artenarm. Erst in den Altbeständen erfolgt eine verstärkte Wiederbesiedlung, wobei sich nur eine begrenzte Anzahl der für Fichten-Bergwälder typischen Arten einstellt. Nach Kahlschlag bilden sich Schlagfluren aus. Teilweise können Fichten-Wirtschaftswälder in den Mittelgebirgen recht hohe Artenzahlen von Gefäßpflanzen aufweisen, wobei die Diversität der Krautschicht durch „Störzeiger“ (oft Arten von Offenbio-

topen) gefördert wird (vgl. hohe Artenzahlen in Fichtenforsten im Vergleich zu Buchen- und Bergmischwäldern Abb. 8; SCHMIDT, DENNER & JÄGER 2004, WECKESSER & SCHMIDT 2004). An Pilzarten insgesamt und an gefährdeten Pilzarten Deutschlands sind jedoch Fichtenforsten wesentlich ärmer als naturnahe Bergmischwälder auf gleichartigen Standorten, wie ein mykologischer Vergleich von Beständen im Nationalpark Bayerischer Wald und auf Forstflächen zeigt (NUSS 1999). Diasporenquellen für die Etablierung von krautigen Pflanzenarten sind die Samenbank (allerdings arm an charakteristischen Waldpflanzen), benachbarte naturnahe Wälder und Verlichtungsfluren (z. B. Säume der Waldinnenränder, Schlagfluren).

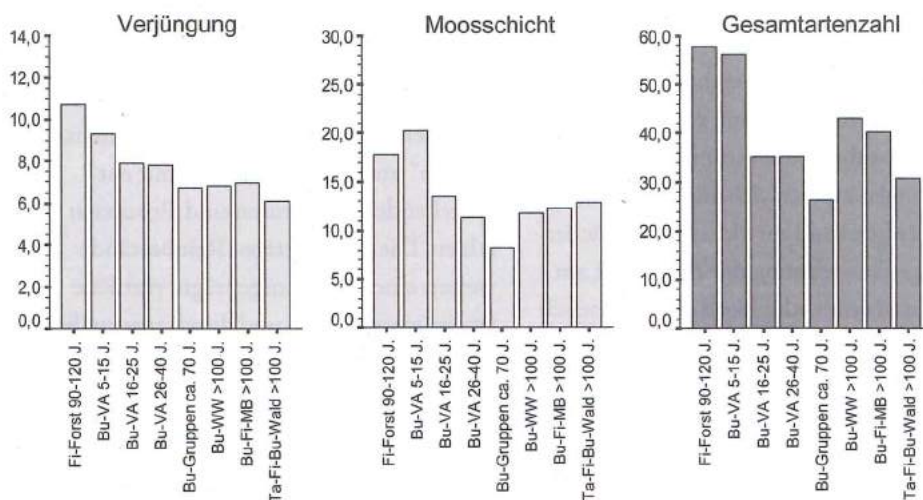


Abb. 8: Mittlere Artenzahlen (400 m²) der Verjüngung, Moosschicht und Phytozönose gesamt für Fichtenforsten (ohne/ mit Voranbau Buche), bewirtschaftete Buchen- und Mischbestände sowie naturnahe Bergmischwälder der montanen Stufe (VA = Voranbau, WW = Wirtschaftswald, MB = Mischbestand). Stichprobenumfang jeweils ≥ 49 (abgesichert durch Signifikanztests: für Verjüngung Kruskal-Wallis-Test, für Moosschicht und Gesamtbestand einfache Varianzanalyse; SCHMIDT & DENNER 2005)

Bedingt durch die standortformende Kraft und das starke Verjüngungspotential würde die Fichte bei ausbleiben der Bewirtschaftung auch auf Standorten ursprünglicher Bergmisch- und Buchenwälder mindestens in einer weiteren Baumgeneration dominieren oder wurde bereits Bestandteil der potentiellen natürlichen Vegetation auf Buchenwaldstandorten (JAHN et al. 1990, STÖCKER 1997). Infolge langzeitiger anthropogener Wirkungen und eines Fichtenanbaus über mehrere Generationen hat sich offensichtlich das Areal der Fichte und der Fichtenwälder in tiefere Lagen erweitert. Die veränderten Standortbedingungen begünstigen nicht nur die Verjüngung der Fichte, es treten auch typische Arten der Kraut- und Mooschicht der Fichten-Bergwälder auf, selbst charakteristische Schmetterlingsarten der Fichtenwälder haben ihr Areal durch Ausbreitung in die Fichtenforste erweitert (KARISCH 1995).

Störereignisse wie Windwurf, Schneebruch oder Insektengradation fördern Strukturen, unter denen sich natürliche Prozesse entfalten und natürliche Zustände ausbilden, ebenso die Vielfalt bestimmter Organismengruppen (z. B. Flechten durch erhöhten Totholzanteil, DIERSCHKE & KNOLL 2002). Waldschäden durch Immissionen verändern Strukturen und Prozesse sowohl in den naturnah erhaltenen Fichtenwäldern als auch in den Fichtenforsten. Sie bedingen unter anderem Bestandesauflichtungen, die teilweise naturnähere Strukturen als dichte Fichten-Altbestände aufweisen. Bei stärkeren Auflichtungen durch Störereignisse oder Stoffeinträge kann der Deckungsgrad von Gräsern (z. B. *Calamagrostis villosa*) zunehmen (bis auf 4/5, KÜßNER 2000), wodurch die Verjüngung der Baumarten gehemmt wird. In diesen Fällen erweist sich liegendes Totholz (Moderholz) als wichtige Kleinstruktur für das Ankommen der Verjüngung (Abb. 9) und damit die Regeneration der Baumarten (REIF & PRZYBILLA 1995).

Trotz des umfangreichen Wissens - gerade zur Fichte und zu Fichtenwäldern in Europa - erweist sich, dass unser Kenntnisstand zu der unter den jeweils gegebenen Bedingungen in den Fichtenwäldern und -forsten ablaufenden Dynamik lückenhaft ist (vgl. BLASCHKE 1999). Selbst SCHMIDT-VOIGT (1977-1991), der Verfasser der mehrbändigen Monographie „Die Fichte“, an der zahlreiche Autoren mitwirkten, muss gestehen (1989, S. VIII), dass dieses Werk ein unvollkommener erster Versuch einer umfassenden Darstellung ist. Hinzu kommen Unsicherheiten bezüglich der Folgen des Klima- und damit Standort- und Vegetationswandels. Auch aus diesem Grunde erscheint es geboten, die Chance zu nutzen, die Nationalparke bieten: Erforschung der von menschlichen Eingriffen unbeeinflussten Entfaltung von Strukturen und Prozessen in Waldökosystemen differenzierter Heterogenität, um aus den Analysen Daten und Erkenntnisse zu gewinnen, die gesicherte

Aussagen zur Waldentwicklung und zum Management unter Nationalparkbedingungen wie auch im Wirtschaftswald erlauben (Abb. 10) sowie die Ableitung von Kriterien und Indikatoren zur Beurteilung der Waldbehandlung ermöglichen. Die Bedeutung derartiger Untersuchungen in Nationalparke für einen Wissenszuwachs zur Wachstumsdynamik der Fichte, zur Struktur und Dynamik der Fichtenwaldökosysteme belegen eindrucksvoll die Ergebnisse von STÖCKER (1997, 2001, 2002) und STÖCKER & ROMMERSKIRCHEN (2002) im Nationalpark Hochharz.

2. Zonierung in Bereiche differenzierter Waldentwicklung als Kompromiss

Für eine Waldentwicklung, die der Schutzgebietskategorie Nationalpark gerecht werden soll, existieren bestimmte Rahmenbedingungen:

- Naturschutz-Leitbilder und
- Entwicklungsziele,

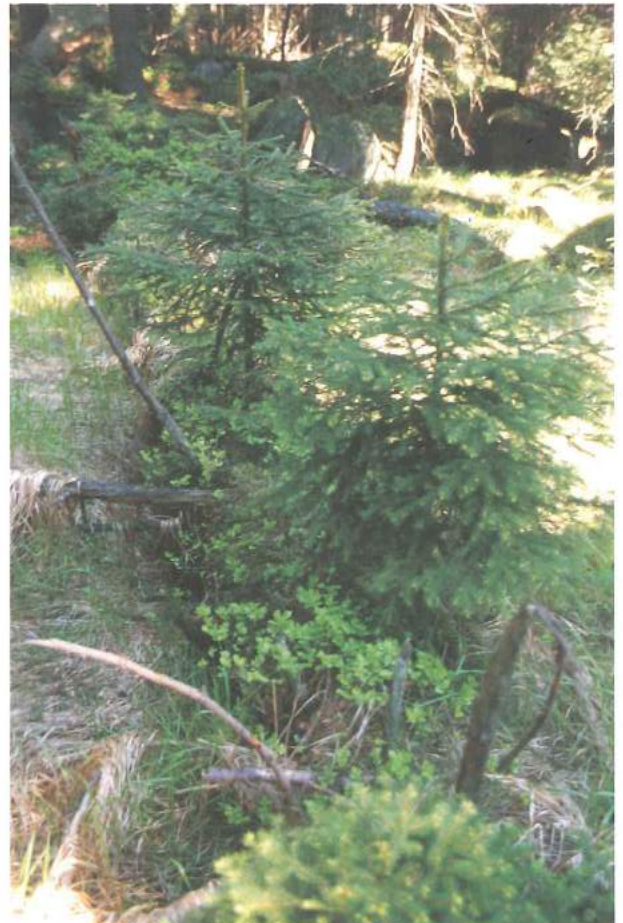


Abb. 9: Moderholzverjüngung der Fichte im naturnahen Wollreitgras-Fichten-Bergwald (Nationalpark Harz; Foto: P. A. Schmidt)

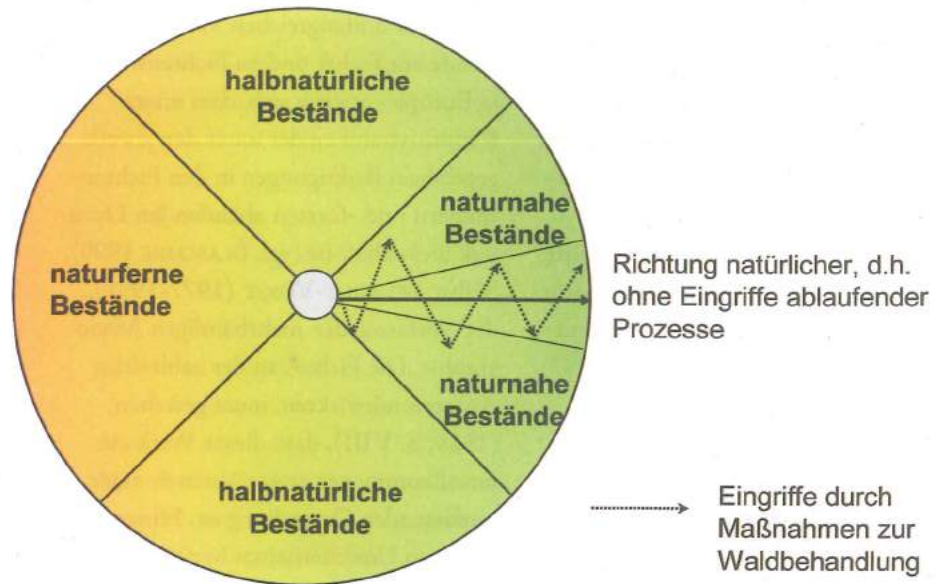


Abb. 10: Richtung der durch Waldbehandlung gesteuerten Entwicklung bei der Überführung naturferner Bestände im Verhältnis zur Richtung natürlicher, ohne direkte Einflüsse des Menschen ablaufender Prozesse bei der Regeneration des Naturwaldes von morgen (in Anlehnung an THOMASIUS 1996, verändert)

- nationale Gesetzgebung bzw. Verordnungen in den Bundesländern,
- Kriterien der Weltnaturschutzunion IUCN für die internationale Anerkennung als Nationalpark.

Schutzzweck und Ziele eines Nationalparks, wie sie in Gesetzen und Verordnungen festgelegt sind, aber auch die IUCN-Kriterien lassen durchaus einen gewissen Spielraum für Entscheidungen zur Waldentwicklung in Nationalparken. Aber auch unabhängig davon bedarf es der Auseinandersetzung um Strategien und Handlungskonzepte. In Anbetracht der großräumigen oder sogar auf der Waldfläche verschiedener Nationalparke vorherrschender Fichtenforste erfolgten in den Nationalparken Zonierungen in unterschiedliche und bedauerlicherweise in den einzelnen Nationalparken abweichend benannte Bereiche der Waldentwicklung bzw. -behandlung („Maßnahmenbereiche“; Abb. 11):

- Bereiche ohne jegliche Eingriffe in die natürlichen, d.h. ohne direkte menschliche Einflussnahme ablaufenden Prozesse (Naturwaldregeneration durch Selbstregulation; „Kernzone“, „Ruhebereich“, „Naturzone ohne Pflege“ etc.),
- Bereiche mit Waldbehandlung zur Förderung natürlicher Strukturen und Prozesse (zeitlich und räumlich be-

grenzte Initialmaßnahmen, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen; „Entwicklungszone“, „Pflegebereich“, „Naturzone mit Pflege auf Zeit“ etc.).

Diese Zonierung darf nicht zu Lasten der durch Waldnationalparke eröffneten Möglichkeit der Überführung von mehr oder weniger stark anthropogen veränderten Wäldern in Waldökosysteme mit natürlicher Selbstregulation und damit in „Naturwälder der Zukunft“ unter den Bedingungen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft gehen. IUCN-Empfehlungen folgend sollen mindestens 75% eines Nationalparks der natürlichen Entwicklung überlassen werden, ein Ziel, das auch im Nationalpark Harz in 30 Jahren erreicht werden soll (HULLEN et al. 1994, WEGENER & ROMMERSKIRCHEN 2004, ALBERS et al. 2005). Unabhängig von Prozentzahlen sollte in Abhängigkeit von den jeweiligen Gegebenheiten die Fläche der Kernzonen bzw. „Ruhebereiche“, in denen forstliche Eingriffe sofort unterbleiben, so groß wie möglich, die Fläche der Entwicklungszonen so groß wie nötig, aber so klein wie möglich, sein. Die Ausweisung von Entwicklungszonen in Nationalparken mit Bereichen differenzierter Waldbehandlung bedeutet nicht, Waldumbau im Sinne ökologisch orientierter Waldbewirtschaftung zur

planmäßigen Nutzung von Naturressourcen durchzuführen, sondern ist als ein Kompromiss zu verstehen, der in Übergangszeiträumen auf begrenzter Fläche waldbauliche Maßnahmen bzw. steuernde oder gestaltende Eingriffe erlaubt, z. B. zur

- Einleitung von Prozessen, die naturnahe Strukturen und natürliche Selbstregulation fördern,
- Regulierung der Konkurrenz (z.B. aktive Auflichtung, Schaffung von Lücken) bzw. Förderung von Baumarten aller Sukzessionsstadien der entsprechenden natürlichen Waldgesellschaften unter Berücksichtigung des im Vergleich zur ursprünglichen Vegetation erweiterten Areals potentieller natürlicher Fichtenwaldvegetation,
- punktuellen Einbringung von Laubbaumarten (z.B. Rot-Buche, Berg-Ahorn) durch Voranbau in aufgelichteten Fichten-Altbeständen (Auflichtung durch waldbauliche Eingriffe oder Nutzung natürlich entstehender Lücken), ohne die Fichte als Mischbaum zu eliminieren, wenn sie sich verjüngt,
- kleinflächigen Durchforstung zur Stützung solcher Wuchsklassen der Fichtenbestände, die wegen ihrer Instabilität besonders anfällige Stadien der künstlich begründeten Systeme

- darstellen,
- Zurückdrängung der Fichte entlang von Fließgewässern (Renaturierung von Bächen und ihrer Auen),
- Borkenkäferbekämpfung, um ein Übergreifen auf die dem Nationalpark benachbarten Wirtschaftswälder zu vermeiden,
- störungsarmen Regulierung der Schalenwildbestände.

Derartige Maßnahmen können als Hilfsmittel zur Förderung naturnaher Waldentwicklung dann sinnvoll sein, wenn großflächig auf Misch- und Laubwaldstandorten künstlich begründete, gleichaltrige Fichtenbestände stocken, in denen natürliches Potential zur Etablierung von Mischbaumarten wie „Relikte“ naturnahen Waldes, Einzelbäume oder Baumgruppen der Waldentwicklungsstadien der natürlichen Waldgesellschaften fehlen und für die Ausweisung einer Entwicklungszone Konsens erzielt wurde. Generell muss aber als oberster Handlungsgrundsatz für Nationalparke Eingriffsvermeidung und Eingriffsminimie-

rung gelten. Die einzigartige – abgesehen von in der Regel zu kleinflächigen Total- oder Naturwaldreservaten – Chance der Entfaltung natürlicher Walddynamik darf nicht verspielt werden, denn nur auf diese Weise wird sich zeigen, in welche Richtung sich die Ökosysteme ohne menschliche Einflussnahme entwickeln und wie die sich im Ergebnis waldbaulicher Maßnahmen entwickelnden Bestände einzuordnen sind (Abb. 10). Wenn nicht in Nationalparken, wo existiert sonst in Deutschland ein derartiges Potenzial für eine Naturwaldregeneration, denn trotz der Tatsache, dass die Wälder Bestandteil bisheriger Kulturlandschaft waren und die Nationalparke in Kulturlandschaften eingebettet sind, so umfassen sie doch Bereiche, die noch einen relativ hohen Natürlichkeitsgrad aufweisen oder einen solchen erreichen sollen.

3. Waldzustand und -entwicklung aus ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht

Die naturschutzfachlichen Bewertungen ökologischer Sachverhalte (Zustand und Dynamik natürlicher Fichtenwälder und

künstlich begründeter Fichtenbestände, s. unter 1) und der Maßnahmen zur Waldbehandlung in der Entwicklungszone (s. unter 2) bilden wesentliche Grundlagen für die Entscheidungsfindung zur Waldentwicklung unter Nationalparkbedingungen. Oberste Priorität im Nationalpark hat das Unterlassen von Eingriffen zugunsten einer Entfaltung natürlicher Dynamik. Als Kompromiss gilt die Ausweisung von Bereichen, in denen naturnahe Strukturen und natürliche Entwicklungen initiiert oder gefördert werden. Wenn Konsens über die Zonierung in Bereiche differenzierter Waldbehandlung erzielt wird, dann ergibt sich für mehrere Aspekte in Nationalparken mit großflächigen Fichtenforsten Entscheidungsbedarf. Hierzu sind neben den allgemeinen Rahmenbedingungen für Nationalparke (s. unter 2) die gegebenen konkreten Ausgangssituationen und zu erwartende Folgen im Einzelfall zu bewerten, um Entscheidungen treffen zu können.



Abb. 11: Schematische Darstellung der gegenwärtigen Zonierung von Nationalparken in differenzierte Bereiche der Waldentwicklung, wobei das Flächenverhältnis nach Übergangszeiträumen umgekehrt sein muss

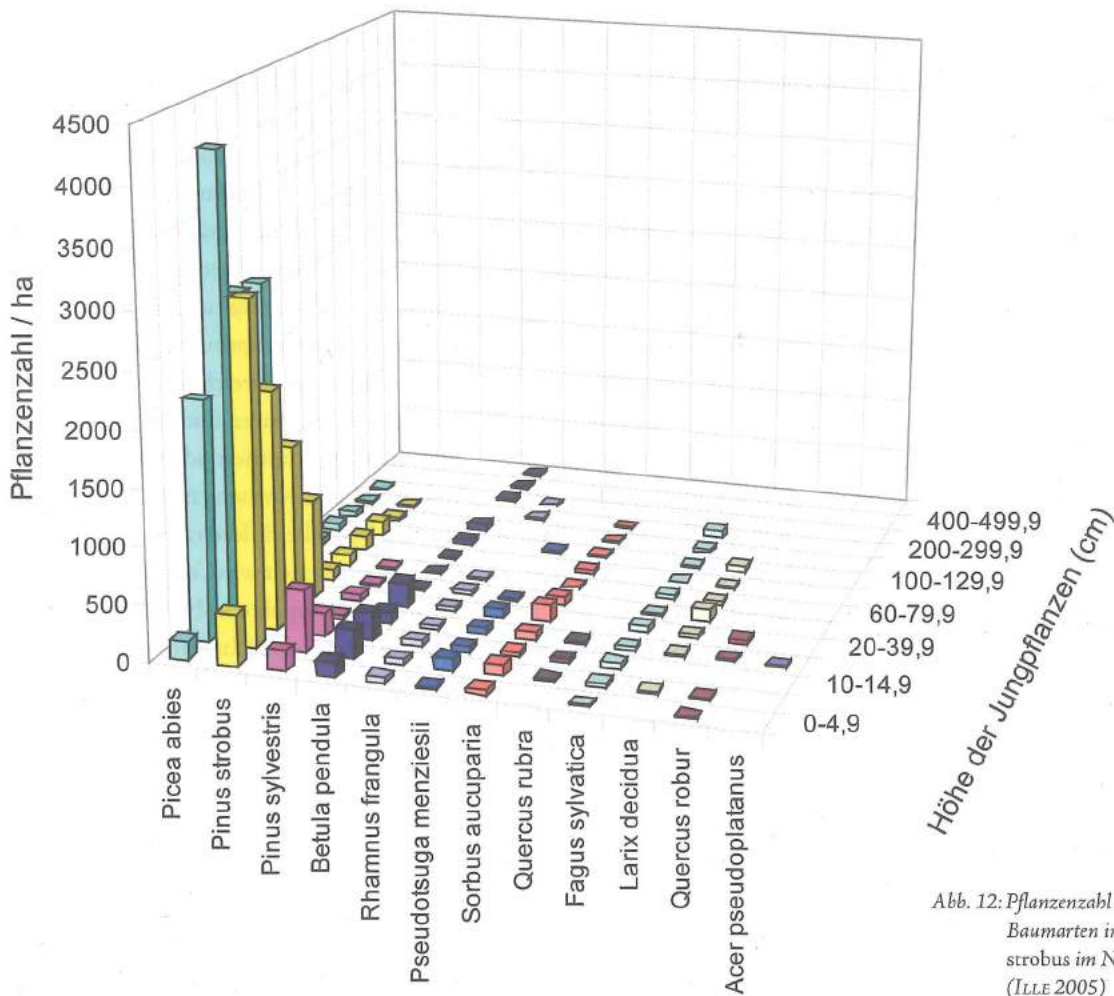


Abb. 12: Pflanzenzahl und -höhe der Verjüngung von Baumarten in Waldbeständen mit *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz (ILLE 2005)

Natürliches Baumartenpotenzial

- Klärung der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (Fichtenwald/ Bergmischwald/ Buchenwald mit/ ohne Tanne) bzw. des natürlichen Vegetationspotenzials (inkl. Baumarten der Pionier- und Übergangswaldstadien; vgl. SCHMIDT 1998), denn diese ist zwar kein Dogma, aber eine Orientierungshilfe für die Baumartenwahl bei der Förderung natürlicher Strukturen in der Entwicklungszone („Waldumbau“),
- Abgrenzung natürlicher Fichten(wald)standorte unter Berücksichtigung natürlicher (z.B. Klimawandel während „Kleiner Eiszeit“) und anthropogener (Standort- und Vegetationswandel durch Fichtenanbau) Ausweitung des Areals des Fichtenwaldes und Fichten-Buchenwaldes bzw. der Fichte auf

Laubwaldstandorte tieferer Lagen (vgl. SCHLÜTER 1966, JAHN et al. 1990, LWF 2000), denn dies ist wesentlich zur Einschätzung der Etablierung und damit der Einbeziehung der Fichte als Mischbaum unterhalb der Fichten- und Bergmischwaldstufe,

- Entscheidung zur Förderung in der Vergangenheit zurückgedrängter, aber als Restbestände oder in Einzelindividuen noch erhaltener autochthoner Herkünfte (z.B. *Picea abies* im Nationalpark Harz) oder Baumarten (z. B. *Abies alba* im Nationalpark Sächsische Schweiz, SCHMIDT 1999), wobei waldbauliche Maßnahmen zur Regulierung der Wuchsbedingungen und Verjüngung (einschließlich Pflanzung gebiets-eigener Herkünfte) in der Entwicklungszone im Interesse der Sicherung der Populationen bzw. Arten zu

empfehlen sind, aber auf derartige Aktivitäten in der Kernzone verzichtet werden sollte,

- Akzeptanz gebiets- oder florenfremder Baumarten, ihre Rückdrängung (auf Risikominimum) oder vollständige Entfernung, bevor eine solche Ausbreitung durch Naturverjüngung einsetzt, dass sie sich zu einer invasiven Art entwickeln (z.B. bei *Pinus strobus* im Nationalpark Böhmisches Schweiz bereits erfolgt, HÄRTEL & HADINCOVA 1998; im Nationalpark Sächsische Schweiz entsprechendes Potenzial: Abb. 12), wobei Rückdrängung durch konsequente Entnahme von Diasporenquellen in der Entwicklungszone allgemeine Akzeptanz findet, aber in Kernzonen, bei deren Ausweisung Vorkommen gebietsfremder Arten ohnehin ausgegrenzt werden sollten,

ist nach einer Übergangsfrist mit „ersteinrichtenden“ Maßnahmen zur Eliminierung aktueller oder potenzieller Samenträger unter dem Aspekt der Eingriffsvermeidung auf weitere Regulierungsmaßnahmen zu verzichten.

Natürliche und anthropogene Störereignisse

Windwurf, Schneebruch oder Insektenfraß sind Ereignisse, die als natürliche Störungen zur Dynamik von Waldökosystemen gehören. Die Folgen, die sich aus den Wirkungen derartiger Ereignisse ergeben, sind in Natur- und Kulturwäldern verschieden, wenn auch das Wissen darüber lückenhaft ist bzw. infolge stets einsetzender Regulierungs- oder Bekämpfungsmaßnahmen kaum Erkenntnisse gewonnen werden konnten. Noch komplizierter wird die Sachlage bei den durch Immissionen geschädigten Beständen, die durch direkte und indirekte Beeinträchtigungen geschwächt und prädisponiert für den Befall von Schwächeparasiten sind. Wissenschaftliche Erkenntnisse sind wesentlich für das Verstehen der durch die Ereignisse induzierten Entwicklungen und deren naturschutzfachliche Bewertung unter Nationalparkbedingungen. Auch hierzu

können nur einzelne Aspekte angesprochen werden.

- Sturmwurf, Wind- und Schneebruch oder Insektengradationen (Borkenkäfer u.a.) sind Ereignisse, die im Nationalpark keine Katastrophen oder Kalamitäten darstellen, denn sie führen zu Strukturen, unter denen sich natürliche Prozesse entfalten und naturnähere Zustände ausbilden können, auch in den künstlich begründeten Fichten-Reinbeständen (Abb. 13), deshalb sollte zumindest in Kernzonen ein Belassen der Folgen derartiger Störereignisse selbstverständlich sein, in der Entwicklungszone sind Entscheidungen für den jeweils konkreten Fall zu treffen,
- Übergreifen von Borkenkäferbefall auf außerhalb des Nationalparks gelegene Wälder muss verhindert werden, d.h. Durchführung von Bekämpfungsmaßnahmen in der Randzone des Nationalparks (vgl. Vorschlag von FAHSE & HEURICH 2003 für großflächig abgestorbene Fichtenbestände nach massenhafter Vermehrung des Buchdruckers im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Basis von Modellen zur Simulation der Ausbreitungsdynamik der Käfer und Szenarien ihrer Bekämpfung: Mindestbreite von 500 m für Randzone mit Borkenkäfer-

bekämpfung zur Eindämmung des Befalls),

- Kalkungsmaßnahmen zur Minderung der Auswirkungen von Immissionen können im Wirtschaftswald sinnvoll sein, aber im Nationalpark, dessen vorrangiger Schutzzweck Sicherung „eigendynamischer Entwicklung“ ist, bedeuten Kalkungen, wie sie HULLEN et al. (1994) für Bereiche des Nationalparks Harz unterhalb 700 m ü. NN empfehlen, zusätzliche Überlagerungen der durch externe Einflüsse vom Menschen verursachten Entwicklungen durch anthropogene Faktoren, weshalb aus naturschutzfachlicher Sicht darauf verzichtet werden sollte.

Aufgelichtete bzw. geschädigte Bestände können Voraussetzungen für die Entwicklung naturnaher Waldstrukturen bieten. Sind aber die Schalenwildbestände zu hoch, wird die Etablierung von Pionier- und Mischbaumarten in aufgelichteten Fichtenbeständen oder Lücken, die sich nach Störereignissen ausbilden, erschwert oder verhindert. Der Erfolg einer Naturverjüngung in Kern- und Entwicklungszone oder gezielter waldbaulicher Förderung von Baumarten in der Entwicklungszone ist dann nur abzusichern, wenn sie in der Startphase der Etablierung durch Verbiss



Abb. 13: Windwurf und -bruch als natürliches Ereignis in Fichtenforsten der montanen Stufe (Bergmischwaldstandort; Foto: M. Denner)

besonders gefährdet sind. Wildbestandsregulierung als ersteinrichtende Maßnahme oder über einen begrenzten Zeitraum (im Nationalpark Harz mittelfristig nach RAIMER 2004) erscheint unverzichtbar.

4. Entscheidungsfindung zur Waldentwicklung als (naturschutz)politischer Prozess

Ökologische Kenntnisse zur Dynamik von Fichtenwäldern unterschiedlichen Natürlichkeitsgrades oder zur Dynamik der Borkenkäfergradation mit/ ohne Bekämpfung sind wesentliche Grundlagen für fachlich und politisch basierte Entscheidungen, lösen aber keine Probleme, die sich aus Interessen- oder Zielkonflikten bei der Behandlung von Nationalparks ergeben. Wissenschaftliche Erkenntnisse tragen zum Verstehen der Strukturen, Prozesse, Ökosysteme bei und veranschaulichen Sachverhalte (wenn/dann-Aussagen), wodurch Beurteilungen bezüglich Notwendigkeit und Art eines Eingreifens erleichtert werden. Sie können zu einer Versachlichung der oft emotional geführten Debatten beitragen und Entscheidungshilfen für Behandlungskonzepte bilden, ohne jedoch die Entscheidungsträger aus der Zwangslage zu befreien, die sich aus der Beantwortung einiger grundsätzlicher Fragen ergibt, z.B.:

- Sollen im Nationalpark Maßnahmen zur Regulierung von Strukturen und zur Beeinflussung ökologischer Prozesse ergriffen werden?
- Vertragen sich derartige Eingriffe in natürliche Abläufe mit den Nationalparkzielen?

Entscheidungen zur Waldbehandlung müssen sowohl wissenschaftliche Erkenntnisse und Naturschutz-Leitbilder, die in der Region und von Nationalparkbesuchern Akzeptanz finden, als auch Normative und internationale Standards berücksichtigen. Es sind also neben naturschutzfachlichen Bewertungen der Sachverhalte und neben Akteuren, die

Naturschutz-Leitbilder und Nationalparkziele vertreten, verschiedenste Interessengruppen wie Eigentümer und Bewirtschafter umliegender Wälder, Anwohner und Tourismusverbände einzubeziehen. Kommunikation und Partizipation sind unverzichtbar, um Akzeptanz zu erreichen.

Trotz der Vielschichtigkeit der Probleme, die den Prozess der Entscheidungsfindung im Einzelfall beeinflussen, muss der Schutz natürlicher oder naturnaher bzw. naturnah sich entwickelnder Ökosysteme durch Verzicht auf menschliche Eingriffe („eigendynamische Entwicklung“) im Vordergrund stehen und müssen Maßnahmen zur Waldbehandlung zeitlich befristet und räumlich begrenzt sein. Nur so kann das Grundprinzip der Nationalparke, wie es im nationalen Recht und in internationalen Kriterien verankert ist, gewahrt werden. Nationalparke bieten die Chance einer Entwicklung neuer Naturwälder und damit einzigartiger Inseln neuer Naturlandschaften in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft, auch wenn es der Geduld bedarf, bis sich „Naturwälder von morgen“ (nicht Urwälder, denn diese sind nicht wiederherstellbar) entwickelt haben. Dabei sollte nicht versucht werden, ungeduldig Übergangszeiträume verkürzen zu wollen, in denen der Mensch nach seinen Vorstellungen „Naturwälder“ durch Waldumbau schafft, sondern in diesen Teilbereichen bisheriger Kulturlandschaft es der „Natur“ bzw. von direkten menschlichen Eingriffen unbeeinflussten Prozessen überlassen. Waldbauliche Handlungen zur punktuellen oder kleinflächigen Förderung natürlicher Strukturen und Abläufe in der Entwicklungszone solcher Nationalparke, die auf weiten Flächen von künstlich begründeten Fichten-Reinbeständen bestockt sind, sind akzeptierbar, jedoch kein großräumiger Waldumbau mit wirtschaftsbestimmter Nutzung von Naturressourcen (Planung entsprechender Erlöse aus dem Holzeinschlag), denn dies bedeutet

- Missachtung der Nationalparkidee und Ignorieren des Schutzzwecks von Nationalparks,
- Vergeudung der Chance, Voraussetzungen für die Regeneration von Naturwald auf größeren Flächen zu schaffen und durch Forschung Kenntnislücken zur natürlichen Entwicklung von Fichtenwäldern und -forsten schließen und Kriterien für eine naturschutzgerechte Waldbehandlung und ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung von diesen Referenzgebieten ableiten zu können,
- Täuschung der Öffentlichkeit, da die Besucher mit einer bestimmten Erwartungshaltung den Nationalpark aufsuchen und forstliche Maßnahmen nicht nur Erklärungsbedarf fordern, sondern dem versprochenen und propagierten Naturerlebnis zuwider laufen.

Allerdings werden nicht nur bestimmte Zeiträume vergehen, bis sich aus den heutigen Waldbeständen Naturwald entwickelt haben wird, sondern es bedarf ebenso geraumer Zeit, bis sich Nationalparkbesucher, Bevölkerung, Waldbesitzer und Nutzer von Naturressourcen damit identifizieren, dass Totholz nicht ohne Leben ist und ein durch Borkenkäferbefall abgestorbener Bestand eine Etappe auf dem Entwicklungsweg hin zum Naturwald darstellt. Es bedarf der Aufklärung, so dass nicht nur die involvierten Akteure, sondern alle Interessengruppen im betreffenden Gebiet, davon überzeugt sind, dass sich Teilbereiche der mitteleuropäischen Kulturlandschaft durch Rücknahme menschlicher Eingriffe und Nutzungen zu Naturwäldern von morgen, die auch neue Naturerlebnisse bieten, entwickeln dürfen und die „Nationalparke in einigen Jahrzehnten das Natürlichste sein werden, was Deutschland überhaupt bieten kann“ (WEGENER 1997, S. 28).

Literatur

- ADLUNG, A. (1995): Untersuchungen von Fichtenbeständen im Revier Schierke hinsichtlich der Naturnähe und ihrer Überführung in die Kernzone des Nationalparks Hochharz. - Diplomarb. TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).
- ALBERS, U.; BÖCKMANN, T.; HULLEN, M. & HOOGE, H. (2005): Waldentwicklung im Nationalpark Harz. - Forst u. Holz 60: 3-8.
- BLANCKMEISTER, J. & HENGST, E. (1971): Die Fichte im Mittelgebirge. - Neumann, Radebeul.
- BLASCHKE, M. (1999): Waldverjüngung in montanen und subalpinen Fichtenwäldern Mitteleuropas. - Forst u. Holz 54: 457-459.
- DIERSCHE, H. & KNOLL, J. (2002): Der Harz, ein norddeutsches Mittelgebirge. Natur und Kultur unter botanischem Blickwinkel. - Tuexenia 22: 279-421.
- FAHSE, L. & HEURICH, M., 2003: Borkenkäfer, Fichten und Computer. - Forschen für die Umwelt, UFZ 4: 12-17.
- GARVE, E. & HULLEN, M. (2002): Flora und Vegetation im Nationalpark Harz. - Tuexenia 22: 127-150.
- HULLEN, M.; HÜSING, F.; KRÜGER, R. & MEDERAKE, R. (1994): Waldbehandlung im Nationalpark Harz: Waldbauliche Maßnahmenplanung im Rahmen der Forsteinrichtung in diesem Nationalpark. - Forst u. Holz 49: 547-552, 569-570.
- 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 Europe Proceedings. Uppsala, London. Pp. 251-255.
- ILLE, D.: Situation der gebietsfremden *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz. - Diplomarb. TU Dresden, Fachrichtung Forstwiss. Tharandt (Mskr.).
- JAHN, G.; MÜHLHÄUSSER, G.; HÜBNER, W. & BÜCKING, W. (1990): Zur Frage der Veränderung der natürlichen Waldgesellschaften am Beispiel der montanen und hochmontanen Höhenstufe des westlichen Nordschwarzwaldes. - Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzücht. 35: 15-25.
- KARISCH, T. (1995): Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes (Insecta: Lepidoptera). - Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden 20, 7: 89-132.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. - Stuttgart, Jena, New York: Fischer.
- KÜßNER, R. (2000): Walddynamische Tendenzen in einem Fichtenaltbestand des Osterzgebirges. - AFZ/ Der Wald 16: 852-854
- LWF (2000): Zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1999. - Ber. Bayer. Landesanstalt Wald u. Forstw. 25.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. - AFZ 33: 686-690.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder: Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. - Haupt, Bern, Stuttgart.
- MAYER, H. (1967): Das Fichten-Naturwaldreservat Rauterriegel im Eisenhut bei Turrach. - Cbl. ges. Forstwesen 84: 279-307.
- NUSS, I. (1999): Mykologischer Vergleich zwischen Naturschutzgebieten und Forstflächen. - Libri Botanici 18.
- OKLAND, T.; RYDGREN, K.; OKLAND, R.H.; STORAUNET, K.O. & ROLSTAD, J. (2003): Variation in environmental conditions, understory species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. - Forest Ecology and Management 177: 17-37.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. - Forst u. Holz 59: 331-335.
- REIF, A. & PRZYBILLA, M. (1995): Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. - Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 56: 467-514.
- SCHAUER, W. & STÖCKER, G. (1976): Bestockungsanalysen und Dauerbeobachtungsflächen in Naturschutzgebieten naturnaher Berg-Fichtenwälder. - Beitr. f. d. Forstw. 3: 147-153.
- SCHLÜTER, H. (1966): Abgrenzung der natürlichen Fichtenwälder gegen anthropogene Fichtenforste und die Ausweitung des Fichtenwaldareals im Zusammenhang mit dem Tannenrückgang im Thüringer Wald. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Anthropogene Vegetation. Ber. intern. Sympos. Intern. Vereinig. Vegetationskunde. S. 263-274.
- SCHMIDT, P.A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? - Forstw. Cbl. 117: 193-205.
- SCHMIDT, P.A. (1999): Ökologischer Waldumbau als Renaturierung? - Verh. Ges. Ökol. 29: 595-600.
- SCHMIDT, P.A. & DENNER, M. (2005): The effects of forest conversion of spruce (*Picea abies*) plantations into site-adapted mixed stands on the ground vegetation. - Proceed. Intern. Conf. on Personal and Scientific Provisions for Sustainable Forest Management, Yoshkar-Ola.: 158-168.
- SCHMIDT, P.A.; DENNER, M. & JÄGER, U.G. (2004): The ground vegetation as indicator of a nature conservation assessment of forest conversion. - Forstwiss. Beitr. Tharandt/ Contrib. Forest Sci. 20: 98-110.

- SCHMIDT-VOIGT, H. (1977-1991): Die Fichte. Bd. I (1977), II/1 (1986), II/2 (1989), II/3 (1991). Parey, Hamburg, Berlin.
- STÖCKER, G. (1997): Struktur und Dynamik der Berg-Fichtenwälder im Hochharz. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 31-61.
- STÖCKER, G. (2001, 2002): Wachstumsdynamik der Fichte (*Picea abies* (L.) KARST.) in naturnahen Fichtenwald-Ökosystemen des Nationalparks Hochharz. - Forstw. Cbl. 120 (2001): 187-202, 121 (2002): 109-127.
- STÖCKER, G. & ROMMERSKIRCHEN, A. (2002): Beiträge zur Strukturanalyse natürlicher und forstlich bestimmter Fichten-Ökosysteme im Nationalpark Harz. - Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 36: 6-13.
- THOMASIU, H. (1991): Fichtenwald-Ökosysteme. - In: SCHMIDT-VOIGT, H.: Die Fichte. Bd. II/3: 1-66.
- THOMASIU, H. (1996): Geschichte, Theorie und Praxis des Dauerwaldes. - Landesforstverein Sachsen-Anhalt.
- THOMASIU, H. & SCHMIDT, P.A. (2003): Waldbau und Naturschutz. - In: KONOLD, W.; BÖCKER, R.; HAMPICKE, U.: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege VII-3. 10. ErgLfg. 8/03. Landsberg: ecomed. S. 1-44.
- WECKESSER, M. & SCHMIDT, W. (2004): Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten. - Tuexenia 24: 207-214.
- WEGENER, U. (1997): Entwicklungsnationalparke im Harz. Schutzziele, Perspektiven, Chancen. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 139: 19-30.
- WEGENER, U. & KISON, H.-U. (2002): Die Vegetation des Brockens im Nationalpark Harz. - Tuexenia 22: 243-267.
- WEGENER, U. & ROMMERSKIRCHEN, A. (2004): Das Zonierungskonzept für die Waldentwicklung. - Der Harz 3/2004: 12-13.
- ZERBE, S. (1999): Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu deren zukünftiger Entwicklung. - Mitt. naturwiss. Mus. Aschaffenburg 19: 3-354.

WOLFGANG SCHMIDT, Göttingen

Ökologische Folgen des Waldumbaus von Fichtenreinbeständen: Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) als „Ökosystemingenieur“?

1. Einleitung

Die Umwandlung der in weiten Teilen des Nationalparks Harz vorherrschenden naturfernen Fichtenreinbestände in naturnahe Buchenbestände ist ein wichtiges Ziel der aktuellen Nationalparkplanung (WEGENER & ROMMERSKIRCHEN 2004, ALBERS, BÖCKMANN, HULLEN & HOOGE 2005). Dies ist gleichzeitig eine große waldbauliche Herausforderung, da die Umwandlung wie auch im Wirtschaftswald möglichst kahlschlagfrei im Zuge von Zielstärkennutzungen und Buchen-Voranbauten erfolgen soll. Von dieser Hiebs- und Verjüngungsform verspricht man sich ökologische und

ökonomische Vorteile (OLESKOG & LÖF 2005). In stammzahlreichen Jungbeständen oder starkholzreichen Altbeständen, bei Fehlbestockungen oder in windwurfgefährdeten Lagen kann jedoch die Abkehr von der reinen Zielstärkennutzung und eine raschere Räumung durch Femel- oder Saumhieb bis hin zu kleineren Kahlschlägen mit der nachfolgenden Einbringung der Buche waldbaulich sinnvoll sein (LÜPKE 2004). Zusätzlich werden im Nationalpark Harz gezielt Buchen freigestellt, die sich immer wieder vereinzelt noch in den Fichtenbeständen finden. Auch die sich spontan einstellende

Naturverjüngung aus Buche, die in Höhenlagen ab 500 m ü. NN meist von der vorherrschenden Fichtennaturverjüngung bedrängt wird, erfährt eine größtmögliche Förderung.

Mit der künstlichen Einbringung oder natürlichen Etablierung der Buche in Fichtenbestände ergibt sich auch die Frage nach der Buche als „Ökosystemingenieur“. Ähnlich wie bei der Betrachtung von Schlüsselarten- oder gruppen (keystone species), Kompartimenten oder funktionellen „hot spots“ verbindet sich mit diesem Begriff ein pragmatischer methodischer Zugang zur Analyse von

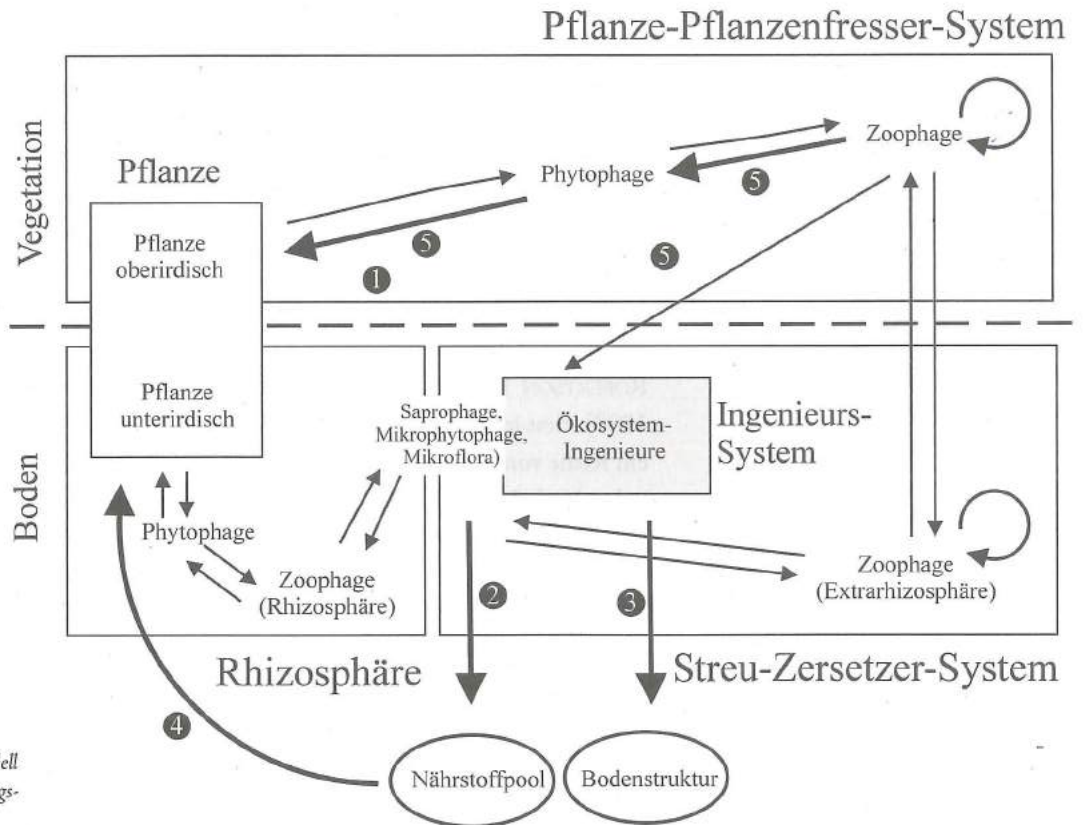


Abb. 1: Ökosystemingenieure im Modell eines Kompartiment-Nahrungsnetzes (SCHAEFER 2003)

- ① Streufall
- ② Zersetzung, Mineralisation
- ③ Wirkung auf Bodenstruktur
- ④ Verfügbarkeit der Nährstoffe, Wirkung der Bodenstruktur auf Pflanzen
- ⑤ Feinddruck auf Pflanzen

Ökosystemprozessen (SCHAEFER 2003). Nach JONES, LAWTON & SHACHAK (1994, 1997) und LAWTON (2000) verändert ein Ökosystemingenieur die physischen Eigenschaften der Umwelt in hohem Maße und beeinflusst dadurch die Zusammensetzung der Gemeinschaft und den Ablauf von Prozessen im Ökosystem. Überwiegend werden Tiere und Tiergruppen als Ökosystemingenieure bezeichnet. In einer exemplarischen Zusammenstellung führen JONES, LAWTON & SHACHAK (1994) u.a. Regenwürmer, Ameisen und Termiten an, die durch Bio-turbation den Boden stark verändern. Biber sorgen durch Dammbauten dafür, dass neue aquatische Lebensräume und Biozönosen entstehen. Auch im Modell eines Kompartiment-Nahrungsnetzes (SCHAEFER 2003, Abb. 1) sind die Ökosystemingenieure im Bereich der Zoozönose angesiedelt. Gleichwohl finden sich in der Literatur-Zusammenstellung von JONES, LAWTON & SHACHAK (1994) sechs z.T. ältere Angaben, in denen Pflanzen als Ökosystemingenieure eingestuft werden:

- Durch Streuakkumulation verändern sich in Wäldern die Oberflächenstruktur und das Mikroklima. Es bildet sich eine physikalische Barriere, die für Samen und Keimlinge nur schwer zu durchdringen ist (FACELLI & PICKETT 1991).
- Totholz in Bächen und Flüssen bildet Dämme von unterschiedlicher Struktur und Persistenz, die von unterschiedlichen Lebensgemeinschaften besiedelt werden (LIKENS & BILBY 1982, HEDIN, MAYER & LIKENS 1988).
- Durch unterschiedliches Wachstum von *Sphagnum* in Hochmooren kommt es zur Bildung von Bulten und Schlenken mit Unterschieden in der Topographie, Hydrologie und Basenversorgung (TANSLEY 1949).

Über die Rolle der Bäume – und speziell der Buche – als Ökosystemingenieur im Wald findet man bisher keine oder nur sehr allgemeine, um nicht zu sagen

lapidare Aussagen. JONES, LAWTON & SHACHAK (1997) fragen beispielsweise „*What does a tree in forest?*“, wenn sie die positiven und negativen Effekte von Bäumen als Ökosystemingenieure aufzeigen wollen. Für LAWTON (2000) sind Biber oder Buchen selbstverständlich wichtige Ökosystemingenieure, ohne dass ihre Merkmale („...*have large per capita effects, occur at high densities and so on.*“) näher begründet oder auch gegen Nicht-Ökosystemingenieure abgegrenzt werden.

Die Rolle der Buche als Ökosystemingenieur lässt sich z.Zt. am besten an Untersuchungen von Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche darstellen. Vergleichende ökologische Untersuchungen von Reinbeständen beider Baumarten wurden mit Beginn des Solling-Projektes (ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN 1986, ELLENBERG 1996) intensiviert und existieren inzwischen europaweit in einer größeren Zahl (vergl. u.a. SCHULZE 2000, AUGUSTO, RANGER, BINKLEY & ROTHE 2002, SCHERER-LORENZEN, KÖRNER & SCHULZE 2004). Die wissenschaftliche Bearbeitung von Buchen-Fichten-Mischbeständen sowie die Frage des Waldumbaus von naturfernen Nadelholzforsten hielt sich dagegen trotz des hohen praktischen Stellenwerts bis in die 90iger Jahre des letzten Jahrhunderts lange Zeit in Grenzen (vergl. u.a. CANNELL, MALCOLM & ROBERTSON 1992, SCHULZE & MOONEY 1993). Erst im letzten Jahrzehnt lieferten ein Reihe von nationalen und internationalen Vorhaben vielfältige neue Erkenntnisse (vergl. u.a. ROTHE 1997, OLSTHOORN, BARTELINK, GARDINER, PRETZSCH, HEKHUIS & FRANC 1999, BERGER 2001, MALCOM, MADSON & CLARKE 2001, ROTHE & BINKLEY 2001, ZERBE 2002, BEESE 2004, FÜRST, BITTER, EISENHAUER, MAKESCHIN, RÖHLE, ROLOFF & WAGNER 2004, SPIECKER, HANSEN, KLIMO, SKOVSGAARD, STERBA & VON TEUFFEL 2004, OLESKOG & LÖF 2005, VON TEUFFEL, BAUMGARTEN,

HANEWINKEL, KONOLD, SAUTER, SPIECKER & VON WILPERT 2005). Der Schwerpunkt vieler Untersuchungen lag dabei auf waldbautechnischen Fragen, daneben wurden jedoch auch mehr grundlagenorientierte standorts-, vegetations- und tierökologische Vergleiche durchgeführt, um die ökologischen Folgen des Waldumbaus besser als bisher beurteilen zu können.

Die nachfolgenden Beispiele, mit denen die Rolle der Buche als Ökosystemingenieur beleuchtet werden soll, stammen überwiegend aus dem BMBF-Verbundforschungsvorhaben „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“, vor allem aus der „Fallstudie Waldlandschaft Solling“ als Göttinger Beitrag zum Verbundvorhaben (BEESE 2004). Die Ergebnisse lassen sich auf Grund der räumlichen und standörtlichen Nähe des Sollings sicher auch auf den Harz übertragen. In allen Beispielen wurde nicht der zeitliche Verlauf (Prozess) der Einbringung der Buche in die Fichtenbestände langfristig untersucht, sondern das Ergebnis an Hand eines räumlichen Vergleichs von etablierten Rein- und Mischbeständen beider Baumarten (z.T. mit wechselnden Anteilen und Mischungsformen) erzielt. Langzeitstudien von Umbaubeständen, die die fortschreitenden Veränderungen mit der Buchenentwicklung dokumentieren, fehlen bisher bzw. wurden gerade erst begonnen (z.B. im Rahmen eines Hiebsformenversuchs im Solling, SCHMIDT 2004). Bei den untersuchten, meist älteren Mischbeständen waren Buche und Fichte nie gleichaltrig. Während die Buchen in der Regel aus Naturverjüngung hervorgegangen sind, haben die Fichten ihren Ursprung in Pflanzungen und sind meist 15 bis 20 Jahre jünger als die Buchen (WECKESSER 2003). Bei den Umbaubeständen mit Buchenvorbauten sind die Altersunterschiede umgekehrt und der Altersabstand zwischen Fichte und Buche mit meist mehr als 50 Jahren deutlich größer. Von dieser Seite sind die ökologischen Wirkungen der

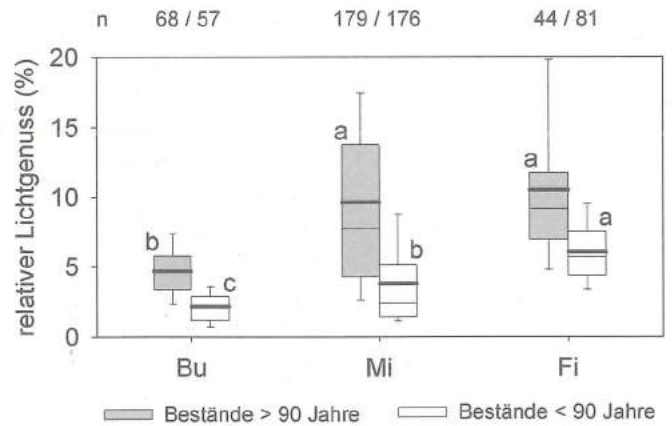


Abb. 2: Relativer Lichtgenuss (in % der Freiland-PAR-Strahlung) in Höhe der Krautschicht in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte im Solling (WECKESSER 2003). Dargestellt sind Mittelwert (fett), Median, Interquartil- und Interdezilbereich. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Beständen einer Altersstufe. n: Zahl der Probestflächen (100 m²).

künstlichen Bucheneinbringung in Fichtenbeständen möglicherweise anders einzuschätzen als in natürlich verjüngten Buchenbeständen, die mit Fichte ausgepflanzt wurden.

Wenig bekannt ist auch über die ökologische Rolle der Buche bei der natürlichen Rückeroberung von Fichtenwäldern in der Buchenstufe. Angaben aus dem Naturwaldreservat Sonnenkopf im Nationalpark Harz (UNKRIG 1997) lassen aber erkennen, dass hier die gleichen Mechanismen und Folgen wirksam werden, wie sie in den vorhandenen Rein- und Mischbeständen festgestellt wurden und für die Umbaubestände zu erwarten sind.

2. Veränderung der abiotischen Umweltbedingungen von Fichtenbeständen durch die Einbringung der Buche

Wirkung auf den Strahlungshaushalt

WECKESSER (2003) hat im Solling auf

Flächen mit unterschiedlichen Anteilen von Buchen und Fichten den relativen Lichtgenuss in Höhe der Krautschicht mit PAR-Sensoren im Sommer zur Vollblaubung bestimmt (Abb. 2). Die mittleren Lichtverhältnisse weisen in allen drei Bestandestypen erhebliche Unterschiede zwischen den verglichenen beiden Altersstufen (Altbestände: älter als 90 Jahre, Jungbestände: jünger als 90 Jahre) auf. In den unter 90-jährigen Beständen herrschen insgesamt deutlich ungünstigere Strahlungsbedingungen als in den Altbeständen. Die Differenzen zwischen Alt- und Jungbeständen sind bei den Mischbeständen am stärksten und bei den Buchenbeständen am geringsten. In beiden Altersstufen weisen die Buchen-Reinbestände die ungünstigsten lichtklimatischen Bedingungen auf und unterscheiden sich signifikant sowohl von Fichten- als auch von Mischbeständen. Insbesondere in jungen Buchenbeständen können sehr geringe relative Beleuch-

tungsstärken von bis zu 1% erreicht werden. Bei den Altbeständen unterscheiden sich Buchen-Fichten-Mischbestände und Fichtenbestände nicht. Es bestehen aber auffällige Unterschiede in der Streuung der Einzelwerte, indem die untersuchten Mischbestände sich im Vergleich zu den Reinbeständen durch eine höhere Spannweite der Lichtverhältnisse am Waldboden auszeichnen. In der jüngeren Altersstufe ergibt sich ebenfalls eine hohe Variabilität des relativen Lichtgenusses in den Mischbeständen, aber auch eine sukzessive Abnahme der Werte von Fichten-Reinbeständen über Misch- zu Buchenbeständen. Betrachtet man allein die Mischbestände, so ist der Lichtgenuss zum einen eng negativ mit dem Deckungsgrad der Baumschicht, zum anderen schwach, aber signifikant negativ mit dem Buchenanteil (bzw. positiv mit dem Fichtenanteil) in der Baumschicht korreliert (Abb. 3).

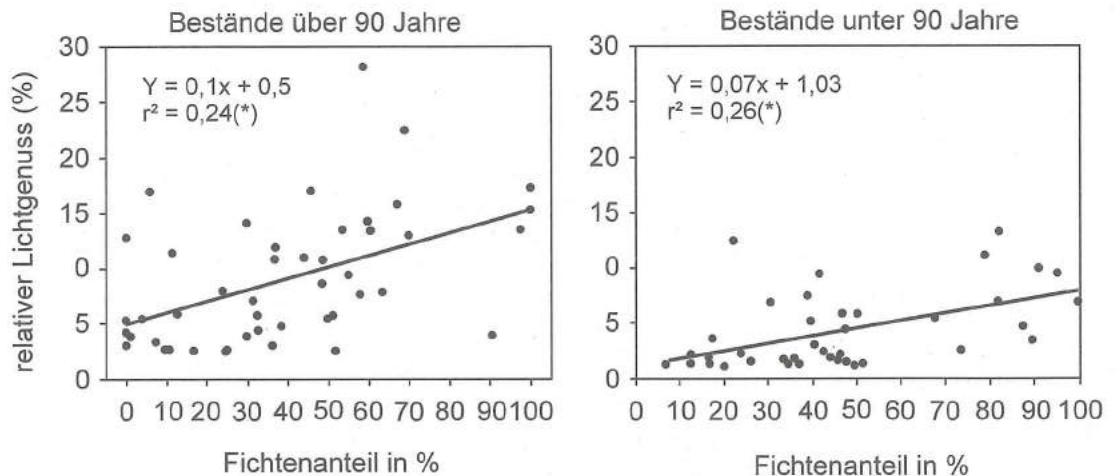


Abb. 3: Beziehungen zwischen dem relativen Lichtgenuss am Waldboden und Fichtenanteil (Anteil der Fichte an der Deckungsgradsumme der Baumschicht) in Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling (Flächengröße 400 m²) (WECKESSER 2003)

Tabelle 1: Komponenten der Wasserbilanz für Buchen-Fichten-Rein- und Mischbestände im Solling (CHEUSSOM 2004). Die Prozentangaben beziehen sich auf den Freilandniederschlag (=100%).

| Wasserbilanzkomponente | Buche | Buche-Fichte | Fichte |
|-------------------------------|------------|--------------|------------|
| Freilandniederschlag mm | 523 (100%) | 523 (100%) | 523 (100%) |
| Kronendurchlass mm | 350 (67%) | 282 (54%) | 268 (51%) |
| Stammablauf mm | 58 (11%) | 10 (2%) | 0 (0%) |
| Bodennettoeintrag mm | 408 (78%) | 292 (56%) | 268 (51%) |
| Transpiration mm | 255 (49%) | 252 (48%) | 238 (46%) |
| Versickerung (Abfluss) mm | 92 (18%) | 52 (10%) | 48 (9%) |
| Interzeption mm | 115 (22%) | 231 (44%) | 255 (49%) |
| Evapotranspiration mm | 370 (71%) | 483 (92%) | 493 (94%) |
| Bodenwasservorratsänderung mm | 4 | -21 | -18 |

Tabelle 2: Vergleich einiger Kennwerte zum Nährstoffkreislauf von Buchen- und Fichtenreinbeständen. Zusammengestellt aus Paarvergleichen nach Angaben bei AUGUSTO, RANGER, BINKLEY & ROTHE (2002).

| Kriterium, Kennwert | Buche | Fichte |
|---|------------|-------------|
| S-Deposition am Waldboden (% der Freilanddeposition, n=6) | +49% | +198% |
| Verwitterungsrate kg ha ⁻¹ yr ⁻¹ (n=4) | | |
| K | 5,4 (38%) | 14,1 (100%) |
| Na | 8,4 (39%) | 21,8 (100%) |
| Ca | 2,7 (27%) | 10,1 (100%) |
| Mg | 1,7 (30%) | 5,6 (100%) |
| Sickerwasserverluste kg ha ⁻¹ yr ⁻¹ (n=5) | | |
| K | 3,1 (53%) | 5,9 (100%) |
| Na | 20,5 (53%) | 38,8 (100%) |
| Ca | 5,5 (44%) | 12,5 (100%) |
| Mg | 2,7 (44%) | 6,2 (100%) |
| N | 2,3 (19%) | 12,0 (100%) |
| S | 21,7 (46%) | 47,2 (100%) |
| Streufall t ha ⁻¹ yr ⁻¹ (n=43) | 3,5 (92%) | 3,8 (100%) |
| Streuaufgabe t ha ⁻¹ (n=4) | 18,1 (49%) | 36,8 (100%) |
| C/N-Verhältnis Auflage (n=6) | 19,0 | 27,3 |
| pH-Wert-Erniedrigung durch Fichte (n=27) | | -0,35 |

Wirkung auf den Wasserhaushalt

CHEUSSOM (2004) hat während der Vegetationsperiode 2001 eine Wasserbilanz für einen Buchen- und Fichtenreinbestand sowie einen Buchen-Fichten-Mischbestand im Solling erstellt (Tab. 1). Für den Vergleich von Buchen- und Fichten-Reinbeständen ergaben sich die bekannt höheren Interzeptionsverluste bei der Fichte, die vor allem auf den geringen Kronendurchlass durch die hohe Nadel- und Feinreisigmasse zurückzuführen sind. Während die Interzeptionsverluste bei der Buche mit 22% des Freilandniederschlags genau in dem Bereich liegen, den auch KÖPPEL & PFADENHAUER (1994) und AUGUSTO, RANGER, BINKLEY & ROTHE (2002) für eine Auswertung einer großen Zahl von Buchen- und Fichtenbeständen ermittelten, liegt die Interzeption für den Fichtenbestand mit 49% deutlich über den 33% bzw. 35% der genannten Autoren. Bei vergleichbar hohen Transpirationsverlusten ergibt sich dann eine Versickerungsrate, die unter Buche doppelt so hoch ist wie unter Fichte. Die Komponenten der Wasserbilanz des Buchen-Fichten-Mischbestandes ähneln eher dem eines Fichten- als dem eines Buchenreinbestandes. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die starke Interzeptionsverdunstung der Fichte auch im Mischbestand durchschlägt und die Infiltration insgesamt mindert. Diese Minderung auf der Input-Seite ist der Hauptgrund für die geringeren Sickerwasserabflüsse auf der Output-Seite der Bilanz auch in Beständen, an denen die Buche bereits wesentlich beteiligt ist.

Wirkung auf den Nährstoffhaushalt

Der Einfluss von Baumarten auf den Nährstoffhaushalt von Waldbeständen – insbesondere des Bodens – wird seit langem kontrovers diskutiert (BINKLEY & GIARDINA 1998). Während STONE (1975) und VAN GOOR (1985) den Einfluss der Baumschichtarten auf die Nähr-

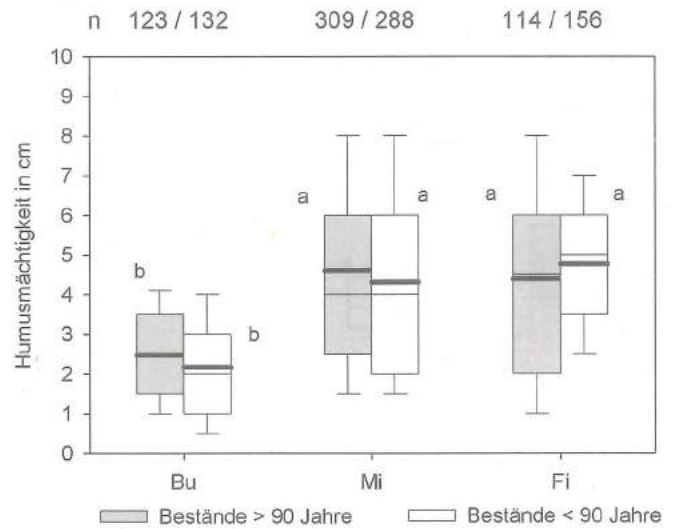


Abb. 4: Mächtigkeit der Humusaufgabe in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte im Solling (WECKESSER 2003). Dargestellt sind Mittelwert (fett), Median, Interquartil- und Interdezilbereich. Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Beständen einer Altersstufe. n: Zahl der Profilaufnahmen.

stoffversorgung des Bodens im Vergleich zur waldbaulichen Bestandesbehandlung als gering einstufen, zeigt eine neuere Literaturlauswertung von AUGUSTO, RANGER, BINKLEY & ROTHE (2002), dass gerade die Baumarten Buche und Fichte viele bodenchemische Merkmale unterschiedlich bestimmen und damit auch den Nährstoffhaushalt dieser Wälder beeinflussen (Tab. 2). Bedingt durch die höhere Interzeption (Tab. 1), aber auch eine höhere Ausfilterungsrate sind beispielsweise die Schwefeleinträge unter Fichte fast viermal so hoch wie unter benachbarten Buchenbeständen mit vergleichbaren Klima- und Bodenverhältnissen. Verwitterungsraten und auch Sickerwasserverluste erreichen unter Buche 27% bis 39% bzw. 19% bis 53% der Werte unter Fichte. Daraus ergibt sich bei Fichtenbeständen eine negative

Input-Output-Bilanz für Nährstoffe wie z.B. Ca und Mg. Fichtenanbau fördert daher die Bodenversauerung und eine Abnahme des pH-Wertes im Vergleich von 27 Flächenpaaren um durchschnittlich 0,35 pH-Einheiten. Trotz vergleichbar hoher Streufallmengen akkumuliert sich auf Grund ungünstiger Zersetzungsbedingungen unter Fichte eine Auflage, die im Durchschnitt doppelt so schwer ist wie unter Buche und deren C/N-Verhältnis sich von 19 auf über 27 erweitert.

Diese Ergebnisse treffen auch für die von WECKESSER (2003) untersuchten Rein- und Mischbestände im Solling zu. So war die Humusmächtigkeit in den Fichtenbeständen und Buchen-Fichten-Mischbeständen im Mittel deutlich größer als in den Buchenbeständen, wobei sich die Altersstufen nicht unterschieden (Abb. 4). Für die Mischbestände zeigte sich wie

beim Strahlungshaushalt eine weite Spannweite der Werte, die durch die kleinräumige Variabilität der Streuzusammensetzung zustande kommt. In beiden Altersstufen lässt sich in den Mischbeständen ein Einfluss des Buchen- bzw. Fichtenanteils auf die Mächtigkeit der Humusaufgabe nachweisen (Abb. 5). Bestandespartien, in denen die Fichte dominiert und die daher hohe Anteile von Fichtenstreu am Waldboden aufweisen, zeigen ähnlich hohe Humusmächtigkeiten wie Fichten-Reinbestände. Die Bedingungen in buchenreichen Mischbestandsflächen hingegen sind mit jenen in Buchen-Reinbeständen zu vergleichen.

Als Beispiel für die zahlreichen bodenchemischen Parameter, die auch im Solling untersucht wurden, wird hier nur der pH-Wert vorgestellt, der auch als guter Indikator für die Bodenversauer-

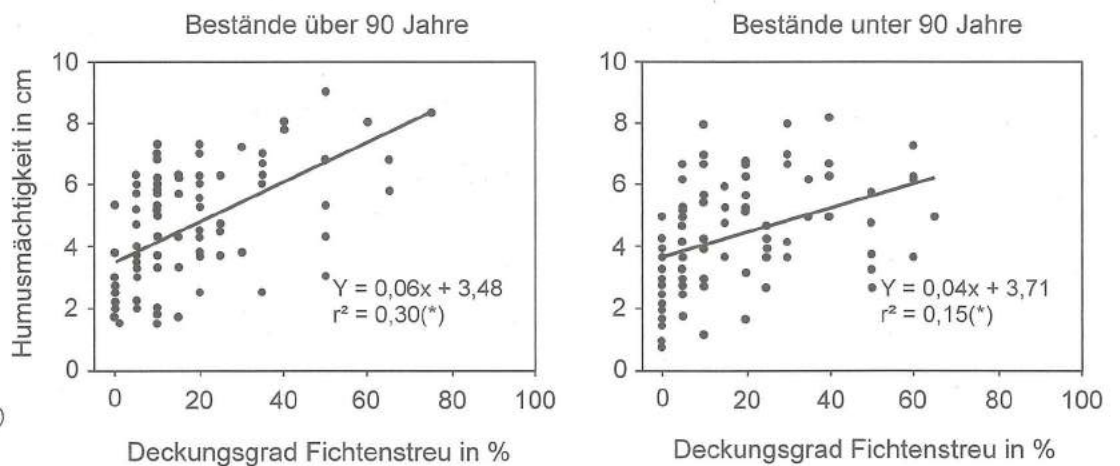


Abb. 5: Mächtigkeit der Humusaufgabe in Beziehung zum prozentualen Deckungsgrad der Fichtenstreu in Buchen-Fichtenmischbeständen im Solling (Flächengröße 100 m²) (WECKESSER 2003)

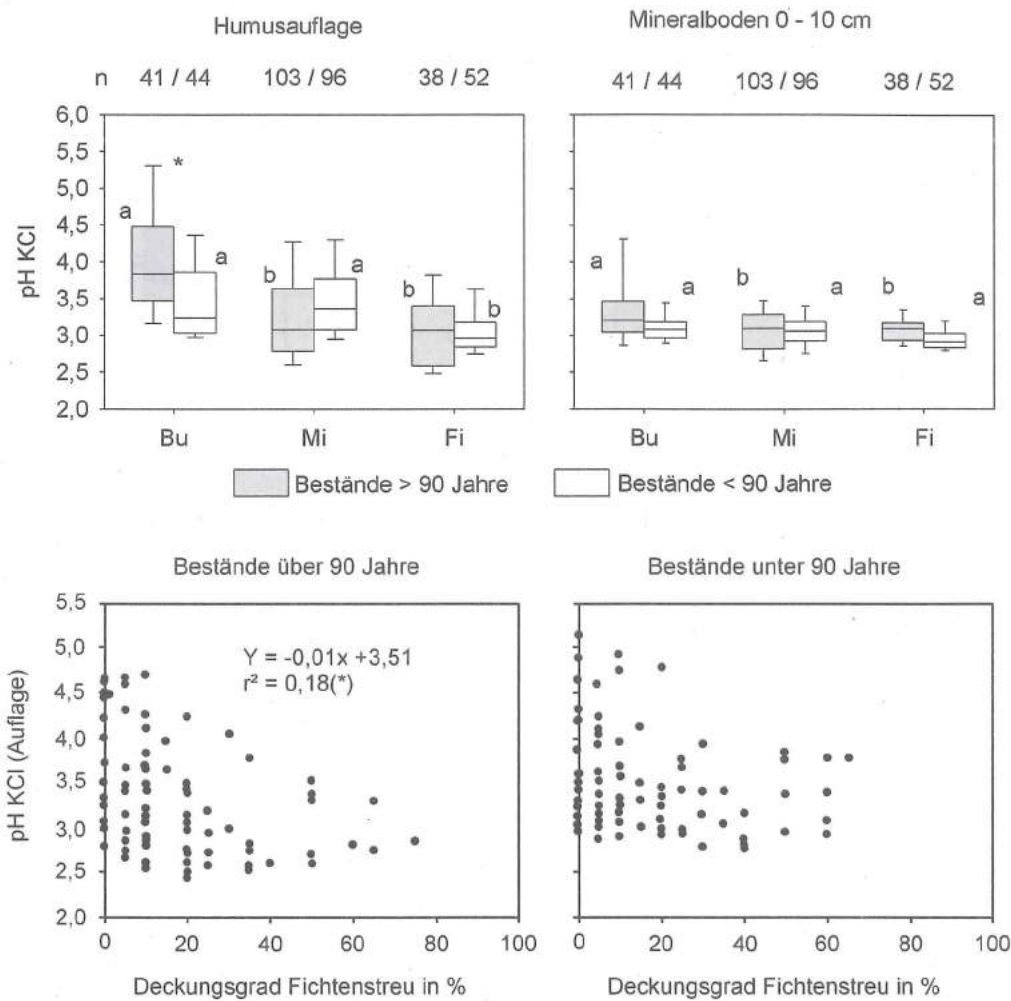


Abb. 6: Oben: pH-Werte (KCl) in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte im Solling (WECKESSER 2003). Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Beständen einer Altersstufe, Sterne markieren Signifikanz zwischen den Altersstufen.

Unten: pH-Wert (KCl) der Humusaufgabe in Beziehung zum prozentualen Deckungsgrad der Fichtenstreu in Buchen-Fichtenmischbeständen im Solling (WECKESSER 2003).

rung und Basenversorgung der Böden gilt. Nach dem ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) sind die untersuchten Waldstandorte als stark bis sehr stark sauer einzustufen. Die pH-Werte der Humusaufgabe in den drei Bestandestypen zeigen für die beiden Altersstufen unterschiedliche Tendenzen (Abb. 6). Innerhalb der Altbestände sind Misch- und Fichtenbestände durch gleichermaßen niedrige pH-Werte ausgezeichnet, die sich signifikant von jenen in Buchenbeständen unterscheiden. In den jüngeren Beständen hingegen ähneln die pH-Werte in Mischbeständen stärker jenen in Buchenwäldern. Im oberen Mineralboden hingegen sind diese Tendenzen nicht ausgeprägt. Die pH-Werte zeigen hier in Bezug auf ihren Medianwert über alle Bestände und Altersstufen ein nahezu einheitliches Bild. Neben einem unterschiedlichen Ausmaß und einer unter-

schiedlichen zeitlichen Nähe von Bestandeskalkungen (SCHMIDT 2002) trägt auch die Streuzusammensetzung zur Variation der pH-Werte stark bei. Mit zunehmendem Anteil von Fichtenstreu bzw. abnehmendem Anteil von Buchenstreu nehmen die pH-Werte der Humusaufgabe tendenziell ab. Die Frage ist nun, ob die Beimischung der Buche nicht nur die Bodenchemie (Basenversorgung) und -biologie (Streuzersetzung), sondern auch den Nährstoffstatus der Pflanzen im System verbessert. ROTHE, EWALD & HIBBS (2003) haben dies an fünf Fichten-Buchen-Mischbeständen in Bayern untersucht. Auf jeder Untersuchungsfläche wurden Nadelproben von Fichten in Kreisen von 8 m Durchmesser untersucht, die einen unterschiedlichen Anteil an Buchen (ausgedrückt als Prozentanteil an der Gesamt-Grundfläche) aufwiesen.

Hinzu kamen fünf Reinbestands-Probestände, bei denen auch im Abstand von 30 m keine Buche auftrat. Abb. 7 zeigt am Beispiel des Ca-Gehalt einjähriger Fichtennadeln, dass sich die zunehmende Beimischung der Buche nicht in einer erhöhten Ca-Aufnahme bei der Fichte widerspiegelt. Vielmehr sind es die ursprünglichen, geologisch bedingten Unterschiede – etwa zwischen dem basenreichen Kalkstandort Eichstätt und dem basenarmen Gneissstandort Flossenbürg –, die die Nadel-Spiegelwerte bestimmen. Die Buche, über deren Blattstreu es z.B. im Laufe einer Sukzession zu einer Akkumulation der pflanzenverfügbaren Nährstoffe in der Auflage und im obersten Mineralboden kommen kann (RODE 1993), fördert in der Mischung nicht die Calciumversorgung der Fichte. Der für das Calcium gemachte Befund gilt überwiegend auch

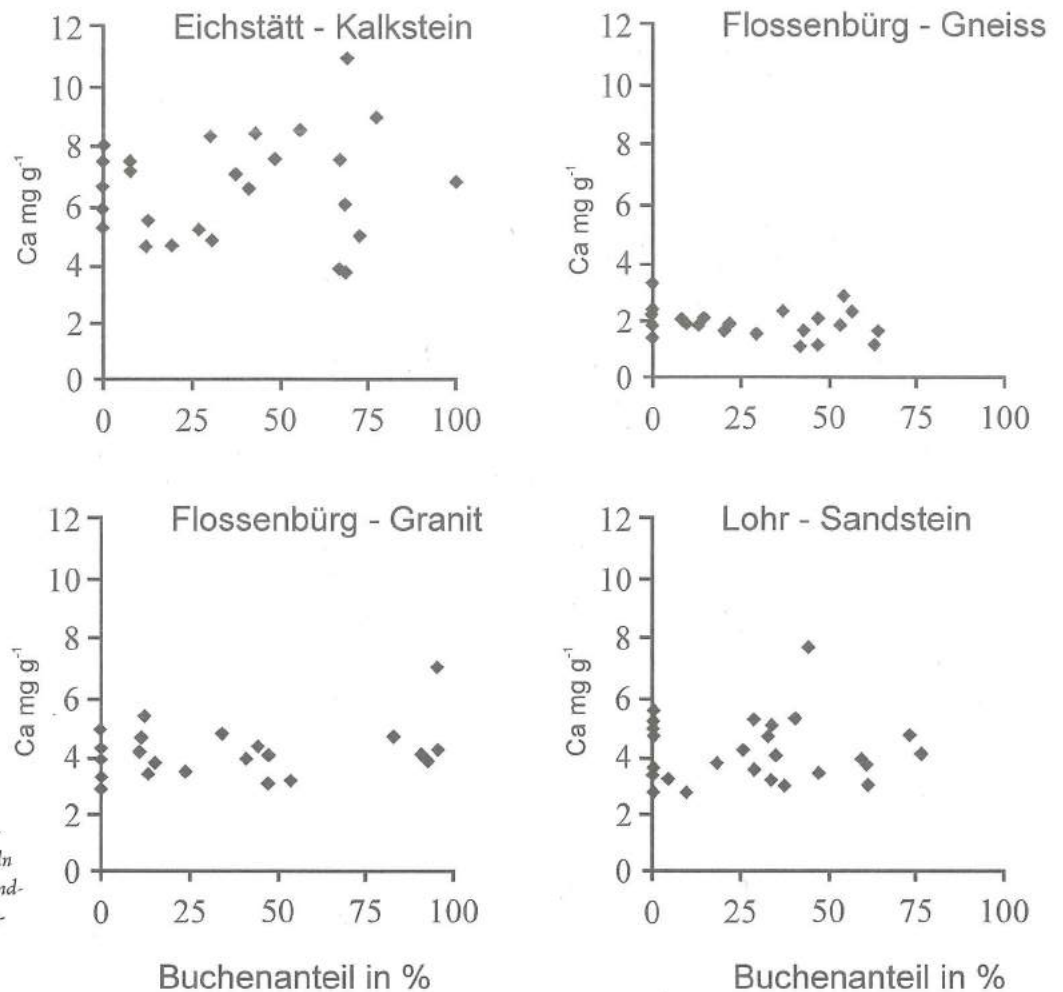


Abb. 7: Beziehung zwischen dem Calciumgehalt von einjährigen Fichtenadeln und dem Buchenanteil an der Grundfläche im Probekreis von vier bayrischen Untersuchungsbeständen (ROTHE, EWALD & HIBBS 2003)

für alle anderen von ROTHE, EWALD & HIBBS (2003) untersuchten Elemente (N, P, K und Mg) und traf auch für die in Oregon mit untersuchten Douglasien-Erlenbestände zu. Der fördernde Einfluss von sommergrünen Baumarten wie Buche und Erle auf die Nährstoffsituation von Nadelbäumen erscheint danach weniger zuzutreffen als die Ökosystemtheorie und die konventionelle Vorstellung über die Vorteile von Mischbeständen bzw. die Beimischung von Buchen uns glauben lässt (vergl. u.a. SCHERER-LORENZEN, KÖRNER & SCHULZE 2004). Die Zahl der empirischen Studien, die über eine positive Wirkung durch eine verbesserte Ressourcenbereitstellung und -nutzung bei verminderter Ressourcenkonkurrenz in Mischungen berichten, ist bisher eher gering (BINKLEY & GIARDINA 1998, ROTHE, EWALD & HIBBS 2003). Allerdings sind hier noch weitere Unter-

suchungen notwendig, um die gesamte Kausalkette zwischen Nährstoffeintrag, Streufall, Bodennährstoffvorrat, Nährstoffaufnahme und Nährstoffspeicherung durch die Pflanze zu verstehen. Die Humusmächtigkeiten und der veränderte pH-Wert im Oberboden in Fichtenbeständen, denen Buchen beigemischt sind (Abb. 5, 6), zeigen deutliche Veränderungen in den physikalischen und chemischen Bedingungen des Lebensraumes gegenüber den Fichtenreinbeständen, die aber offensichtlich nicht bis zur Nährstoffaufnahme der Bäume durchschlagen, wenn man dazu die Nadel-Spiegelwerte als Kriterium verwendet.

3. Veränderung der Lebensgemeinschaften von Fichtenbeständen durch die Einbringung der Buche

Die Umwandlung von Fichtenreinbeständen in Misch- bzw. Reinbestände aus Buche verändert nicht nur die physischen Umweltbedingungen der Wälder, sondern auch die Artenzusammensetzung und funktionalen Leistungen der Lebensgemeinschaften. Beispielhaft soll dies an der Bodenvegetation und der streuzersetzenden Bodenfauna deutlich gemacht werden.

Nach der Auswertung von 650 Vegetationsaufnahmen zur Bodenvegetation von 100 m² großen Aufnahmeflächen, die SCHMIDT & WECKESSER (2001) und WECKESSER (2003) in sieben Klassen mit unterschiedlichen Mischungsanteilen an Buche und Fichte aufteilten, nimmt die α -Diversität (Artenzahl auf konstanter

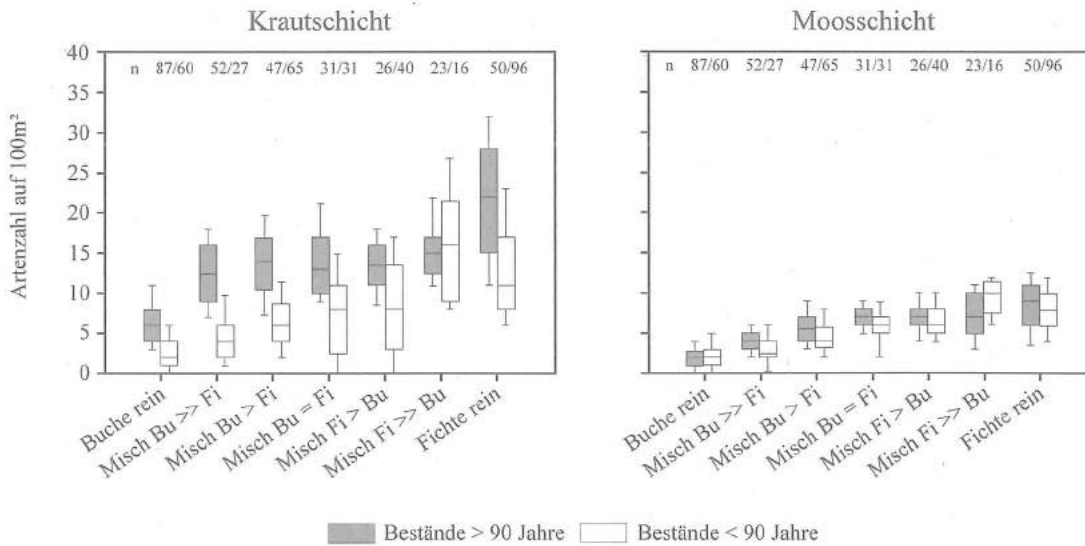


Abb. 8: Artenzahlen der Bodenvegetation (Flächengröße 100 m², n: Zahl der Probestflächen) in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte im Solling (SCHMIDT & WECKESSER 2001). Die Flächen der Mischbestände sind nach dem Mischungsverhältnis der Hauptbaumarten in fünf Klassen unterteilt. Dargestellt sind Median, Interquartiel- und Interdezilbereich.

Fläche) mit steigendem Buchenanteil deutlich ab (Abb. 8). In der Krautschicht der Altbestände werden die höchsten Artenzahlen in Fichtenreinbeständen (*Galio hircynici-Culto-Piceetum*, ZERBE 1993), die niedrigsten in den Buchenreinbeständen (*Luzulo-Fagetum*, GERLACH 1970) erreicht. Die Mischbestände verhalten sich intermediär und zeigen in den Altbeständen sowohl für buchen- als auch für fichtendominierte Flächen ähnlich hohe Artenzahlen. In den jüngeren Beständen ist diese auffällige Dreiteilung nicht vorhanden. Hier wird mit zunehmendem Buchenanteil ein gleichmäßiger Rückgang der Artenzahlen in der Krautschicht deutlich, wobei sich noch sehr fichtenreiche Flächen in Mischbeständen im Hinblick auf ihre α -Diversität nicht von Fichten-Reinbeständen unterscheiden. Von der geringen Beimischung von Buche in bodensauren Fichtenwäldern ist daher kaum eine Veränderung in der Bodenvegetation zu erwarten. Gleichzeitig entspricht die Artenarmut in buchen-dominierten Mischwäldern bereits jener von Buchen-Reinbeständen. In der Moosschicht zeigt sich in beiden Altersstufen eine gleichmäßige Abnahme der Artenzahlen parallel mit der Abnahme des Fichtenanteils bzw. der Zunahme des Buchenanteils in den Beständen.

Für beide Altersstufen ist innerhalb des betrachteten Durchmischungsgradienten

eine Abgrenzung von mehreren Artengruppen möglich. Die höhere floristische Verwandtschaft aller Buchen-Fichten-Mischbestände zu den Fichten-Reinbeständen als zu den Buchenbeständen wird dabei besonders in den Altbeständen deutlich (Abb. 9). Die Trenn- und Charakter-Arten des *Luzulo-Fagetum* (HEINKEN 1995, WECKESSER 2003, WECKESSER & SCHMIDT 2004) finden sich auch in den Fichtenreinbeständen. In den Buchenreinbeständen des Sollings fehlen dagegen die Artengruppen mit *Deschampsia flexuosa* und *Dicranella heteromalla*. Sie enthalten viele weit verbreitete Waldarten bodensaure Standorte (ELLENBERG 1996, SCHMIDT, EWALD, FISCHER, OHEIMB, KRIEBITZSCH, SCHMIDT & ELLENBERG 2003). Typische Fichtenwaldbegleiter wie *Plagiothecium curvifolium* und *Galium hircynicum* meiden bereits buchen-dominierte Mischbestände, während Ruderal- und Schlagflurarten wie *Digitalis purpurea*, *Agrostis capillaris*, *Impatiens parviflora* und *Mycelis muralis* nur in den Fichtenreinbeständen zu finden sind und bereits bei geringem Buchenanteil selten werden oder fehlen. Die vergleichsweise hohen Artenzahlen innerhalb der Fichtenbestände (Abb. 8) kommen v.a. durch das Auftreten der Ruderal- und Schlagflurarten zustande, bei denen es sich meist um besonders ausbreitungsfähige (häufig windverbrei-

tete) ubiquitäre Arten handelt, deren Vorkommen in den Wäldern in vielen Fällen als zufällig anzusehen ist. Viele dieser Arten (z.B. *Cirsium*- und *Sonchus*-Arten, *Taraxacum officinale*, *Galeopsis tetrahit*, *Ranunculus repens*, *Stellaria media*) breiten sich von Waldwegen und Rückegassen in die Bestände hinein aus (EBRECHT & SCHMIDT 2005), sind im Bestandesinnern in der Regel wenig vital und profitieren in fichtenreichen Beständen neben den verbesserten Lichtbedingungen besonders auch durch die im Vergleich zu buchenreichen Beständen fehlende Laubstreu (FACELLI & PICKETT 1991, LÜCKE & SCHMIDT 1997, WECKESSER 2003, EBRECHT & SCHMIDT 2005).

Aus der inzwischen großen Zahl an zoologisch orientierten Vergleichsuntersuchungen von Buchen-Fichten-Mischwäldern im Vergleich zu Reinbeständen sollen hier Ergebnisse zur streuzersetzenden Bodenfauna (Collembolen) vorgestellt werden, aus denen sich auch direkte und indirekte Beziehungen zur Bucheneinmischung in Fichtenbeständen herstellen lassen. Die epedaphischen Collembolenfamilien Entomobryidae und Tomoceridae erreichten in allen von SALAMON (2002), SCHEU, ALBERS, ALPHEI, BURIN, KLAGES, MIGGE, PLATNER & SALAMON (2003), ALBERS, MIGGE, SCHAEFER & SCHEU (2004) und ALPHEI, SALAMON & ALBERS (2004)

untersuchten Solling-Flächen jeweils in den Fichtenreinbeständen die höchsten Dichten (Abb. 10). Hierfür könnten maßgeblich die hohe Diversität (Abb. 8) und der hohe Deckungsgrad der Bodenvegetation in den Fichtenbeständen (WECKESSER 2003) verantwortlich sein, da die Entomobryidae und Tomoceridae krautige Pflanzen als Nahrungsressource nutzen (WOLTERS 1987). Auch die hemiedaphische Collembolenart *Isotomiella minor* hat in den Fichtenreinbeständen die höchsten Siedlungsdichten und könnte dort von dem deutlich vielfältigeren Bestandesabfall mit der Streu zahlreicher Krautschichtarten profitiert haben. Die hohen Dichten vor allem epedaphischer Collembolengruppen (Entomobryidae/Tomoceridae) auf den Fichtenflächen könnten sich wiederum positiv auf die räuberischen Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) ausgewirkt haben,

die wie ihre potentielle Beute unter reiner Fichte die höchsten Dichten erreicht.

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Dichten bestimmter Collembolen-Taxa und Staphylinidae nicht unwesentlich von ihrer Nahrungsressource (krautige Pflanzen bzw. Collembolen und andere Mesofauna) limitiert werden („donor control“, SCHEU, ALBERS, ALPHEI, BURIN, KLAGES, MIGGE, PLATNER & SALAMON 2003, ALPHEI, SALAMON & ALBERS 2004). Die Nahrungsressource „Bodenvegetation“ wird aber mit der Einbringung der Buche in Fichtenbestände eindeutig reduziert, wobei für die krautigen Pflanzen und Gräser vor allem die Reduktion des Lichtangebots, für die Moose die geschlossene Buchen-Laubstreudecke verantwortlich sind (WECKESSER 2003). In jedem Fall verändern sich hier die physischen Eigenschaf-

ten des Lebensraums Fichtenwald entscheidend. Sie führen zu einer veränderten Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft auf verschiedenen trophischen Ebenen (von Primärproduzenten bis Destruenten) und zu einer veränderten Funktion von Ökosystemprozessen wie z.B. der Stoffproduktion der Krautschicht und der Streuzersetzung. Allerdings gibt es eine Reihe von Besonderheiten in der faunistischen und mikrobiellen „Ausstattung“ von Buchen- und Fichtenwäldern, die eine unterschiedliche Beeinflussung des Streuabbaus bedeuten können und keine allgemeingültigen Aussagen für die Gesamtheit der Meso- und Mikrofauna und deren Leistungen im Boden erlauben (SALAMON 2002, ALPHEI, SALAMON & ALBERS 2004, ELMER, LA FRANCE, FÖRSTER & ROTH 2005). Generell wirkte sich aber die Erhöhung des Buchenanteils an der Streu

| Buchen-Reinbestände n = 87 | Buchen-Fichten-Mischbestände | | | | | Fichten-Reinbestände 45 |
|-------------------------------|--|----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|
| | Bu >> Fi 50 | Bu > Fi 38 | Bu = Fi 29 | Fi > Bu 34 | Fi >> Bu 35 | |
| <i>Luzula luzuloides</i> | <i>Polytrichum formosum</i> M | | <i>Oxalis acetosella</i> | | <i>Carex pilulifera</i> | |
| <i>Hypnum cupressiforme</i> M | <i>Athyrium filix-femina</i> | | | <i>Rubus fruticosus</i> | | |
| | <i>Dicranella heteromalla</i> M | | <i>Mnium hornum</i> M | | | |
| | <i>Lophocolea heterophylla</i> M | | | <i>Sorbus aucuparia</i> | | |
| | <i>Dicranum scoparium</i> M | | | <i>Epilobium angustifolium</i> | | |
| | <i>Deschampsia flexuosa</i> | <i>Dryopteris dilatata</i> | | <i>Rubus idaeus</i> | | |
| | <i>Herzogiella seligeri</i> M | <i>Brachythecium rutabulum</i> M | | | | |
| | <i>Dryopteris carthusiana</i> | <i>Vaccinium myrtillus</i> | | | | |
| | <i>Plagiothecium curvifolium</i> M | | | <i>Galium hareynicum</i> | | |
| | <div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <i>Digitalis purpurea</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Impatiens parviflora</i> <i>Mycelis muralis</i> </div> | | | | | |

Abb. 9: Verteilung der häufigsten Arten in den über 90-jährigen Rein- und Mischbeständen aus Buche Fichte im Solling. Abgrenzung nach prozentualer Häufigkeit (Stetigkeit) der Arten in den Aufnahmekollektiven. Die Kästen geben die Verbreitung der Arten im Mischungsgradienten an (SCHMIDT & WECKESSER 2001).

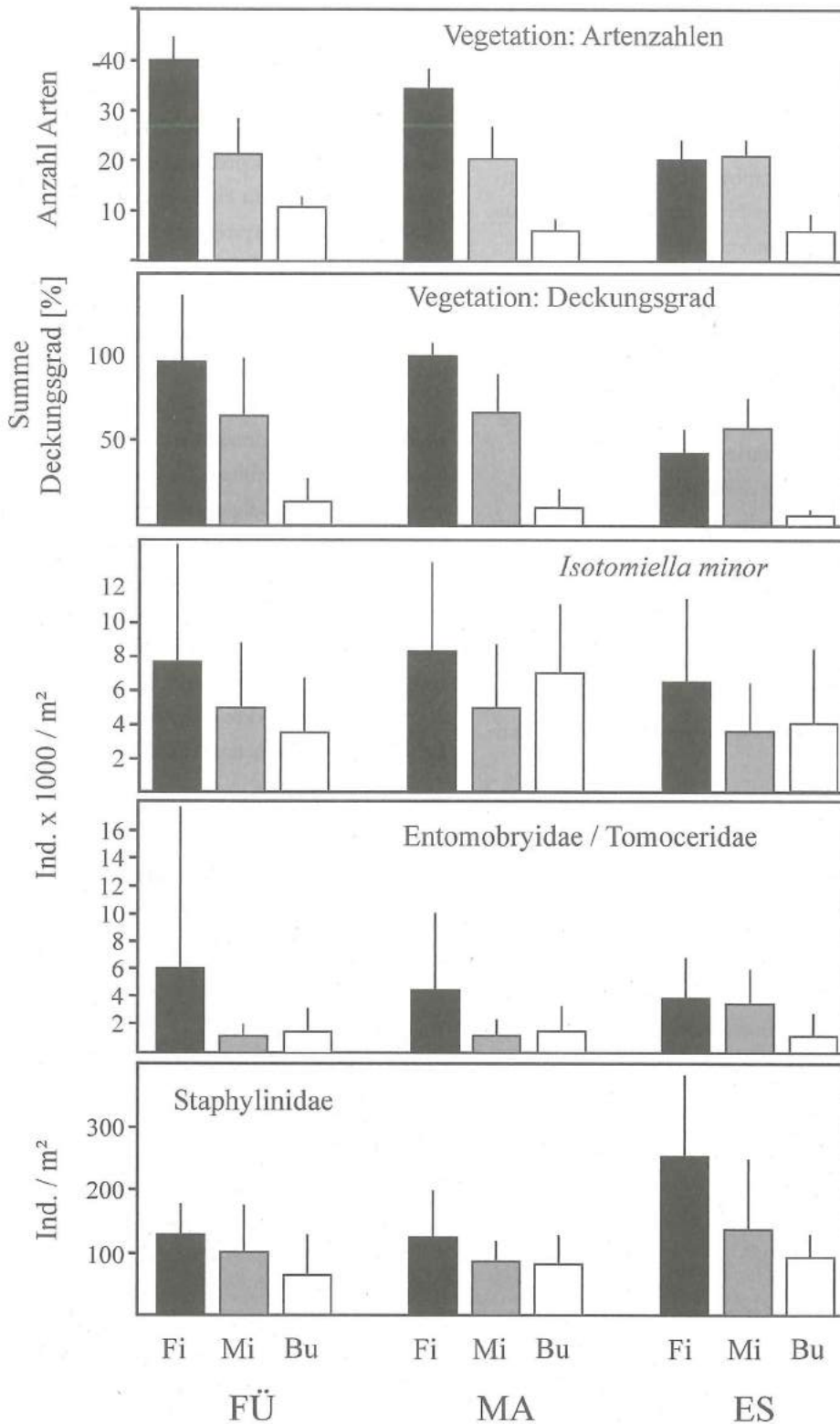


Abb. 10: Mittlere Artenzahlen und Deckungsgradsummen der Bodenvegetation (Strauch-, Kraut- und Moosschicht) sowie die Dichten von *Isotomiella minor*, der Entomobryidae/Tomoceridae und der Staphylinidae in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte der Untersuchungsgebiete Fürstenberg (FÜ), Mackensen (MA) und Eschershausen (ES) im Solling (ALPHEI, SALAMON & ALBERS 2004)

fördernd auf die mikrobielle Besiedlung aus, was auch auf höhere Abbauraten schließen lässt und mit der abnehmenden Humusmächtigkeit bei zunehmendem Buchenanteil einhergeht (vergl. Abb. 4, 5, Tab. 2, LÜCKE & SCHMIDT 1997, AUGUSTO, RANGER, BINKLEY & ROTHE 2002, WECKESSER 2003).

4. Zusammenfassung und Ausblick

Ökosystemeingenieure verändern die physischen Eigenschaften der Umwelt in hohem Maße und beeinflussen dadurch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und die Funktion von Ökosystemprozessen (JONES, LAWTON & SHACHAK 1994, LAWTON 2000,

SCHAEFER 2003). Um einen pragmatischen Zugang zur Vielfalt der im Ökosystem agierenden Arten zu erhalten, hat sich die Wissenschaft schon seit langem (von Anfang an) bemüht, mit einfachen, bildhaften Bezeichnungen oder Gegenüberstellungen die funktionelle Bedeutung der Arten hervorzuheben:

- Schlüsselarten („keystone species“) – Nicht-Schlüsselarten (EHRlich & EHRlich 1981, NOSS 1991)
Schlüsselarten sind quantitativ bedeutsam im Nahrungsnetz und haben einen großen Einfluss auf die trophische Organisation von Ökosystemen.
 - Drivers – Passengers (WALKER 1992, 1995)
Damit soll ein großer (drivers) oder kleiner (passengers) Einfluss auf eine ökologische Funktion (z.B. Stoffproduktion, Interzeption, Nährstoffaufnahme) deutlich gemacht werden.
 - Dominants – Subordinates, transients (WHITTAKER 1965, 1972)
Als Dominante kommt eine Art zeitlich oder räumlich zur Vorherrschaft. Haupt- oder Nebenbaumarten bzw. Baumarten bestimmter Sukzessionsstadien können in Waldökosystemen vertreten sein.
 - Ökosystemingenieure – Nicht-Ingenieure (JONES, LAWTON & SHACHAK 1994)
“The direct provision of resources by an organism to other species, in form of living or dead tissues is not engineering (plant-herbivore or predator-prey interactions, food web studies, decomposition processes)“ So grenzen JONES, LAWTON & SHACHAK (1994) u.a. Nicht-Ingenieure von Ökosystemingenieuren ab.
- Diese sicher nicht vollständige Zusammenstellung zeigt, dass hier viele Begriffe mit zum Teil sich überlagernder Bedeutung existieren. Für die Buche trifft vieles zu, besonders wenn man ihre hohe Konkurrenzskraft und damit führende Rolle in der potentiell natürlichen Vegetation in Mitteleuropa berücksichtigt (ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1998):
- Als *Schlüsselart* (keystone species) hat sie mit der Quantität und Qualität ihrer Primärproduktion großen Einfluss auf das Nahrungsnetz und steuert so die Lebendfresser- und Zersetzerkette (ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN 1986, SCHAEFER & SCHAUERMANN 1990, SCHAEFER 1999).
 - Als *Driver* verändert sie im Vergleich zur Fichte wichtige ökologische Funktionen wie z.B. den Energiefluss, den Transfer von Wasser und Nährstoffen in Wäldern (ELLENBERG, MAYER & SCHAUERMANN 1986, ELLENBERG 1996, SCHULZE 2000, SCHERER-LORENZEN, KÖRNER & SCHULZE 2004).
 - Gepflanzt oder natürlich verjüngt unter Fichtenschirm verhält sich die Buche zwar lange Zeit *subordinant* (UNKRIG 1997, OLESKOG & LÖF 2005), in der potentiell natürlichen Vegetation erlangt sie dann aber die Vorherrschaft und wird *dominant* (ELLENBERG 1996, LEUSCHNER 1998).
 - Die dargestellten Beispiele belegen aber auch die Einstufung der Buche als *Ökosystemingenieur*: Mit der Einbringung der Buche in Fichtenbestände verändern sich die physikalischen und chemischen Umweltbedingungen stark. Beispielsweise wird das Lichtangebot reduziert, die Laubstreudecke deckt in kurzer Zeit die gesamte Bodenoberfläche ab und eine erhöhte Wassermenge wird durch Kronendurchlass und Stammabfluss heterogener verteilt. Dadurch verändern sich auch die Lebensbedingungen für die Organismen, die bisher in den Fichtenwäldern lebten. Die Untersuchungen aus den Vergleichen von Fichten-Buchen-Mischbeständen mit Reinbeständen beider Baumarten zeigen aber, dass in den meisten Fällen der „Bucheneffekt“ erst bei hohen Buchenanteilen oder gar erst in Buchenreinbeständen voll wirksam wird. Besonders deutlich trifft dies nach den aufgeführten Beispielen für den Wasserhaushalt und die Bodenvegetation zu. Für die Umwandlungsbestände im Nationalpark Harz bedeutet dies, dass das Erbe der jahrhundertalten Fichtenwirtschaft noch solange nachwirken wird, solange auch in den potentiell reinen Buchenbeständen einzelne Fichten vertreten sind. Aus dieser Sicht heraus kommt der

Fichte zumindest eine genauso große Rolle als Ökosystem-Ingenieur zu wie der Buche.

Die aktuellen Vergleiche zwischen Rein- und Mischbeständen beantworten allerdings nicht die Frage über den zeitlichen Verlauf und die zeitliche Wirkung der Buche bei der Umwandlung in Fichtenwäldern. Mit dem Forschungsprojekt Sustman (OLESKOG & LÖF 2005) hat man zwar europaweit die ökologischen und waldbaulichen Kenntnisse für den Buchenvoranbau unter Fichtenschirm bedeutend erweitert, allerdings geschah dies unter stark technologischer Zielsetzung und ohne Vergleich mit einer natürlichen Einwanderung und Entwicklung der Buche in Fichtenbestände. Im Nationalpark Harz böte sich hier mit der Einrichtung entsprechender Dauerflächen in Fichtenrein- und Mischbeständen eine hervorragende Gelegenheit, die Rolle der Buche als Ökosystem-Ingenieur langfristig zu untersuchen. Dazu sollten auch die bereits bestehenden Untersuchungsflächen in den Naturwäldern – z.B. den Naturwäldern Sonnenkopf (UNKRIG 1997) und Mittelberg – mit einbezogen werden.

Danksagung

Prof. Dr. Matthias Schaefer gab wichtige Hinweise zum Konzept und zum Begriff „Ökosystemingenieur“. Andreas Parth half bei der Erstellung der Abbildungen. Beiden sei recht herzlich gedankt!

Literatur

- ALBERS, D.; MIGGE, S.; SCHAEFER, M. & SCHEU, S. (2004): Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biol. Biochem.* 36: 155-164.
- ALBERS, U.; BÖCKMANN, T.; HULLEN, M. & HOOGE, H. (2005): Waldentwicklung im Nationalpark Harz. Eine Bilanz 10

- Jahre nach Einrichtung des Nationalparks Harz. Forst Holz 60: 3-8.
- ALPHEL, J., SALAMON, J.A. & ALBERS, D. (2004): Der Einfluss von Bodenlebensgemeinschaften auf die Streuzersetzung von Mischwäldern. Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. B71: 187-212.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., IHW-Verlag, Eching.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D. & ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Ann. For. Sci. 59: 233-253.
- BEESE, F. (Hrsg.) (2004): Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung – Fallstudie Waldlandschaft Solling. Abschlussbericht 1999-2003 zum BMBF-Verbundforschungsvorhaben. Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. B70 (Teil 1) und B71 (Teil 2).
- BERGER, T.W. (2001): Auswirkungen der Baumartenzusammensetzung auf den Waldbodenzustand von sekundären Fichtenwäldern und gemischten Fichten-Buchenbeständen. Cent.bl. gesamte Forstwes. 118: 193-216.
- BINKLEY, D. & GIARDINA, C. (1998): Why do tree species affects soils? The warp and woof of tree-soil interactions. Biogeochemistry 42: 89-106.
- CANNELL, M.G.R.; MALCOLM, D.C. & ROBERTSON, P.A. (Eds.) (1992): The ecology of mixed-species stands of trees. Blackwell, Oxford.
- CHEUSSOM, L. (2004): Hydrological pattern in a mixed forest of northern Germany. Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. A187.
- EBRECHT, L. & SCHMIDT, W. (2005): Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. Forstarchiv 76: 83-101.
- EHRlich, P.R. & EHRlich, A.H. (1981): Extinction: the causes of consequences of the disappearance of species. Random House, New York.
- ELMER, M.; LA FRANCE, M.; FÖRSTER, G. & ROTH, M. (2005): Kann Waldumbau negativen Einwirkungen des Fichtenreinanbaus auf Bodenbiota und Bodenprozesse entgegenwirken? Forst Holz 60: 284-286.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer, Stuttgart.
- FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. (1991): Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. Bot. Rev. 57: 1-32.
- FÜRST, C.; BITTER, A.W.; EISENHAEUER, D.-R.; MAKESCHIN, F.; RÖHLE, H.; ROLOFF, A. & WAGNER, S. (Eds.) (2004): Sustainable methods and ecological processes of a conversion of pure Norway Spruce and Scots Pine stands into ecologically adapted mixed stands. Forstw. Beitr. Tharandt 20.
- GERLACH, A. (1970): Wald- und Forstgesellschaften im Solling. Schr.reihe Veg.kd. 5: 79-98.
- HEDIN, L.O.; MAYER, M.S. & LIKENS, G.E. (1988): The effect of deforestation on organic debris dams. Verh. Intern. Ver. Limnol. 23: 1135-141.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Diss. Bot. 239.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1997): Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. Ecology 78: 1946-1957.
- KÖPPEL, J. & PFADENHAUER, J. (1994): Der Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt im Nationalpark Berchtesgaden. Verh. Ges. Ökol. 23: 31-38.
- LAWTON, J.H. (2000): Community ecology in a changing world. Excellence Ecology 11. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. Ber. Reinh. Tüxen-Ges. 10: 15-18.
- LIKENS, G.E. & BILBY, R.E. (1982): Development, maintenance, and role of organic-debris dams and routing in forest drainage basins. USDA For. Serv. Gen. Techn. Rep. PNW141: 122-128.
- LÜCKE, K. & SCHMIDT, W. (1997): Vegetation und Standortverhältnisse in Buchen-Fichten-Mischbeständen des Sollings. Forstarchiv 68: 135-143.
- LÜPKE, B.V. (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. Forstarchiv 75: 43-50.
- MALCOM, D.C.; MADSON, W.L. & CLARKE, G.C. (2001): The transformation of conifer forests in Britain. Regeneration, gap size and silvicultural system. For. Ecol. Manage. 151: 7-23.
- NOSS, R.F. (1991): From endangered species to a biodiversity. In: KOHM, K. (Ed.): Balancing on the brink of extinction: the Endangered Species Act and lessons for the future: 227-245.
- OLESKOG, G. & LÖF, M. (Eds.) (2005): The ecological and silvicultural bases for underplanting beech (*Fagus sylvatica* L.) below Norway spruce shelterwood (*Picea abies* L. Karst.). Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen Niedersächs. forstl. Vers.anst. 139: 1-94.
- OLSTHOORN, A.F.M.; BARTELINK, H.H.; GARDINER, J.J.; PRETZSCH, H.; HEKHUIS, H.J. & FRANC, A. (Eds.) (1999): Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scient. Contrib. 15.

- RODE, M.W. (1993): Leaf-nutrient accumulation and turnover at three stages of succession from heathland to forest. *J. Veg. Sci.* 4: 263-268.
- ROTHER, A. (1997): Einfluß des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. *Forstl. Forsch.ber. Münch.* 163.
- ROTHER, A.; EWALD, J. & HIBBS, D.E. (2003): Do admixed broadleaves improve foliar nutrient status of conifer tree corps? *For. Ecol. Manage.* 172: 327-338.
- ROTHER, A. & BINKLEY, D. (2001): Nutritional interactions in mixed species forest. A synthesis. *Can. J. For. Res.* 31: 1855-1870.
- SALAMON, J.A. (2002): Die Collembolengemeinschaften in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings: Der Einfluss von Baumischung, Nahrung und mechanischer Störung. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst.* A176.
- SCHAEFER, M. (1999): The diversity of the fauna of two beech forests: some thoughts about possible mechanisms causing the observed patterns. In: KRATOCHWIL, A. (Ed.): *Biodiversity in ecosystems: Principles and case studies of different complexity levels*: 45-64.
- SCHAEFER, M. (2003): Biozönosen und Ökosysteme: Welche Bedeutung hat die Diversität der Fauna? *Kleine Senckenb.r.* 45: 147-161.
- SCHAEFER, M. & SCHAUERMANN, J. (1990): The soil of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* 34: 299-314.
- SCHERER-LORENZEN, M.; KÖRNER, C. & SCHULZE, E.-D. (Eds.) (2004): *Forest diversity and function*. *Ecol. Stud.* 176.
- SCHOU, S.; ALBERS, D.; ALPHEI, J.; BURIN, R.; KLAGES, U.; MIGGE, S.; PLATNER, C. & SALAMON, J.A. (2003): The soil fauna community in pure and mixed stands of beech and spruce of different age: trophic structure and structuring forces. *Oikos* 101: 225-238.
- SCHMIDT, M.; EWALD, J.; FISCHER, A.; OHEIMB, G. v.; KRIEBITZSCH, W.-U.; SCHMIDT, W. & ELLENBERG, H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. *Mitt. Bundesforsch. anst. Forst- Holzwissch.* 212.
- SCHMIDT, W. (2002): Einfluß der Bodenschutzkalkung auf die Vegetation. *Forstarchiv* 73: 43-54.
- SCHMIDT, W. (2004): Sukzession der Bodenvegetation im Fichten-Hiebsformenvergleich Solling. Gutachten, Institut für Waldbau, Göttingen.
- SCHMIDT, W. & WECKESSER, M. (2001): Struktur und Diversität der Waldvegetation als Indikatoren für eine nachhaltige Waldnutzung. *Forst Holz* 56: 493-498.
- SCHULZE, E.-D. (Ed.) (2000): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. *Ecol. Stud.* 142.
- SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H.A. (Eds.) (1993): *Biodiversity and ecosystem function*. *Ecol. Stud.* 99.
- SPIECKER, H.; HANSEN, J.; KLIMO, E.; SKOVSGAARD, J.P.; STERBA, H. & VON TEUFFEL, K. (Eds.) (2004): *Norway spruce conversion – options and consequences*. Brill, Leiden, Boston.
- STONE, E.L. (1975): Effects of species on nutrient cycles and soil change. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 271B: 149-162.
- TANSLEY, A.G. (1949): *Britain's green mantle*. Georg Allen a. Unwin, London.
- UNKRIG, W. (1997): Zur Verjüngung von Buche und Fichte im Naturwald Sonnenkopf. *Forst Holz* 52: 538-543.
- VAN GOOR, C.P. (1985): The impact of tree species on soil productivity. *Neth. J. Agric. Sci.* 33: 133-140.
- VON TEUFFEL, K.; BAUMGARTEN, M.; HANEWINKEL, M.; KONOLD, W.; SAUTER, U.H.; SPIECKER, H. & VON WILPERT, K. (Hrsg.) (2005): *Waldbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- WALKER, B. (1992): Biological diversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.* 6: 18-23.
- WALKER, B. (1995): Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conserv. Biol.* 9: 747-752.
- WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- WECKESSER, M. & SCHMIDT, W. (2004): Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten. *Tuexenia* 24: 191-206.
- WEGENER, U. & ROMMERSKIRCHEN, A. (2004): Das Zonierungskonzept für die Waldentwicklung. *Der Harz* 3/2004: 12-13.
- WHITTAKER, R.H. (1965): Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147: 250-260.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- WOLTERS, V. (1987): Die Bedeutung der Krautschicht für die Springschwänze (Insecta, Collembola) eines Buchenwaldes. *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol.* 5: 40-43.
- ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern – Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst.* A100.
- ZERBE, S. (2002): Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *For. Ecol. Manage.* 167: 27-42.

SVEN WAGNER, Tharandt

Waldbautechnische Methoden der Bucheneinbringung in Fichtenbeständen

1. Ziele der Einbringung von Buche

Bei waldbaulichen Aktivitäten steht zunächst die Zielbestimmung im Vordergrund. Dabei geht man üblicherweise von einer an der aktuellen Funktionssicherung im Forstbetrieb orientierten Handlung aus: Bestandesstrukturen, die nur unbefriedigend die gewünschten Funktionen erfüllen, sollen in besser geeignete Strukturen überführt werden. Um eine Annäherung des Ist-Zustandes an einen Soll-Zustand zu erreichen, ist eine „Bucheneinbringung zum Waldumbau“ denkbar. Der Zweck kann variieren: z.B. damit Buche als Wirtschaftsbaumart mit Produktziel, mit dienender Funktion oder in anderen Waldfunktionen, z.B. zur gesteigerten Trinkwassergewinnung (ANDERS et al. 2002) fungiert. Neben diesen mittelfristigen Zielstellungen kann aber auch die Nachhaltigkeit eine Rolle spielen, unter der einerseits eine Erhöhung der Biodiversität und die Option zur Naturverjüngung in der Zukunft oder andererseits auch die Anpassung der Baumartenzusammensetzung an die Standorte und damit deren langfristige Potentialssicherung zu verstehen sind (WAGNER 2004a, 2004b).

Selten wird die Bucheneinbringung mit nur einem der angesprochenen Ziele verbunden sein – in wirtschaftenden Forstbetrieben sind mehrfunktionale Maßnahmen häufig. Allerdings ergibt sich aus diesen Überlegungen die Forderung nach Funktionsgerechtigkeit der Konzepte, die zur Umsetzung entwickelt und dann auch angewandt werden sollen. Hierauf wird im Abschnitt 4 gesondert einzugehen sein.

2. Methoden

Da die Einbringung der Buche in bereits bestehende Waldbestände das Thema dieser Ausführungen ist, soll einmal darauf hingewiesen werden, dass sich waldbaulich damit das Problem der Kombination von Eingriffen in den Altbestand mit denen der Einbringung der Buchen ergibt; es müssen also bei den Methoden sowohl der Umgang mit den Fichtenaltbeständen als auch die Handhabung der Jungbuchen angesprochen werden.

2.1 Altbestand: Aktives oder passives Vorgehen?

Für die Entscheidungen, welche Behandlung die Fichtenaltbestände im Kontext der Bucheneinbringung erfahren sollen, ist es ganz wesentlich festzustellen, dass die am Waldboden verfügbaren Ressourcen (Strahlung, Wasser, Nährstoffe) knapp sind, da um sie Konkurrenz verschiedener funktionaler Pflanzengruppen (Altbäume, Verjüngung, Begleitvegetation) herrscht. Allerdings steht der Altbestand auf den meisten Standorten hierarchisch über den Verjüngungspflanzen und der Begleitvegetation. Da die erfolgreiche Einbringung einer Baumart in einen bereits vorhandenen Bestand einen Mindestumfang an verfügbaren Ressourcen am Waldboden, der den Verjüngungspflanzen dann zur Verfügung steht, erfordert, ist also zu klären, in welchem Umfang der Altbestand diese Ressourcen nicht selbst verbraucht. Auch wenn es dabei nicht ausschließlich um photosynthetisch aktive Strahlung („Licht“) geht, ist das Maß der Auflichtung des Altbestandes noch immer eine anschauli-

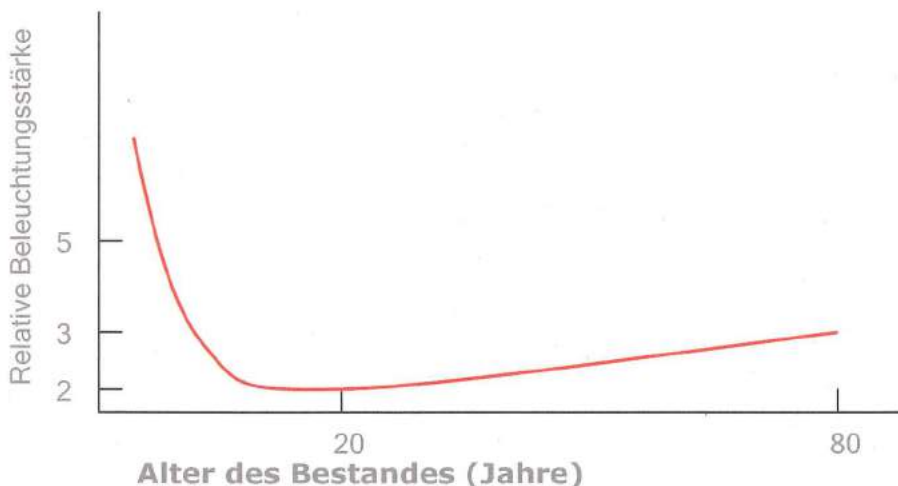
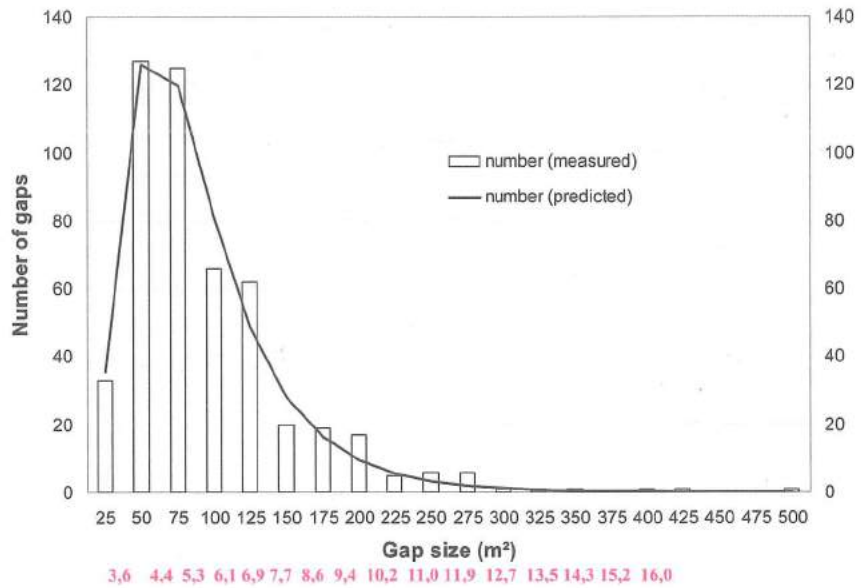


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der relativen Beleuchtungsstärke (in Prozent von Freifläche) am Waldboden eines reinen Fichtenbestandes, der auf der Freifläche begründet wurde

Abb. 2: Lückenhäufigkeitsverteilung reiner Fichtenbestände auf wechselfeuchten Standorten im Tharandter Wald; Gesamtanteil des Waldes in Lücken etwa 10% (aus HUTH & WAGNER, 2006). Charakteristische Werte für die relative Beleuchtungsstärke (in Prozent von Freifläche) in Rot.



che Größe des insgesamt zur Verfügung stehenden Ressourcenpools. Deshalb wird im Folgenden kurz auf die Verfügbarkeit der Strahlungsressource in Fichtenbeständen eingegangen.

Hinsichtlich der Verfügbarkeit der Strahlungsressource am Waldboden durchlaufen gleich alte Fichtenreinbestände Entwicklungsphasen, die auch ohne menschliche Eingriffe unterschiedlich verzüngungsfreundlich (aufgelichtet) sind. Das liegt vor allem an der verschiedenen effektiven Abschirmung des Lichtes durch viele junge oder wenige alte Bäume. Die Abb. 1 gibt einen typischen Verlauf der Beleuchtungsstärke wieder, die am Waldboden reiner, auf der Freifläche begründeter Fichtenbestände von der Jungwuchsphase bis in höheres Alter ohne aktive Eingriffe beobachtet werden kann. Stärkere Auflichtung, als die eben beschriebene, kann durch gezielte Eingriffe in den Altbestand („aktiv“) oder durch Schadereignisse („passiv“) erreicht werden. Aktive Eingriffe können Durchforstungen im Zuge der Waldpflege oder auch Erntennutzungen darstellen. Die Pflegemaßnahmen verteilen sich i.d. Regel diffus über den gesamten Bestand, während bei Erntennutzungen ausgeprägte Strahlungsgradienten z.B. am Saum oder in Gruppenschirmstellungen hergestellt

werden können (z.B. SPELLMANN & WAGNER 1993). Ab einem gewissen Alter und auf bestimmten Standorten treten erfahrungsgemäß spontane Störungen in Fichtenreinbeständen auf, die Lücken verursachen und zu passiver Auflichtung führen. Die Abb. 2 zeigt eine Lückenhäufigkeitsverteilung für über 80-jährige Fichtenbestände und gibt außerdem Auskunft über dabei auftretende Beleuchtungsstärken am Waldboden. Ob und in welchem Umfang solche spontanen Störungen für die Einbringung von Buche genutzt werden können, hängt von vielen Faktoren ab. Ein wichtiger Faktor ist das Schattenertragnis junger Buchen.

2.2 Waldbautechnische Verfahren zur Bucheneinbringung

Um die Buche in Fichtenbeständen zu etablieren, stehen drei Verfahren zur Verfügung: Die Naturverjüngung, die Saat und die Pflanzung. Im Forstbetrieb wurde in der Vergangenheit oft die Pflanzung favorisiert, weil diese einerseits den geringsten Überwachungsaufwand im Walde erfordert und weil andererseits bei der Einbringung von Buche in Fichtenbestände i.d. Regel Mutterbäume in unmittelbarer Nähe fehlen. Dennoch sollen alle drei Verfahren hier beschrieben werden.

Naturverjüngung

Anders als bei leichtfruchtigen Baumarten (Ahorne, Esche, Birken) ist die primäre Ausbreitungsfähigkeit der Buche auf weniger als 20m vom Altbaum beschränkt. Daraus würde zunächst unmittelbar zu folgern sein, dass die Naturverjüngungsoption bei Buche in Fichtenreinbeständen ausscheidet. Hinweise darauf, dass die nacheiszeitliche Rückwanderung mit mehr als 175m/Jahr erfolgte (BONN & POSCHLOD 1998) belegen allerdings, dass noch nicht alle Ausbreitungsmechanismen – hier ist insbesondere an Zoochorie zu denken – hinreichend bekannt sind (Reid’s Paradox). Außerdem ist an dieser Stelle bereits darauf hinzuweisen, dass über die Dichte und Qualität der gewünschten Verjüngung je nach Zielstellung im Forstbetrieb unterschiedlichste Vorstellungen bestehen. Es ist zwar nicht allzu viel zur Fernausbreitung der Buche bekannt, aber Unterschiede dieser Naturverjüngung zu den noch folgenden Verfahren der Kunstverjüngung dürften in der geringen Dichte der Verjüngung, der Platzierung der Buchen an bisher nicht vorhersehbaren Stellen in den Beständen und an der genetischen Verfassung der Verjüngung zu sehen sein.

Kunstverjüngung

Die Kunstverjüngungen können als Saat oder als Pflanzung ausgeführt werden. Es stehen verschiedene Saatverfahren zur Verfügung, wobei Rillen- und Plätzesaat die bekanntesten sind (LEDER et al. 2003). Der Unterschied der Saat gegenüber der Pflanzung liegt in der ungehinderten Entwicklung der Wurzel, der gegebenen Dynamik der frühesten Jugendentwicklung, in den unvergleichlich höheren Pflanzenzahlen und den geringeren Kosten, wenn die Verfahren erfolgreich angewandt werden.

Andererseits ist die Pflanzung mit Abstand das gebräuchlichste Verfahren. Die Pflanzung kann entweder maschinenunterstützt oder aber händisch mit adäquater Haue (Rhodener) durchgeführt werden. Hinsichtlich der verwendeten Sortimente kommen Baumschulpflanzen oder Wildlinge (NÖRR et al. 2002) in Frage. Der Vorteil der Pflanzung gegenüber der Saat ist das geringere Risiko von Schädigung und Ausfall und damit insbesondere auch die effizientere Nutzung des Saatgutes. Im Forstbetrieb ist der Überwachungsaufwand nach der Maßnahme verglichen mit Naturverjüngung und Saat hinsichtlich Intensität und Dauer gering.

3. Risiken

Hinsichtlich der möglichen Risiken bei Bucheneinbringung in die Fichten-

bestände ist zunächst festzuhalten, dass der Buche verschiedenste Gefahren drohen. Hervorzuheben ist allerdings, dass sie als Schattbaumart grundsätzlich weniger gefährdet ist, wenn Altbestands-einfluss gegeben ist; dies bezieht sich z.B. auf Gefährdungen durch Frost. Der Altbestands-einfluss limitiert andererseits die Ressourcenversorgung. Die Vitalität eingebrachter Buchen hängt von deren Ressourcenversorgung ab. Für die Strahlungsressource gibt es verlässliche Informationen für diesen Zusammenhang. Demnach kann vitales Wachstum bereits ab Werten für die relative Beleuchtungsstärke von etwa 15% angenommen werden (SCHMITT et al. 1995, GRALLA et al. 1997, WAGNER & MÜLLER-USING 1997, LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN 2004). Doch auch bei geringeren Werten (etwa bis zu 5%) ist die Buche überlebensfähig. Neben den Altbeständen können begleitende Pflanzen – insbesondere Gräser und Fichten-naturverjüngung – durch Konkurrenz um die verfügbaren Ressourcen zu einem Problem werden, und schließlich sind Pflanzenfresser – namentlich verbeißendes Schalenwild und Hasen – als Risikofaktor zu benennen.

3.1 Altbestand

Die üblichen Eingriffe in Fichtenaltbeständen zur Einleitung von Verjüngungsmaßnahmen führen zu relativen Beleuchtungsstärken, die die eben

genannten Grenzwerte für Buche in der Regel deutlich übertreffen (LÜPKE 2004). Ein einmaliger Eingriff in den Fichtenbestand sichert allerdings nicht in jedem Fall die Ressourcenversorgung der Verjüngung auf Dauer. Die Zuwachsreaktion der Fichten ist relativ einfach im Kronenraum zu beobachten und die Vitalität junger Buchen lässt sich gut am Wuchs (lotrecht oder plagiotrop) der Leittriebe abschätzen. Daraufhin kommt es in einigen Fällen zu so genannten „Nachlichtungen“ bereits wenige Jahre nach der Bucheneinbringung, um die Buchenvitalität zu erhalten oder zu steigern. Diese Eingriffe können durchaus kritisch betrachtet werden, wenn es hierbei zu wirtschaftlich relevanten Hiebsopfern zugunsten der Verjüngung kommt (SPELLMANN & WAGNER 1993, WAGNER & MÜLLER-USING 1997). Doch auch unterirdisch ist die Regenerationsfähigkeit der Fichten beachtlich, wie Untersuchungen an Lückenrändern in 35-jährigen Fichtenbeständen des Erzgebirges zeigen (Abb. 3; MÜLLER & WAGNER 2003a, NEUBAUER 2005). Aus diesen Informationen lässt sich vorsichtig der Schluss ziehen, dass die Bucheneinbringung in sehr jungen und/oder sehr zuwachs-kraftigen Fichtenbeständen oft zu wirtschaftlichen Konflikten mit den Zielen in den Altbeständen führen kann.

3.2 Fichtenaturverjüngung

Die natürliche Verjüngung der Fichte

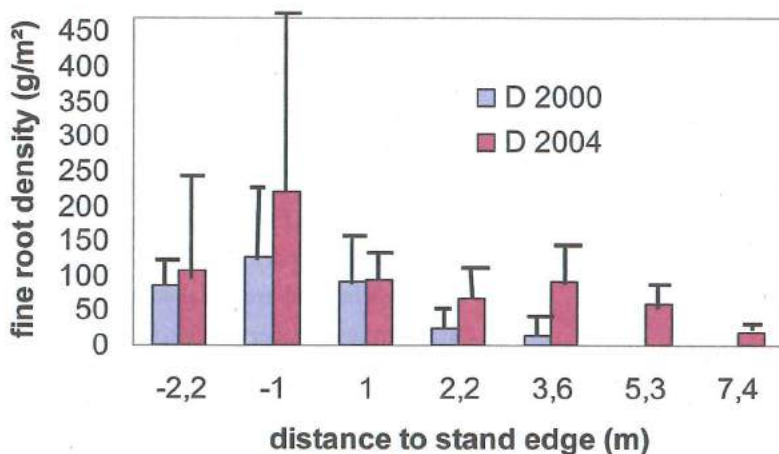
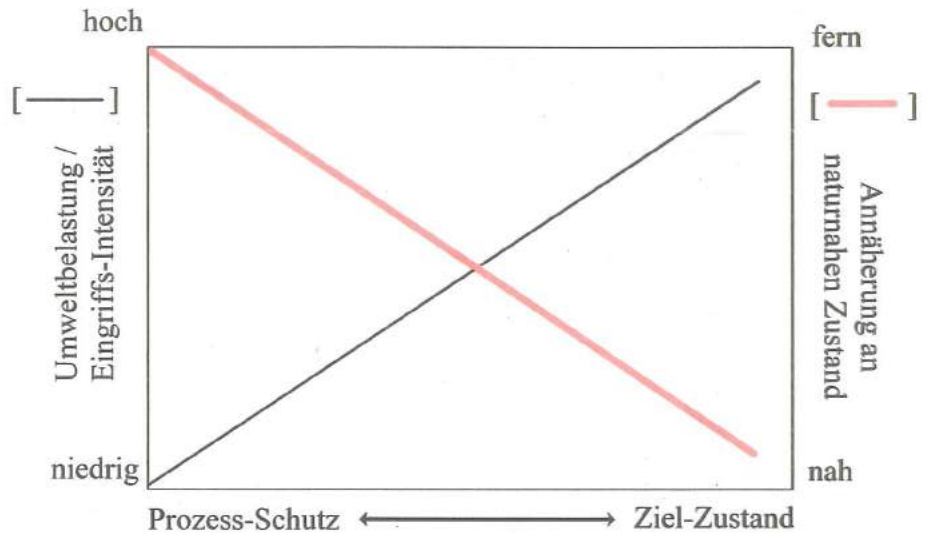


Abb. 3: Fichtenfeinwurzel-dichte (g/m^2) auf einer Lücke in Abhängigkeit vom Abstand zum nächsten Randbaum (distance to stand edge). Die Lücke hat einen Durchmesser von 15 m. Im Abstand von 4 Vegetationsperioden (2000 und 2004) wurden die Aufnahmen wiederholt. Demnach haben nach nur 4 Jahren die Feinwurzeln des Bestandes die Lücke weitestgehend er- und geschlossen. (aus NEUBAUER, 2005)

Abb. 4: Schematische Darstellung zu den Auswirkungen jeweils kompromissloser Anwendung eines Prozess-Schutzkonzeptes (= ohne jede aktive Bucheneinbringung) oder eines Zielzustand-Konzeptes (= aktive Überführung großer Fichtenreinbestandsanteile in buchenreiche Mischbestände) im Umgang mit Fichtenreinbeständen.



stellt sich – je nach den gegebenen Standortbedingungen – in mittelalten bis älteren Beständen oft spontan, flächendeckend und in großer Dichte ein. Neben der Strahlungsversorgung stellt scheinbar lediglich die Wasserversorgung hier einen begrenzenden Faktor dar – z.B. im subkontinentalen Ost-Erzgebirge (ANDERS 1974). Der Zeitpunkt des Auftretens liegt bei günstigen Bedingungen oft schon vor dem der aktiven Einbringung der Buche, so dass die Konkurrenz im Verjüngungsstadium zwischen Buche und Fichte zu beachten ist. Sehr kurze Überschirmungszeiträume und/oder sehr starke erste Auflichtungen fördern die Fichte gegenüber der Buche. Der Ausgang des Wettbewerbs zwischen konkurrierenden Arten hängt also auch bei Buche und Fichte vom Auflichtungsgrad ab (UNKRIG 1997, KÜHNE & BARTSCH 2003) - für die relative Förderung der Buche sollte es dabei nicht zu hell werden. Der relative Vorteil der Fichte kann in solchen Situationen des Weiteren durch Mäuse- und Verbissschäden an den Buchen vergrößert werden.

3.3 Herbivore

Schäden an Eckern (Langschwanzmäuse, Wildschweine) oder an Jungpflanzen (Kurzschwanzmäuse, Schermäuse) können zum Totalausfall von Buchen-

verjüngungen in Fichtenbeständen führen. Die entscheidende Größe zur Steuerung der Schäden durch Kurzschwanzmäuse scheint die Habitatqualität zu sein: Vergrasungen, starke Auflichtungen in Schirmen oder Südsaumexposition prädestinieren Verjüngungsflächen für Mäuseschäden (KRÜGER 2002). Des Weiteren kann der Verbiss durch Herbivore (Schalenwild, Hase) eine Buchenverjüngung schädigen, bzw. im Zusammenspiel mit der zwischenartlichen Konkurrenz zur Fichtenaturverjüngung auch zum Zurückbleiben und schließlich dem Verlust der Buchen führen. In der Mehrzahl der Fälle ist mindestens ein Zuwachsverlust zu verzeichnen (KÖNIG 1997, SCHULZE 1997).

4. Funktionsgerechte Konzepte, insbesondere für Waldumbauzonen in Nationalparks

Wie bereits im Abschnitt 1 „Ziele der Einbringung von Buche“ deutlich wurde, sollte jede waldbauliche Maßnahme in die Ziele der jeweils zu erfüllenden Waldfunktionen eingepasst sein. Eine entsprechende Anpassung wird dann als „funktionsgerecht“ verstanden. Für Waldumbauzonen von Nationalparks stellen sich diese Ziele anders als für übliche Wirtschaftswälder dar: Es geht nicht um

die Erzeugung von Buchen, die hohen Qualitätsanforderungen gerecht werden, sondern es soll standortgerechte Diversität ermöglicht (erzeugt) und die Option zur genetisch angepassten Naturverjüngung im Rahmen naturnaher Wald-dynamik gewährleistet werden. Da die z.Zt. vorherrschenden Fichtenreinbestände großflächige Zusammenbruchsphasen aufweisen können (vergl. Nationalpark Bayerischer Wald), die im Nationalpark Harz in einem großen Umfang nicht akzeptiert werden, soll die Bucheneinbringung beschleunigt werden. Aufwändige Maßnahmen zur Einbringung der Buche – hier ist insbesondere an Großflächigkeit und hohe Dichten gedacht – erscheinen aus der Sicht einer funktionsorientierten Handlung in Nationalparks allerdings nicht nötig; sie können sogar den Zielen im Nationalpark zuwiderlaufen. So ist mit dem Nationalparkmotto „Soviel wie nötig, so wenig wie möglich“ auch der Umstand gemeint, dass intensive Maßnahmen naturnahe Prozesse nicht nur abkürzen, sondern ggf. sogar behindern: Kleinflächige Strukturierungen und das Ankommen von Misch(baum)arten beim Waldverjüngungsprozess werden z.B. als eigene Ziele eines Prozessschutzkonzeptes verstanden und diese treten bei intensiven Verjüngungsmaßnahmen aus Wirtschaftswäldern nicht oder nicht

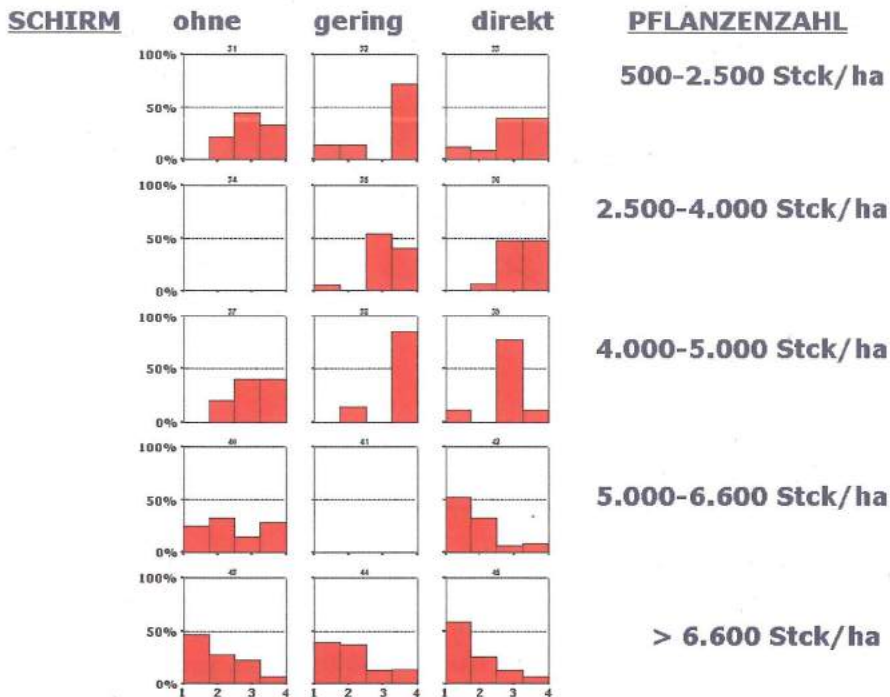


Abb. 5: Güteklassen-Häufigkeitsverteilungen von Buchen in Voranbauten unterschiedlicher Begründungsdichte und Überschirmungsdichte im Alter von 20 Jahren. Die Güteklasse „1“ ist die beste, die Güteklasse „4“ die schlechteste. Es zeigt sich, dass ein hoher Anteil der Güteklassen 1 und 2 erst bei Begründungszahlen von über 6.600 Stck/ha Pflanzfläche auftritt und dass dies bei 5.000 bis 6.600 Stck/ha allenfalls in den direkt durch Fichten überschirmten Voranbauten der Fall ist. LEONHARDT, 2006.

im naturnahen Maße auf. Die Abb. 4 soll das Spannungsfeld zwischen einer ausschließlich am Prozessschutz orientierten Vorgehensweise ohne jede aktive Bucheneinbringung und einer aktiven Überführung großer Fichtenreinbestandsanteile in buchenreiche Mischbestände illustrieren.

Die Hinwendung zu extensiven Konzepten beinhaltet (a) geringe Dichten bei Kunstverjüngung durch Pflanzung, (b) die kleinflächige Einbringung der Buche in natürlichen Störungslücken, (c) die Saat als Begründungstechnik und schließlich (d) die Option zur Naturverjüngung.

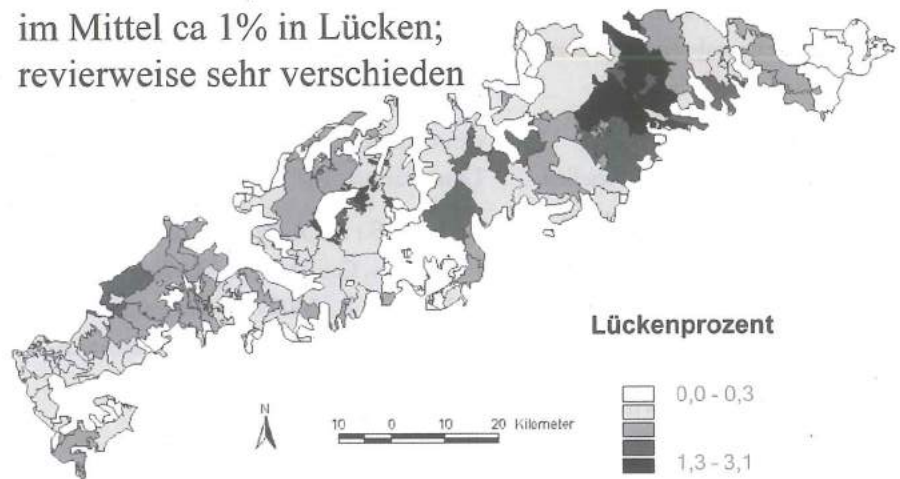
(a) Die notwendige Pflanzdichte für die Buche hängt maßgeblich von den Zielen ab, die mit der Einbringung erreicht werden sollen. So werden zum Buchenvoranbau in Wirtschaftswäldern z.Zt. sehr unterschiedliche Pflanzdichten erprobt. Unsere noch laufenden Untersuchungen in unechten Zeitreihen der LÖBF/ Arnsberg von bis zu 20-jährigen, unbehandelten und unterschiedlich überschirmten Buchenvor-

anbauten ergaben, dass mindestens 5000, besser aber über 6600 Stück/ha reine Pflanzfläche für die Qualitätsholzerzeugung unter Fichtenschirm notwendig erscheinen (Abb. 5). Geringere Pflanzdichten führen demgegenüber auch in überschirmten Voranbauten nicht zu ansprechenden Qualitäten. In Nationalparks ohne Qualitätsholzanspruch sind diese hohen Pflanzzahlen sicherlich nicht nötig. Vielmehr sind die Risiken des Verlustes von Jungpflanzen einzuschätzen und Mindestpflanzzahlen anzustreben, die auch aus genetischer Sicht den Aufbau lebens- und entwicklungsfähiger Populationen gewährleisten. Hierzu mögen äußerst geringe Pflanzdichten (500 Stck/ha reine Pflanzfläche entsprechend 4x5 m Verband) genügen. Allerdings ist der Aufbau von genetisch anpassungsfähigen Populationen nur möglich, wenn Mindestzahlen von Individuen etabliert werden, die zukünftig im Austausch von genetischen Informationen stehen (Genfluss). Dazu sind Maximalabstände zwischen Teilpopulationen einzuhalten, die die effektiven Pollenflugdistanzen der

Buche von nicht viel mehr als 100m (WANG 2001) berücksichtigen. (b) Die Vorteile des so genannten „passiven“ Voranbaues hinsichtlich möglicher Zielkonflikte mit der Wertleistung der Altbestände (vergl. Abschnitt 3.1) spielen in Nationalparks sicherlich keine entscheidende Rolle. Allerdings sind spontan auftretende Störungslücken ein Teil der natürlichen Walddynamik und damit im Sinne des Prozessschutzkonzeptes zu beachten. Das Potential solcher „natürlicher“ Störungen ist standorts- und provenienzbedingt in den Fichtenbeständen sehr verschieden. Eine Luftbilddauswertung (Bilder: 1996) in Fichtenbeständen des Mittleren Erzgebirges ergab, dass bis zu 3% auf Revierebene der Fichtenbestandsfläche in Lücken liegt (Abb. 6; MÜLLER 2003, MÜLLER & WAGNER 2003b). Der flächenmäßig größte Anteil dieser Lücken (etwa 70%) hat Durchmesser von Stamm zu Stamm über 15m (Abb. 7; MÜLLER 2003). Dies entspricht mindestens 10% relativer Beleuchtungsstärke (vergl. Abb. 2). Nach dem bereits in Abschnitt 3 festgestellt wurde, dass Jungbuchen ab etwa 5% relativer

Abb. 6: Angaben zu Flächenanteilen der Fichtenreinbestände im Mittleren Erzgebirge, die in Lücken unterschiedlicher Größe liegen; aus MÜLLER, 2003

74250ha Wald;
im Mittel ca 1% in Lücken;
revierweise sehr verschieden



Beleuchtungsstärke als überlebensfähig und ab 15% als voll vital gelten können, lässt sich abschätzen, dass in manchen Fichtenreinbeständen die spontan auftretenden Störungs-lücken für eine Bucheneinbringung geeignet sind und dies flächenmäßig auch bedeutsam sein kann.

(c) Saatverfahren spielten in Wirtschaftswäldern bis Ende der 80er Jahre eine vergleichsweise geringe

Rolle. Mitte der 90er Jahre begannen allerdings insbesondere in Nordrhein-Westfalen vermehrt Versuche mit diesem Verfahren (LEDER & WAGNER 1996), und mittlerweile liegen auch zwei Merkblätter zur Durchführung von Saaten vor (ANONYMUS 1998, ANONYMUS 1999). Wegen der bereits erwähnten Besonderheiten (Abschnitt 2.2) erscheint die Saat speziell für Um-

bauvorhaben in Nationalparks sehr interessant. Schwierigkeiten ergeben sich vor allem aus dem vergleichsweise hohen Saatgutbedarf, der Lagerung und Aufbereitung des Saatgutes.

(d) Die Naturverjüngungsoption ist zwar die für Nationalparke attraktivste Variante – bisher jedoch auch die unsicherste und am wenigsten untersuchte. Hier ist Forschung, die Klar-

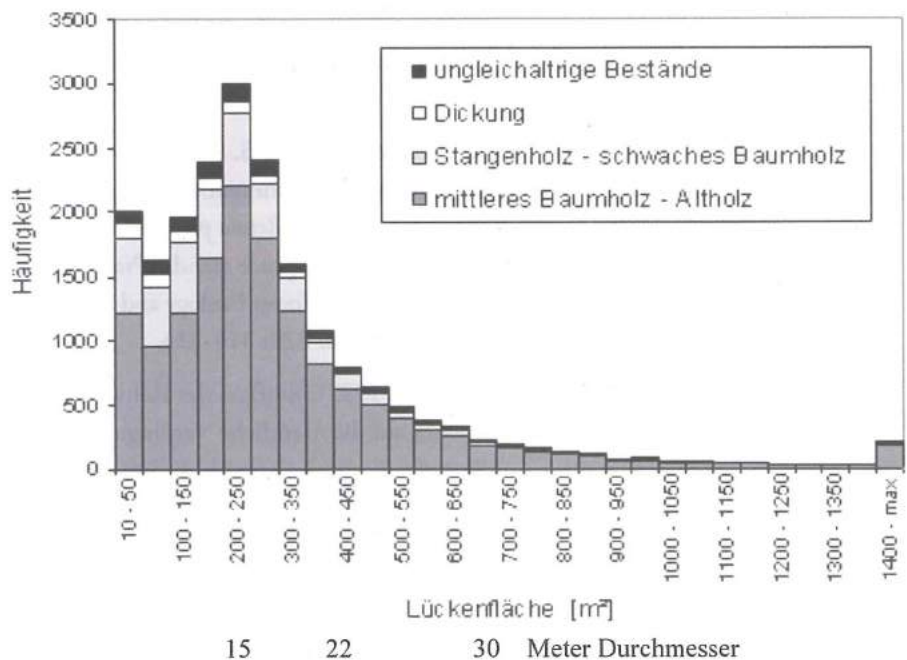


Abb. 7: Lückenbäufigkeitsverteilung von 74.000 ha Fichtenreinbeständen des Mittleren Erzgebirges; aus MÜLLER, 2003

heit über die zurückgelegten Ausbreitungsdistancen und die Vektoren und mögliche Maßnahmen zur Anregung der Fernausbreitung liefert, unbedingt erforderlich.

Zum Abschluss dieser konzeptionellen Überlegungen sei noch einmal auf die Problematik von Herbivoren (vergl. Abschnitt 3.3) verwiesen: Wie auch im Wirtschaftswald besteht für Buchen im Nationalpark grundsätzlich die Gefahr, dass die Verjüngung durch Wirbeltiere dezimiert und in ihrer Vitalität geschwächt wird. Diese Probleme sind jedoch als besonders schwerwiegend einzuschätzen, wenn geringe Pflanzendichten in zerstreuten Kleinvorkommen womöglich unter Einschluss der Eckernphase (Naturverjüngung und Saat) im Rahmen extensiver Verjüngungskonzepte geplant sind. Mithin ergibt sich z.Zt. für den Nationalpark eine besondere Konfliktsituation, nämlich möglichst extensive und naturnahe Buchenverjüngungsverfahren bei gleichzeitig geringem Jagddruck zum Erfolg zu führen.

Literatur

- ANDERS, S. (1974): Untersuchungen zur Klärung ökologischer Möglichkeiten und Grenzen der Fichtennaturverjüngung in den sächsisch-thüringischen Mittelgebirgen mit Hilfe von Pfadkoeffizienten. Dissertation, TU Dresden.
- ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSSEN, M.; KRAKAU, U. & MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Verlag Dr. Kessel, Oberwinter.
- ANONYMUS (1998): Merkblatt zur Bucheckern-Vorausfaat unter Nadelholzschirm. Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen - Information für Waldbesitzer, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) Schwanenstraße 3, 40476 Düsseldorf.
- ANONYMUS (1999): Förderung der Naturverjüngung und Saat. KWF-Broschüre, Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik e.V. (KWF) Spremberger Straße 1, 64823 Groß-Umstadt.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- GRALLA, T.; MÜLLER-USING, B.; UNDEN, T. & WAGNER, S. (1997): Über die Lichtbedürfnisse von Buchenvoranbauten in Fichtenbaumhölzern des Westharzes. Forstarchiv Jg. 68, Nr. 2: 51-58.
- HUTH, F. & WAGNER, S. (2006): Gap structure and establishment of Silver birch regeneration (*Betula pendula* Roth.) in Norway spruce stands (*Picea abies* (L.) Karst.). Forest Ecology and Management Vol. 229: 314-324.
- KÖNIG, E. (1997): Einfluss des Rehwildverbisses auf die natürliche Verjüngung. Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 6: 320 - 323.
- KRÜGER, F. (2002): Zur zeitlichen Prognose, räumlichen Verteilung und Heilungsdynamik von durch Wühlmäuse (Erdmaus, *Microtus agrestis* L., Rötelmaus, *Clethrionomy glareolus* Schreb. und Feldmaus, *Microtus arvalis* Palla) verursachten Nageschäden an Forstpflanzen. Dissertation, Universität Göttingen.
- KÜHNE, C. & BARTSCH, N. (2003): Zur Naturverjüngung von Fichten-Buchen-Mischbeständen im Solling. Forst und Holz Jg. 58, Nr. 1/2: 3-7.
- LEDER, B. & WAGNER, S. (1996): Bucheckern/Streu-Vorausfaat als Alternative beim Umbau von Nadelholzbeständen in Mischbestände. Forstarchiv Jg. 67, Nr.1: 7-13.
- LEDER, B.; WAGNER, S.; WOLLMERSTÄDT, J. & AMMER, C. (2003): Bucheckern-Vorausfaat unter Fichtenschirm - Ergebnisse eines Versuchs des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten/Sektion Waldbau. Forstwissenschaftliches Centralblatt Jg. 122: 160-174.
- LEONHARDT, B. & WAGNER, S. (2006): Qualitative Entwicklung von Buchenvoranbauten unter Fichtenschirm. Forst und Holz Jg. 61, Nr. 11: 454-457.
- LÜPKE, VON B. (2004): Mischwälder als Mittel zur Risikominderung und naturnaher Waldbau: Ein Spannungsfeld. In: Kongressbericht zur 61. Tagung des Deutschen Forstvereins: 364-376. Deutscher Forstverein e.V, Göttingen.
- LÜPKE, VON B. & HAUSKELLER-BULLERJAHN, K. (2004): Beitrag zur Modellierung der Jungwuchsentwicklung am Beispiel von Traubeneichen-Buchen-Mischverjüngung. Allgemeine Forst- u. Jagd-Zeitung Jg. 175, Nr. 4/5: 61-69.
- MÜLLER, K.H. (2003): Lückendynamik in Fichtenreinbeständen des Erzgebirges. Dissertation der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden.
- MÜLLER, K.H. & WAGNER, S. (2003a): Fine root dynamics in gaps of Norway spruce stands in the German Ore mountains. Forestry Jg. 76, Nr. 2: 149-158.
- MÜLLER, K.H. & WAGNER, S. (2003b): Störungslücken in Fichtenreinbeständen des Erzgebirges: Initiale eines Waldum-

baues? Forst und Holz Jg. 58, Nr. 13/14: 407-411.

NEUBAUER, M (2005): Feinwurzel-
dynamik in Bestandeslücken von Fichten-
reinbeständen im Erzgebirge. Diplom-
arbeit, TU Dresden.

NÖRR, R.; GANZ, M. & WAECHTER, A.
(2002): Wildlinge. Allgemeine Forst-
zeitschrift/DerWald Nr. 5: 225-227.

SCHMITT, H.P.; MERTENS, B. & LÜPKE,
VON B. (1995): Buchenvoranbau im
Stadtwald Meschede. Allgemeine
Forstzeitschrift Nr. 20: 1071-1075.

SCHULZE, K. (1997): Wechselwirkungen
zwischen Waldbauform, Bejagungs-
strategie und der Dynamik von Rehwild-
beständen. Dissertation, Universität
Göttingen.

SPELLMANN, H. & WAGNER, S. (1993):
Entscheidungshilfen für die Verjüngungs-
planung in Fichtenbeständen zum Voran-
bau der Buche im Harz. Forst und Holz
Jg. 48, Nr. 17: 483-490.

UNKRIG, W. (1997): Zur Verjüngung
von Buche und Fichte im Naturwald
Sonnenkopf. Forst und Holz Jg. 52, Nr.
18: 538-543.

WAGNER, S. (2004a): Möglichkeiten und
Beschränkungen eines funktionsorien-
tierten Waldbaus. Forst und Holz Jg. 59,
Nr. 3: 105-111.

WAGNER, S. (2004b): Klimawandel -
einige Überlegungen zu waldbaulichen
Strategien. Forst und Holz Jg. 59, Nr. 8:
394-398.

WAGNER, S. & MÜLLER-USING, B.
(1997): Ergebnisse der Buchen-Voran-
bauversuche im Harz unter besonderer
Berücksichtigung der lichtökologischen
Verhältnisse. Schriftenreihe Nr. 13: 17-
30. Landesanstalt für Ökologie, Boden-
ordnung und Forsten/Landesamt für
Agrarordnung Nordrhein-Westfalen.

WANG, K. (2001): Gene flow and mating
system in European Beech. Cuvillier
Verlag, Göttingen.

PETER MEYER, Göttingen

Veränderung von Bestandesstruktur und Standortverhältnissen durch unterschiedliche waldbauliche Maßnahmen in Fichtenreinbeständen

1. Einleitung

Die meisten Wald-Nationalparke in Deutschland umfassen mehr oder weniger große naturferne Bereiche. Deren Behandlung ist oft Gegenstand kontroverser Diskussionen. So stellt sich auch im Nationalpark Harz die Frage, in welchem Umfang die noch auf großer Fläche vorhandenen Fichtenreinbestände außerhalb der natürlichen Fichtenzone waldbaulich behandelt werden sollen.

Nachfolgend wird der Versuch unternommen, anhand vorliegender Untersuchungsergebnisse eine Antwort auf die Frage nach der Notwendigkeit waldbaulicher Maßnahmen in Fichtenreinbeständen im Nationalpark Harz zu finden. Dabei wird zwischen den Themenkomplexen Waldstruktur und Stoffhaushalt unterschieden.

2. Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen

2.1 Modellvorstellung

Die Folgen waldbaulicher Maßnahmen können in Form von Wirkungsfunktionen beschrieben werden (Abb. 1). Je nachdem, in welchem Intensitätsbereich Maßnahmen ergriffen werden, führen sie zu bestimmten Effekten.

Wenn allerdings die Maßnahmenintensität und der Bereich der angestrebten Effekte außerhalb des Gültigkeitsbereichs der Wirkungsfunktion liegen, laufen die Maßnahmen ins Leere. Werden falsche Ursache-Wirkungs-Beziehungen zugrunde gelegt, können beispielsweise forstwirtschaftliche Eingriffe zur Stabilisierung von Waldbeständen gegenteilige oder auch fehlende Auswirkungen haben.

In einem Nationalpark werden im Allgemeinen nur Maßnahmen geringer Intensität angestrebt. Argumente dafür

sind entweder, dass ein Gefahrenbereich verlassen werden soll oder, dass mit wenigen, zeitlich befristeten Eingriffen Weichenstellungen in Richtung einer künftigen naturnahen Dynamik vorgenommen werden können.

2.2 Waldstruktur

2.2.1 Waldwachstumskundliche Versuche

Waldwachstumskundliche Versuche belegen, dass sich Durchforstungen auf die Strukturentwicklung von Fichtenreinbeständen signifikant auswirken (SCHÖBER 1979/80, ABETZ & UNFRIED 1984, SPELLMANN & NAGEL 1996). Beispielhaft zeigt ein Fichten-Durchforstungsversuch der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFV) die Veränderung der Durchmesserverteilung in Abhängigkeit von der Bestandesbehandlung (Abb. 2).

Effekt [im Vergleich zur Referenz]

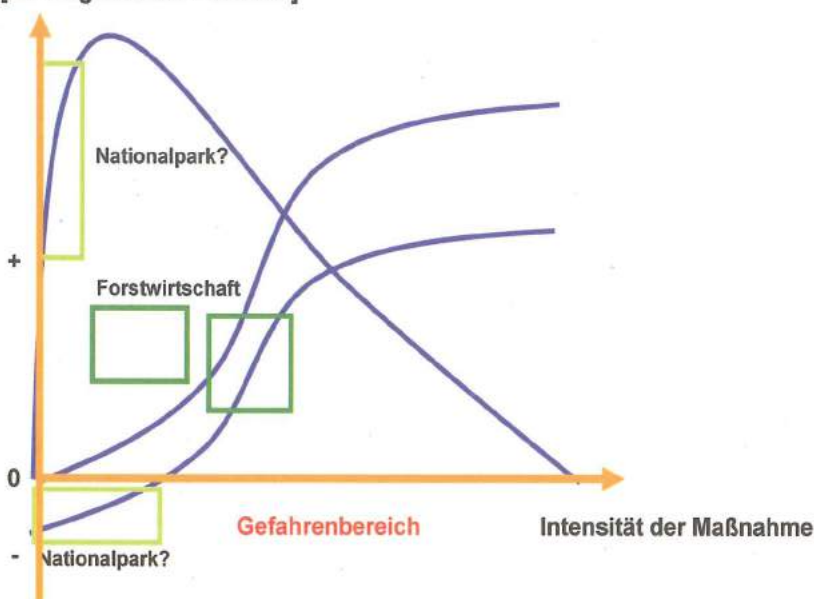
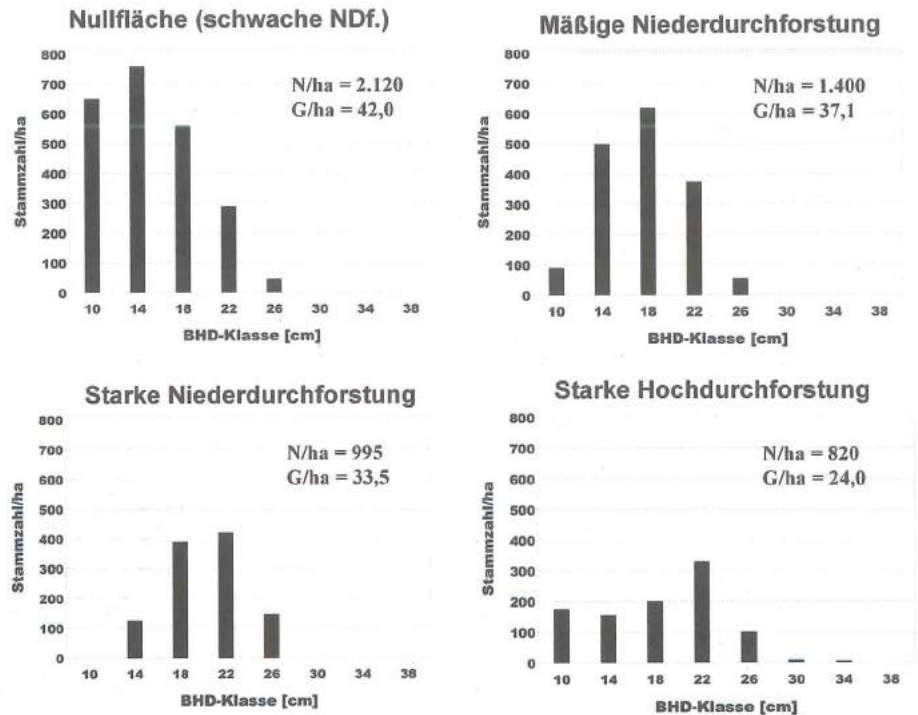


Abb. 1: Modell der Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen. Die umrandeten Wirkungsfenster zeigen beispielhaft Maßnahmenbereiche und angestrebte Effekte. Erst wenn diese die Wirkungsfunktion einschließen, lassen sich die Effekte auch tatsächlich erzielen.

Abb. 2: Durchmesserverteilungen im Fichten-Durchforstungsversuch der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt im Solling (Alter 41)



Nach wie vor ist jedoch weniger eindeutig, ob die strukturelle Differenzierung durch forstliche Eingriffe effektiv erhöht wird. Die Untersuchungen von PREUHLER & SCHMIDT (1989), LEDER (1998), LÜPKE & WELCKER (1998), AMMANN (1999), SCHÜTZ (1996) und WEIHS et al. (1999) in längere Zeit undurchforsteten Beständen weisen auf ein beachtliches Maß an Selbstdifferenzierung u. a. auch in reinen Fichtenwäldern hin. MEYER (2000) und MEYER et al. (2004) können zwar zeigen, dass die Zuwachsallokation durch Eingriffe im Herrschenden signifikant verändert wird. So steigt die Asymmetrie der Zuwachsverteilung zwischen den Durchmesserbereichen mit zunehmender Eingriffsstärke. Dies führt zu einer beschleunigten Streckung der Durchmesserverteilung bei verringerter Mortalität im Unter- und Zwischenstand, so dass die Differenzierung erhöht wird. Dennoch zeigen auch die undurchforsteten Parzellen eine erstaunlich hohe Strukturdiversität.

Die Untersuchungen von GUERICKE (2003) über den Fichten-Femmelwald im Harz belegen ebenfalls eine Anregung

des BHD-Zuwachses mit zunehmender Eingriffsstärke. Die Spanne der Durchmesserverteilung verändert sich jedoch kaum. Den entscheidenden Effekt hat der Eingriff stattdessen auf die Verjüngung. Dass durch Eingriffe im Endnutzungsalter die Verjüngung erfolgreich eingeleitet und in ihrer Entwicklung gefördert werden kann, ist allerdings eine waldbauliche Selbstverständlichkeit.

Im Zusammenhang mit der Frage nach der Notwendigkeit waldbaulicher Eingriffe in einem Nationalpark ist vielmehr von Interesse, wie sich Fichtenwälder über den Endnutzungszeitpunkt hinaus weiter entwickeln. Systematische Untersuchungen hierzu fehlen. Einen Einblick in mögliche Entwicklungspfade können Naturwälder geben.

2.2.2 Naturwald Bruchberg

Der Naturwald Bruchberg repräsentiert die natürlichen Fichtenwälder der hochmontanen Stufe im Westharz. Hier sind Reitgras-Fichtenwälder mit Moor-Fichtenwäldern und mehr oder weniger offenen Nieder- und Hochmoor-

bereichen eng verzahnt. Mindestens seit Anfang der 1970er Jahre ist dieser Naturwald ungenutzt geblieben.

Die Entwicklung einer Kernfläche im Reitgras-Fichtenwald zeigt die möglicherweise typische Entwicklung eines gleichaltrigen Fichtenreinbestandes, in dem die Endnutzung ausgeblieben ist (MEYER & PETERSEN 2003). Während der Bestand über fast 25 Jahre weitgehend geschlossen blieb, führte schließlich Borkenkäferbefall ab Mitte der 1990er Jahre zum flächigen Absterben (Abb. 3). Allerdings hatte sich zu diesem Zeitpunkt teilweise bereits Naturverjüngung eingefunden. Diese ist geklumpt verteilt, da ihre erfolgreiche Entwicklung an Lücken und Moderholz gebunden ist.

Zukünftig ist davon auszugehen, dass die Strukturierung weiter zunimmt, da sich in Folge des langsam verlaufenden Verjüngungsprozesses eine weite Altersspreitung herausbilden dürfte. Durch das steigende Angebot an Moderholz dürfte der Fortgang des Verjüngungsprozesses mindestens gesichert sein, möglicherweise sogar beschleunigt werden.

Wie unterschiedlich sich die Verjüngung in Abhängigkeit von der Struktur des Altbestandes bzw. des Tothholzangebotes entwickelt, macht ein Vergleich dieser Untersuchungsfläche mit der Situation in einem Windwurfverhau deutlich (Abb. 4). So hat die Eberesche unter den hier gegebenen Wildständen nur Entwicklungsmöglichkeiten, wenn sie durch quer liegende und stark beastete Fichtenstämme geschützt wird („Käfigverjüngung“).

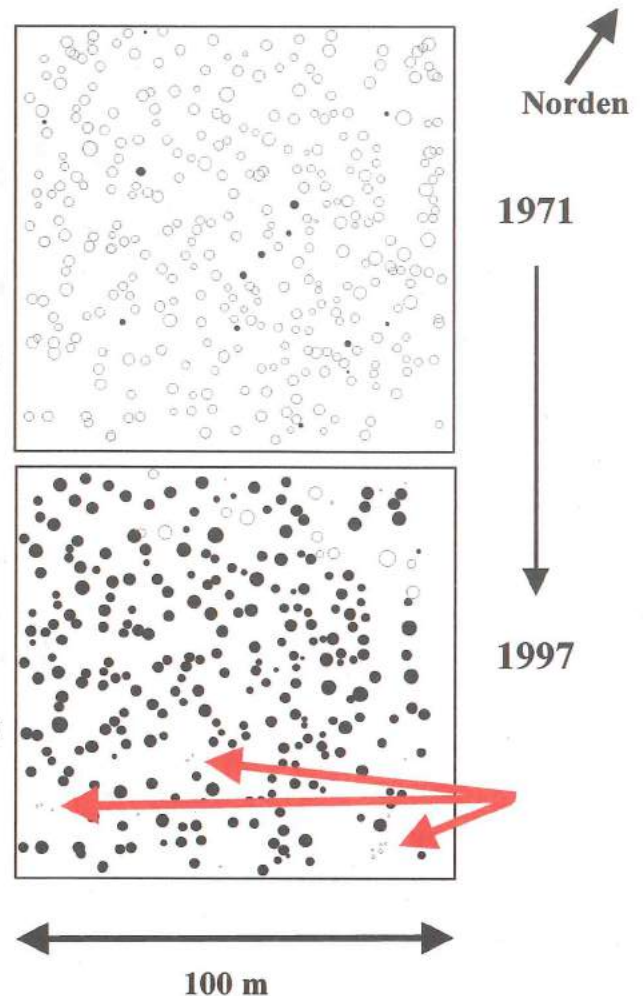
Ähnliche Entwicklungen wie im Harz werden auch in Fichtenwäldern des Bayerischen Waldes beobachtet. Dem flächenhaften Zusammenbruch des Altbestandes nach Windwurf und Borkenkäferbefall folgt ein differenzierter Verjüngungsprozess, der zukünftig reicher strukturierte Wälder erwarten lässt (NATIONALPARVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001).

2.2.3 Struktur, Stabilität und Risikovorsorge

Die hohe Störungsanfälligkeit von Fichtenreinbeständen im Vergleich zu anderen Waldtypen ist weitgehend unstrittig (SCHMIDT-VOIGT 1989, THOMASIU 1988, ALTENKIRCH et al. 2002, REDDE 2002, REDDE & v. LÜPKE 2004). Dass reich strukturierte Mischwälder stabiler als homogene Reinbestände sind, konnte allerdings bisher nicht eindeutig belegt werden. Bei näherer Betrachtung zeigt sich kein einfacher Zusammenhang zwischen Strukturierung und Stabilität (MASON 2002). Möglicherweise verringert sich in einem strukturreichen Wald gegenüber einem homogenen Altersklassenwald nur die „Korngröße“ der Schadensflächen, doch nicht deren gesamtes Ausmaß.

Nach den Untersuchungen von KÖNIG (1995) und REDDE (2002) bestimmen die Oberhöhe, der Standort (Tongehalt, Wechselfuchte) und das Jahr des letzten Eingriffs im Wesentlichen das Windwurfisiko in Fichtenwäldern. Durch strukturierende Eingriffe können Fichtenrein-

Abb. 3: Entwicklung von Kernfläche II im Naturwald Bruchberg von 1971 bis 1997. Die Kreise zeigen den Stammquerschnitt aller Bäume ≥ 7 cm BHD. Nicht ausgefüllte Kreise symbolisieren lebende Bäume und schwarze Kreise den toten Bestand.



bestände zwar bis in ein mittleres Alter stabilisiert werden, indem die Durchwurzelung verbessert und lange Kronen sowie geringe h/d-Werte erzielt werden (KRAMER 1975, MÖHRING 1981). Dieser Effekt stellt sich aber erst mittelbar ein. Unmittelbar wirken forstliche Eingriffe destabilisierend. Dies verstärkt sich mit zunehmendem Alter. So kann RICHTER (1975, 2003) nachweisen, dass sich die Schadholzmenge drei Jahren nach dem Eingriff im Vergleich zu undurchforsteten Beständen verdreifacht hat und nach 4-6 Jahren noch doppelt so hoch ist (vergl. auch DOBBERTIN 2002).

Insgesamt muss angesichts dieser Ergebnisse die Frage gestellt werden, ob sich durch waldbauliche Eingriffe die Stabilität von Fichtenreinbeständen in einem relevanten Ausmaß beeinflussen lässt. Punktuelle Ergebnisse aus selbst-differenzierten Wäldern lassen hieran

Zweifel aufkommen (LEDER 2004, HEWICKER 2005). Auch zu dieser Frage fehlen systematische Untersuchungen.

In einem Nationalpark schließt sich zudem die Frage an, welche negativen Wirkungen ein flächenhafter Zusammenbruch der sich selbst überlassenen Fichtenreinbestände nach sich ziehen würde. Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass belassene Windwurf- und Borkenkäferflächen weder das Risiko von Erosions-, Hochwasser- oder Lawinenschäden noch die Trinkwasserbelastung gegenüber einem mehr oder weniger geschlossenen Wald in einem solchen Ausmaß erhöhen, dass Gegenmaßnahmen zwingend erforderlich wären (s. KENNEL 1998, 2002, FREY & THEE 2002, HEGG et al. 2004, WITZIG et al. 2004).

2.3 Standortverhältnisse

Eine Charakterisierung von Fichtenreinbeständen bezüglich ihres Wasser- und Stoffhaushaltes kann aufgrund der langfristigen Zeitreihen und intensiven Untersuchungen der F1- und der B1-Dauerbeobachtungsfläche im Solling erfolgen (ELLENBERG et al. 1986, MEESENBURG et al. 2002). Diese Ergebnisse werden aus anderen Untersuchungen vielfach bestätigt (vgl. BEESE 2004) und können daher als allgemein gültig betrachtet werden.

In Bezug auf den Wasserhaushalt zeigt sich, dass die Tiefenversickerung unter Fichte (F1) erheblich geringer ausfällt als unter Buche (B1), weil die Interzeption und die Evapotranspiration deutlich erhöht wird (Abb. 5). Bei gleichem Ausgangsniveau in der zweiten Hälfte der 1960er Jahre weist der Fichtenreinbestand zudem erheblich geringere Nährstoffvorräte als der Buchenbestand auf (Abb. 6). Auch REHFUESS (1986) kommt zu dem Schluss, dass der Fichtenanbau auf basenarmen Böden zu einer verstärkten Podsolierung, sinkenden pH-Werten und Nährstoffverlusten an Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor führt. Er betont allerdings die Bedeutung des Standortes.

WECKESSER (2003) untersuchte Fichtenreinbestände im Vergleich zu Fichten-

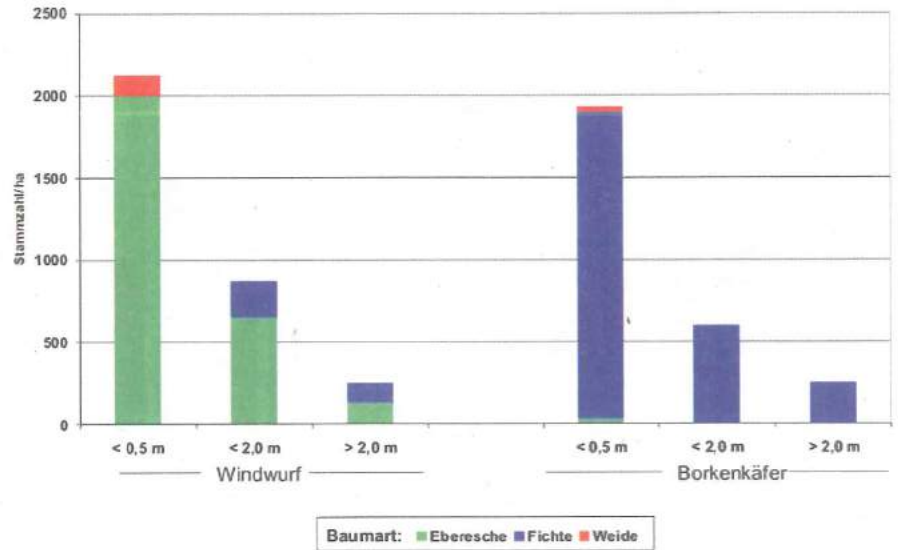


Abb. 4: Baumartenzusammensetzung der Naturverjüngung (Bäume < 7 cm BHD) in einer Windwurfelfläche und in Kernfläche II (= Borkenkäfer) im Naturwald Bruchberg im Jahr 1997

Buchenmischbeständen und reinen Buchenwäldern im Solling. Er stellt in Übereinstimmung mit anderen Studien eine signifikante Erhöhung der Mächtigkeit der Humusaufgabe und eine verringerte Stickstoff-Nettomineralisation beim Übergang vom Buchen- in den Fichten-Buchenmischbestand fest. Die Mischbestände unterscheiden sich allerdings nicht mehr signifikant von den Fichtenreinbeständen. Ein ähnliches Muster zeigt sich bei den pH-Werten der Humusaufgabe. Bereits mit dem Übergang vom Buchenreinbestand zum

Mischbestand sinken diese signifikant ab, während sich wiederum zwischen Mischbestand und reinem Fichtenwald keine Unterschiede mehr nachweisen ließen. Bereits eine Fichtenbeimischung scheint also den Einfluss der Buche zu überprägen. AMMER & UTSCHICK (2004) kommen hinsichtlich der Zusammensetzung der Wald-Lebensgemeinschaften zu ähnlichen Ergebnissen.

Simulationen am Beispiel von Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen beleuchten, welche Auswirkungen ein unterschiedliches Nutzungsregime auf die Bilanz der Makronährstoffe hat (MEESENBURG et al. 2002). Außer beim Überschusselement Stickstoff wirkt sich ein Nutzungsverzicht positiv aus. Die Verarmung an Calcium kann auf der Fichtenfläche sogar nur auf diesem Wege aufgehoben werden.

Die vorgestellten Ergebnisse unterstreichen, dass ein Baumartenwechsel in Richtung Laubwald am ehesten geeignet ist, die teilweise negativ zu bewertenden Auswirkungen von Fichtenreinbeständen auf den Standort zu vermeiden. Dabei dürfte eine bloße Beimischung von Laubbaumarten kaum genügen.

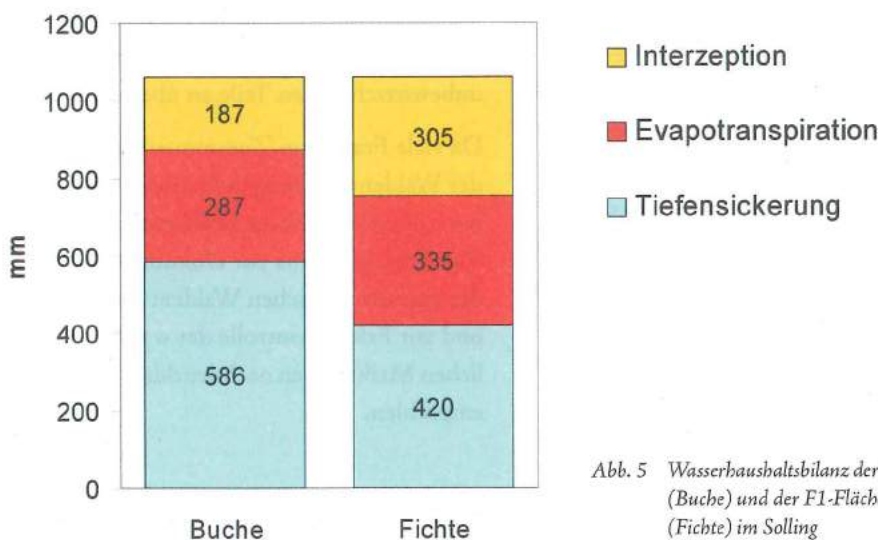


Abb. 5 Wasserhaushaltsbilanz der B1- (Buche) und der F1-Fläche (Fichte) im Solling

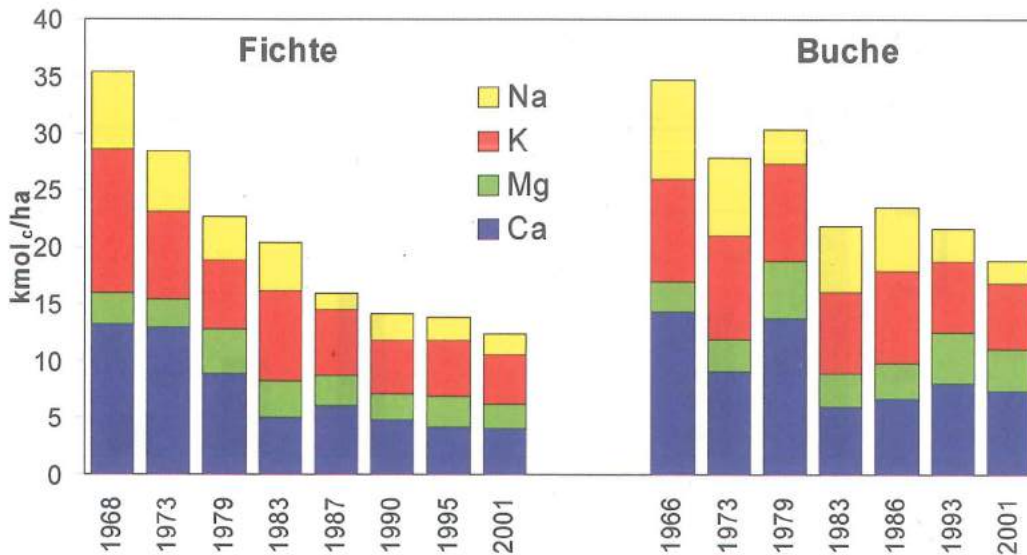


Abb. 6 Entwicklung der Vorräte austauschbarer Kationen (kmol_c ha⁻¹) im Mineralboden (0 – 50 cm) in der F1 (Fichte) und B1-Fläche (Buche) im Solling (aus: MEESEN-BURG et al. 2002)

Durch forstliche Eingriffe im Herrschenden wird das Kronendach aufgelockert und damit der Stoffumsatz angeregt. Die Konsequenzen für den Stoffhaushalt sind allerdings durchaus ambivalent zu beurteilen und bisher nur in jungen Fichtenreinbeständen explizit untersucht worden (HAGER 1988).

Insgesamt muss festgehalten werden, dass im Gegensatz zu früheren Einschätzungen (WIEDEMANN 1925, s. zusammenfassend REHFUESS 1986) die Effekte von Fichtenreinbeständen auf den Standort heute nicht so gravierend eingeschätzt werden, dass ein möglichst schneller Umbau zwingend erforderlich wäre (ELLENBERG 1996). Dennoch ist ein Waldumbau in Richtung Laubwald aus verschiedenen Gründen nach wie vor zu begrüßen (KLIMO et al. 2000, WECKESSER 2003).

3. Schlussfolgerungen

Die Bewertung der vorgestellten Untersuchungsergebnisse fällt aus forstwirtschaftlicher Sicht naturgemäß anders aus als aus Sicht eines Nationalparks. In letzterem stellt die möglichst ungestörte Waldentwicklung das oberste Ziel dar. Waldbauliche Maßnahmen lassen sich nach einer Nationalparkausweisung daher nur aus den folgenden Gründen rechtfertigen:

Erstinsandsetzungsmaßnahmen, um in einem möglichst kurzen, klar definierten Zeitraum bewirtschaftungsbedingte Defizite rückgängig zu machen, die ansonsten nur sehr langfristig oder evtl. gar nicht reversibel wären. Ein Beispiel ist die Einbringung von solchen standortheimischen Baumarten in großflächige Fichtenreinbestände, die über wenig effektive Verbreitungsmechanismen verfügen. Im Harz kommt hierfür nur die Buche in Frage. Eine kleinflächige Einbringung, um Initialen für die künftige Verjüngung zu setzen, dürfte bei dieser konkurrenzstarken Baumart genügen.

Maßnahmen zur Gefahrenabwehr

Anhand der vorgestellten Ergebnisse wird deutlich, dass selbst von großflächigen Bestandeszusammenbrüchen oftmals keine erhebliche Gefahr ausgeht, so lange die Flächen nicht geräumt werden. Ein großes Risikopotenzial für angrenzende Wirtschaftswälder können allerdings Borkenkäferkalamitäten entwickeln (NÜBLEIN & FAIßT 2000). Um den Übergriff auf Nachbarwälder zu verhindern, sind Maßnahmen im Randbereich eines Nationalparks notwendig. Ob allerdings ein vorausschauender Umbau sinnvoll ist, sollte sorgfältig abgewogen werden, da die hierfür erforderlichen Auflockerungen des Kronendaches wiederum die Disposition für Borken-

käferbefall erhöhen. Eine alternative Strategie sind Sofortmaßnahmen, die nur im Gefährdungsfall ergriffen werden.

Im Nationalpark hat eine eigendynamische Entwicklung mit ungewissem Ausgang grundsätzlich Vorrang vor einer an menschlichen Maßstäben orientierten Steuerung der Walddynamik. Natürliche Störungen sind aus Nationalparksicht nicht negativ zu bewerten, sondern ein wesentliches Element der Waldentwicklung. Daher sollten waldbauliche Maßnahmen in den Entwicklungszonen von Wald-Nationalparks nur zurückhaltend durchgeführt werden. Strukturierende und stabilisierende Eingriffe sind - auch wegen der Defizite im Verständnis dieser anthropogenen Störungen - überwiegend nicht ratsam. Ziel sollte es sein, die Entwicklungszonen mit möglichst geringen Eingriffen und möglichst zeitnah in die unbewirtschafteten Teile zu übernehmen.

Da viele Fragen im Zusammenhang mit der Waldentwicklung in Nationalparks noch offen sind, ist die Etablierung eines Monitoringsystems zur Dokumentation der eigendynamischen Waldentwicklung und zur Erfolgskontrolle der waldbaulichen Maßnahmen nachdrücklich zu empfehlen.

Literatur

- ABETZ, P. & UNFRIED, P. (1984): Fichten-Standraumversuch im Forstbezirk Riedlingen/Donau. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 155 (4/5), 89-109.
- ALTENKIRCH, W., MAJUNKE, C. & OHNESORGE, B. (2002): *Waldschutz auf ökologischer Grundlage*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- AMMANN, P. (1999): Analyse unbehandelter Jungwaldbestände als Grundlage für neue Pflegekonzepte. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 150 (12), 460-470.
- AMMER, U. & UTSCHICK, H. (2004): Folgerungen aus walddökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven, nadelholzreichen Standorten für eine an Naturschutzzielen orientierte Waldwirtschaft. *Forst und Holz*, 59 (3), 119-128.
- BEESE, F. (Hrsg. 2004): *Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionale Waldnutzung - Fallstudie Waldlandschaft Solling - Abschlussbericht 1999 - 2003 zum BMBF-Verbundforschungsvorhaben, Teile 1 und 2*. Forschungszentrum Walökosysteme der Universität Göttingen, 70 und 71, Göttingen.
- DOBBERTIN, M. (2002): Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing Vivian and Lothar. *Forest Snow and Landscape Research*, 77 (1/2), 187-205.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Verlag Eugen Ulmer, 5. Auflage, Stuttgart.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. und SCHAURMANN J. (1986): *Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966 - 1986*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FREY, W. & THEE, P. (2002): Avalanche protection of windthrow areas: a ten year comparison. *Forest, Snow and Landscape Research* 77 (1/2): 89-107.
- GUERICKE, M. (2003): Entwicklung ungleichaltriger Fichten-Femelwaldstrukturen im Oberharz. *Forst und Holz*, 58 (13/14), 395-400.
- HAGER, H. (1988): Stammzahlreduktion. Die Auswirkungen auf Wasser-, Energie und Nährstoffhaushalt von Fichtenjungwüchsen. *Forstliche Schriftenreihe Universität Bodenkultur Wien*, 1.
- HEGG, C.; THORMANN, J.-J.; BÖLL, A.; GERMANN, P.; KIENHOLZ, H.; LÜSCHER, P. & WEINGARTNER, R. (Hrsg. 2004): *Lothar und Wildbäche. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms „Lothar Evaluation und Grundlagenprojekte“*, Eidgenössisches Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- HEWICKER, J. A. (2005): Selbstregulierungsprozess in Fichtenbeständen. *Der Dauerwald*, 31, 32-33.
- KENNEL, M. (1998): Modellierung des Wasserhaushaltes von Waldökosystemen - Fallstudien forsthydrologisches Forschungsgebiet Krodorf und Referenzeinzugsgebiet Große Ohe. *Forstliche Forschungsberichte München*, 168.
- KENNEL, M. (2002): Wie wirkt sich großflächiger Borkenkäferbefall auf Abfluss und Wasserqualität aus? *LWF Aktuell*, 34, 26-29.
- KLIMO, E.; HAGER, H. & KULHAVY, J. (Hrsg. 2000): *Spruce Monocultures in Central Europe - Problems and Prospects*. *EFI Proceedings*, 33.
- KÖNIG, A. (1995): *Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald*. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- KRAMER, H. (1975): Erhöhung der Produktionssicherheit zur Förderung einer nachhaltigen Fichtenwirtschaft. *Forstarchiv*, 46, 9-13.
- LEDER, B. (1998): Beobachtungen zur Bestandesstruktur undurchforsteter Fichtenbestände. *AFZ/Der Wald*, 15, 793-796.
- LEDER, B. (2004): Selbstregulierungsprozesse in jüngeren Fichtenreinbeständen. *Der Dauerwald*, 29, 29-41.
- v. LÜPKE, B. & WELCKER, B. (1998): Ein undurchforsteter Eichenbestand als Greenpeace Referenzfläche? *Forstarchiv*, 69, 54-60.
- MASON W. L. (2002): Are irregular stands more windfirm? *Forestry*, 75 (4), 347-355.
- MEESENBURG, H.; SCHULZE, A. & MEIWES, K. J. (2002): Dauerbeobachtung von Waldböden als integraler Bestandteil des forstlichen Umweltmonitorings in Niedersachsen. *UBA-Texte*, 66 (02), 55-65.
- MEYER, P. (2000): Strukturelle Diversität und waldbauliche Eingriffe. *Tagungsband, Tagung der Sektion Waldbau im DVFF*, 13.09. - 15.09. 2000 in Dessau/Klieken, Seiten: 31 - 48.
- MEYER, P.; ALBERT, M. & SPELLMANN, H. (2004): Abschlussbericht Teilvorhaben FO 2.2: Strukturbildung durch gezielte Pflegestrategien im Vergleich zur natürlichen Strukturbildung in Naturwäldern. In: Beese, F. (Hrsg.): *Indikatoren und Strategien für einen nachhaltige, multifunktionale Waldnutzung - Fallstudie Waldlandschaft Solling. Abschlussbericht 1999-2003 zum BMBF-Verbundforschungsvorhaben. Teil 2: Ausführliche Teilvorhabenberichte*, Seiten: 339-374.
- MEYER, P. & PETERSEN, R. (2003): *Regeneration naturnaher Fichtenwälder nach großflächigen Störungen. Beispiele aus dem Harz*. *Forst und Holz*, 58 (13/14), 401-406.
- MÖHRING, B. (1981): Über den Zusammenhang zwischen Kronenform und Schneebruchanfälligkeit bei Fichte. *Forstarchiv*, 52, 130-134.

- NATIONALPARKVERWALTUNG
BAYERISCHER WALD (Hrsg. 2001):
Waldentwicklung im Bergwald nach
Windwurf und Borkenkäferbefall.
Wissenschaftliche Reihe, 14, Passau.
- NÜßLEIN, S. & FAIßT, G. (2000):
Buchdrucker-Massenvermehrung im
Nationalpark Bayerischer Wald. AFZ/
Der Wald, 12, 651-653.
- PREUHSLER, T. & SCHMIDT, R. (1989):
Beobachtungen auf einem spät durch-
forsteten Fichten-Versuch. Forst-
wissenschaftliches Centralblatt, 108, 271-
288.
- RICHTER, J. (1975): Sturmschäden bei
der Fichte im Sauerland. Forst und Holz,
30, 106-108.
- RICHTER, J. (2003): Wurf- und Bruch-
schäden in Fichtenbeständen. Forstarchiv,
74, 166-170.
- REDDE, N. (2002): Risiko von Sturm-
und Folgeschäden in Abhängigkeit vom
Standort und von waldbaulichen Eingrif-
fen bei der Umwandlung von Fichten-
reinbeständen. Berichte d. Forschungs-
zentrums Waldökosyst., Reihe A, Bd.
179, 179 S.
- REDDE, N. & v. LÜPKE, B. (2004):
Untersuchung zum Windwurfrisiko bei
einzelstammweiser Holzernte in Fichten-
altbeständen auf gut durchwurzelbaren
Böden im Solling/Niedersachsen. Forst u.
Holz, 59, 270 – 277.
- REHFUESS, K. E. (1986): Wirkungen des
Fichtenanbaus auf den Boden. In:
Schmidt-Vogt (1986): Die Fichte, Band
II/1, Verlag Paul Parey, Hamburg und
Berlin, 250-279.
- SCHMIDT-VOIGT, H. (1989): Die Fichte.
Band II/2: Krankheiten, Schäden,
Fichtensterben. Verlag Paul Parey,
Hamburg und Berlin.
- SCHÖBER, R. (1979/80): Massen-,
Sorten- und Wertetrag der Fichte bei
verschiedener Durchforstung. Allgemei-
ne Forst- und Jagdzeitung, 150 (7), 129-
151 und 150 (8), 1-21.
- SCHÜTZ, J.-PH. (1996): Bedeutung und
Möglichkeiten der biologischen Rationali-
sierung im Forstbetrieb. Schweizerische
Zeitschrift für Forstwesen, 147 (5), 315-
349.
- SPELLMANN, H. & NAGEL, J. (1996): Zur
Durchforstung von Fichte und Buche.
Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 167
(1/2), 6-15.
- THOMASIU, H. (1988): Stabilität
natürlicher und künstlicher Waldöko-
systeme sowie deren Beeinflussbarkeit
durch forstwirtschaftliche Maßnahmen.
Allg. Forstzeitschrift, 38 u. 39, 1037-
1043 u. 1064-1068.
- WECKESSER, M. (2003): Die Boden-
vegetation von Buchen-Fichten-Misch-
beständen im Solling - Struktur,
Diversität und Stoffhaushalt. Cuvillier
Verlag, Göttingen.
- WEIHS, U.; WILHELM, G. & ROOS, R.
(1999): Wie sich unbehandelte Fichten-
bestände aus Naturverjüngung entwi-
ckeln. AFZ/Der Wald, 4, 172-175.
- WIEDEMANN, E. (1925): Zuwachs-
rückgang und Wuchsstockungen der
Fichte in den mittleren und unteren
Höhenlagen der sächsischen Staats-
forsten. Akademische Buchhandlung
Walter Laux, Tharandt i. Sachsen.
- WILHELM, G.; LETTER, H.-A. & ROOS,
R. (1999): Konzeption einer naturnahen
Erzeugung von starkem Wertholz.
Zielsetzungen und waldbauliche Prinzipi-
en. AFZ/Der Wald, 5, 232-233.
- WITZIG, J.; BADOUX, A.; HEGG, C. &
LÜSCHER, P. (2004): Waldwirkung und
Hochwasserschutz - eine standörtlich
differenzierte Betrachtung. Forst und
Holz, 59 (10), 476-479.

JÜRGEN HUSS, Freiburg

Tragfähige Konzepte der Walddynamik und Waldbehandlung in Entwicklungszonen von Nationalparks

Einführung

Der Wald-Workshop Ende Mai 2005 fand aus Anlass der Zusammenführung der zwei Nationalparke Harz und Hochharz statt. Seit ihrer Gründung waren die beiden Verwaltungen hinsichtlich der Waldbehandlung teilweise unterschiedliche Wege gegangen. Jetzt steht an, deren Vorgehensweisen zu vereinheitlichen. Laut Gesetz vom 19.12.2005 soll die Zusammenführung „Anstöße für ein gemeinsames regionales Handeln ... geben“.

Zudem bietet ein solches Treffen Gelegenheit, das bisher Geleistete und die künftigen Ziele zu reflektieren.

In den Beiträgen beim Workshop ging es schwerpunktmäßig um die natürliche Walddynamik und um Fragen einer sinnvollen und möglichen Waldbehandlung in Nationalparks. Beides sind primäre Tätigkeitsfelder des Waldbaus.

Als Grundlage für die weiteren Ausführungen seien diese beiden Waldbauschwerpunkte deshalb genauer umrissen:

Die Dynamik von Naturwäldern als waldbauliches Forschungsgebiet

Das Studium der Vorgänge und Abläufe in Naturwäldern hat sich zu einem veritablen Forschungsgebiet entwickelt. Für den angewandten Waldbau ist die Naturwaldforschung aber kein Selbstzweck, sondern Orientierungsmaßstab für eine möglichst naturnahe Bewirtschaftung der Wälder.

Die Waldbehandlung als entscheidendes waldbauliches Tätigkeitsfeld

Die waldbaulichen Vorgehensweisen selbst hängen von den Zielsetzungen der Waldbesitzer bzw. der Gesellschaft ab. Diese Aufgabe kann – angesichts der

Vielfalt und Kompliziertheit der möglichen Ziele – nicht von Waldbau-Spezialisten geleistet werden. Ihre Aufgabe ist es vielmehr, Maßnahmen vorzuschlagen, die – ökologisch basiert – technisch und ökonomisch machbar sind.

Die Definition und Festlegung der Ziele ist für den Waldbau also eine unverzichtbare Vorbedingung. Ohne sie kann waldbaulich nicht gehandelt werden. Wälder entwickeln sich jedoch sehr langsam. Waldbesitzer und die Gesellschaft denken meist nicht in Jahrzehnten. Oft genug müssen sich Waldbauer mangels klarer Vorgaben selbst Gedanken über die Ziele machen und laufen dann Gefahr, zu einseitigen Vorstellungen zu kommen.

Der Nationalpark Harz bietet potenziell ein reiches waldbauliches Betätigungsfeld. Die Möglichkeiten der Naturwaldforschung – dem erstgenannten Waldbauschwerpunkt – sind außerordentlich reizvoll und waren in allen Diskussionen auch unstrittig. Auf Einzelheiten wird im Folgenden zurück zu kommen sein.

Deutlich anders waren jedoch die Meinungsäußerungen zu Fragen der Waldbehandlung. Viele Aussagen während der Referate, der Diskussionen und der Exkursion liefen auf eine erneute Grundsatzdiskussion hinaus: Soll – und darf – in einem Nationalpark noch waldbaulich agiert werden oder nicht?

Das sei mit einigen während der Tagung gefallenem Bemerkungen illustriert:

„Wildnis ist eine Absage an die Arroganz des Menschen“, „Natur Natur sein lassen“, „Natur darf hier tun, was sie will“, „Der

Mensch soll der Natur nicht ins Handwerk pfuschen“, „Gelenkte Waldentwicklung ist noch diskutabel – aber den Wald soll man Wald sein lassen“.

Solche Feststellungen klingen im Augenblick zwar überzeugend, erweisen sich bei genauerer Analyse aber als zu pauschal. Aus ihnen spricht ferner eine merkwürdige Personalisierung von der Natur als Widerpart des Menschen. Der Mensch wird damit offenbar nicht als Teil der Natur gesehen. Teilweise enthalten die Feststellungen auch Widersprüche. Außerdem wird Ungeduld erkennbar: „Urwald sofort!“

Der Waldbauer kann ihnen jedoch zumindest entnehmen, dass ein Teil der Gesellschaft jede Art menschlicher Einflussnahme in Nationalparks strikt ablehnt. Demnach sollen die Wälder sich augenblicklich selbst überlassen werden („Prozessschutz“), egal, welche ökologischen Folgen das hat („Natur darf tun, was sie will“), oder ob mögliche Waldzusammenbrüche andere Bereiche wie zum Beispiel den Tourismus betreffen könnten.

Waldbauliche Aktivitäten dürften sich demnach ausschließlich auf die Naturwaldforschung konzentrieren.

Eigentlich erscheint der Harz wenig qualifiziert, um überhaupt als Nationalpark erklärt und anerkannt zu werden. Das ist wohl auch der Grund dafür, warum sein weiteres Schicksal die Gemüter immer noch so bewegt und kontroverse Diskussionen auslöst. Er ist ein altes Bergbaugebiet. Seine ursprünglichen Wälder wurden über Jahrhunderte hinweg degradiert, bzw. weitestgehend

beseitigt und später mit großflächigen Fichten-Reinbeständen wieder aufgeforstet. Auch die Böden wurden durch den Raubbau und durch Fremdeinträge in Mitleidenschaft gezogen.

Eben wegen der genannten massiven anthropogenen Veränderungen wurden zumindest zeitlich begrenzte Maßnahmen für den Umbau dieser auf mindestens 10 000 ha stockenden naturfernen Fichtenwälder in Gang gesetzt. Der dementsprechend geprägte Begriff „*Entwicklungsnationalpark*“ macht damit die Zielrichtung deutlich und erfordert mithin auch weiterhin waldbauliches Handeln. Laut Gesetzestext ist nämlich einer der Schutzzwecke: „...die Voraussetzung für eine natürliche Wiederbesiedlung aus dem Gebiet ganz oder weitgehend verdrängter Pflanzen- und Tierarten zu

schaffen ...“.

Nachfolgend soll versucht werden, die Ansätze für dieses Handeln kritisch – und weniger pauschal – zu erörtern.

Überlegungen zur Waldentwicklung im Nationalpark Harz

Der Harz ist ein überwiegend atlantisch getöntes Mittelgebirge. Er reicht von der submontanen bis in die subalpine Zone. Ohne menschlichen Einfluss würde er durch buchendominierte Bergmisch- und durch Bergfichtenwälder geprägt sein.

Das ist in Tab. 1 zusammenfassend dargestellt. Nähere Einzelheiten, wie die genaue Abgrenzung der Höhenzonen, kann den Beiträgen von WEGENER und von HULLEN entnommen werden.

Diese, nach diversen Autoren (u.a. KORPEL, 1995; SCHERZINGER, 1996) und eigenen Untersuchungen hergeleiteten hypothetischen Angaben sind vor allem hinsichtlich der Einzelheiten zur Walddynamik durchaus mit Fragezeichen zu versehen. Die Kenntnis über den Einfluss abiotischer und biotischer Faktoren auf die Waldentwicklung ist nämlich gering. Erstens gibt es keine Naturwälder mehr in Mitteleuropa, und zweitens fehlen langfristige Beobachtungen, die etwas aussagen könnten über

- die Bedeutung (Stärke und Häufigkeit) von Stürmen (Orkanen) in den Naturwäldern,
- das Vorkommen längerer Trockenzeiten, die direkte oder indirekte Trockenschäden wie z.B. Buchen-Schleimfluss auslösen könnten, und

Tabelle 1: Natürliche Waldvegetation im Harz und ihre mutmaßliche Entwicklungsdynamik

| Typ | Höhenlage | Baumarten-Zusammensetzung | Walddynamik |
|-----------------------------|---------------------|---|---|
| Buchen-dominiertes Bergwald | submontan-montan | Buche, Eiche, diverse weitere Laubbaumarten | Trend zu großfl. Hallenbeständen, Absterben von Einzelbäumen; Lücken durch Sturm (50-500 m ²); kleinflächig verschachtelte Einheiten. |
| Berg-Mischwald | montan-hochmontan | Buche, Bergahorn, Fichte (Fehlen von Tanne) | wie vor |
| Berg-Fichtenwald | hochmontan-subalpin | Fichte (Buche, Bergahorn, Birke, Eberesche) | Großflächige Zusammenbrüche möglich. |
| Hochlagen-Fichtenwald | subalpin | Fichte | Kleine Lücken, Bildung von Jungwuchsgruppen, dadurch altersgestaffeltes Mosaik. |
| <u>Sonderformen</u> | azonal | | Überwiegend Absterben von Einzelbäumen und Kleingruppen. |
| Moorrandwald | | Fichte | |
| Schluchtwald | | Bergahorn, Esche (tiefere Lagen) | |
| Bachbegleitender Wald | | Schwarz-, Grauerle | |

- die Bedeutung der Mischbaumarten in buchen- und fichtendominierten Wäldern – wird z.B. das Artenspektrum mit einer gewissen Regelmäßigkeit umgeschichtet?

Es ist davon auszugehen, dass sowohl die submontanen buchendominierten Berg-, wie auch die subalpinen Hochlagenfichtenwälder und die in Tab. 1 genannten „Sonderform“-Wälder eher durch das Absterben von Einzelbäumen und das Vorkommen kleiner Lücken gekennzeichnet sind. Sie dürften sich daher im Regelfall kleinstflächig verjüngen, so dass ein altersgestaffeltes Mosaik entsteht. Bei ihnen kommt es wahrscheinlich nur ausnahmsweise zu eigentlichen Sukzessionen mit Pionierstadien. Hinsichtlich ihrer Walddynamik ist deshalb die während des Workshops gefallene Behauptung: „typisch ist natürliches Störungsregime“ zu pauschal und daher kritisch zu hinterfragen.

Gefährdet sind dagegen die Wälder in den mittleren Berglagen, und für sie dürfte die genannte Behauptung zutreffen. Dort weicht nämlich die reale von der historisch vorgegebenen Bestockung erheblich ab. In den sub- bis zu den hochmontanen Lagen ist sie durch naturfremde homogene Fichtenaltersklassenwälder ersetzt worden. In ihnen muss deshalb immer wieder mit großflächigen Zusammenbrüchen gerechnet werden. Diese werden durch Sturm-, Schnee- und Trockenereignisse verursacht, denen Käferkalamitäten zu folgen pflegen. Das Absterben gleichartiger ausgedehnter Fichtenbestände im Nationalpark Bayerischer Wald illustriert diese Gefahren eindrucksvoll.

Angesichts der in Mitteleuropa regelmäßig vorkommenden Stürme und der geringen Stabilität von Fichtenwäldern gegenüber Stürmen ist es realistisch, eine besondere Gefährdung im Bereich der Kammlagen, im Verwirbelungsbereich im Lee der Bergkuppen sowie in „Sturmstraßen“ mancher Bachtäler zu unterstel-

len. Solche Gefährdungsbereiche sind den örtlichen Forstleuten im Regelfall bekannt.

Die Auswirkungen von Stürmen werden wesentlich verstärkt, wenn sie in Kombination mit Nassschnee oder Dürre auftreten. Sturm- und Schneeschäden sowie Dürren fördern Insektenkalamitäten durch die Anhäufung von Brutmaterial und durch erhöhte Wärme auf Kahlflächen. Sie haben zudem einen Rückkopplungseffekt: durch Käferlöcher stark zergliederte Bestände sind in besonderem Maße sturmgefährdet. Zusätzlich ist bei einem Großteil der Harzer Fichtenwälder die physische Stabilität durch Rotwild-Schälsschäden vermindert. Sie sind mithin einem hohen Risiko ausgesetzt. Mit dem „Laufenlassen“ von Borkenkäfergradationen steigt die Gefahr, dass größere Waldkomplexe absterben.

Man kann das Risiko nun fatalistisch hinnehmen und die naturfremden Fichtenwälder sich entsprechend der Nationalparkidee völlig selbst überlassen („Borkenkäfer vor der Haustür sind nicht der Weltuntergang“). So wurde ja auch während des Workshops empfohlen: „Natur darf hier tun, was sie will!“ Abgesehen von dem wahrscheinlichen großflächigen Zusammenbruch der vorhandenen Wälder ist aber zugleich davon auszugehen, dass den naturfremden Fichtenwäldern frühsukzessionale Wälder folgen werden (Tab. 2).

Diese dürften dann über lange Zeiträume – vielleicht Jahrhunderte hinweg – vor allem wieder aus Fichte bestehen, zeitweilig mit Birke, Eberesche, Aspe gemischt. Die wichtigsten Arten der ehemaligen Naturwälder wie Buche, Eiche, Bergahorn dagegen werden lange brauchen, wieder einzuwandern, weil keine Altbäume als Samenspender mehr vorhanden sind.



Tab. 2: Abfolge von Waldentwicklungsstadien und -phasen (stark vereinfacht nach BURSCHEL & HUSS, 2003)

Entgegen den oben zitierten Meinungsäußerungen ist das jedoch – wie sich schon aus dem Gesetzestext ergibt – nicht das allseits akzeptierte Ziel, sondern der schrittweise Umbau der besonders gefährdeten naturfremden Fichtenwälder. Zugegeben steckt hinter diesem Ziel gleichfalls eine gewisse Ungeduld, das Bestreben nämlich, die Rückkehr zu Wäldern mit natürlicher Baumartenzusammensetzung und sich dann einstellender Dynamik zu beschleunigen, statt womöglich Jahrhunderte warten zu müssen.

Auf die waldbaulichen Möglichkeiten hierzu wird im folgenden Abschnitt näher eingegangen.

Zum Umbau der naturfernen Fichtenwälder

Primär sollen die geschilderten Risiken durch Verringerung des Fichten-Anteils und durch strukturellen Umbau von naturfremden zu naturnahen und letztlich natürlichen Wäldern gemindert werden. Es geht aber auch darum, Wälder nachzuziehen, die mehrere Optionen hinsichtlich des künftigen „Nutzens“ abdecken können. Das betrifft ihre Vielfalt und Flexibilität im Hinblick auf mögliche Klimaänderungen, auf den Naturschutz und auf die Schaffung attraktiver Objekte für die Umweltbildung und den Tourismus. Vorübergehend sollen die vorhandenen Fichtenwälder aber im Hinblick auf den Tourismus, ihre Leistungsfähigkeit als Biotop und zwecks Speicherfunktion erhalten bleiben. Brechen sie zusammen, so werden diese Funktionen wie bei einem Kahlschlag zumindest für einige Jahre unterbrochen. Das ist weniger zu befürchten bei naturfremden, aber durch waldbauliche Eingriffe für eine Weile stabilisierten und dann umgebauten Wäldern.

Demzufolge erscheinen folgende Maßnahmen sinnvoll:

Senkung des Befallsrisikos durch Verminderung des Fichten- und Anhebung des Anteils anderer Baumarten

Es wird davon ausgegangen, dass die Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft über die besten Abwehrstrategien verfügen und eine ausgeprägte Fähigkeit zur Selbstregulierung haben. Hierbei spielen die Buche und die begleitenden Laubbaumarten die entscheidende Rolle. Sie sollten bevorzugt ausgebracht werden. Angesichts des möglichen tiefgreifenden Klimawandels und der Veränderungen der Böden unter anderem durch Stickstoffeinträge kann allerdings von der früher unterstellten Standortskonstanz nicht mehr ausgegangen werden. Die von den derzeitigen Standortverhältnissen und den historischen Vorgaben abgeleiteten Waldgesell-

schaften bieten somit nur noch eine sehr vage Orientierungsmöglichkeit. Ohnehin lassen sich aus ihnen keine Vorstellungen über die Baumartenanteile ableiten.

Derzeit kann es also lediglich darum gehen, die ganze Palette standortmöglicher Baumarten so einzubringen, dass sie quasi als Initialzündung für die künftige Waldentwicklung wirken können.

Die Einführung von Weißtannen wurde ebenfalls diskutiert. Ökologisch gesehen passt diese Baumart zweifellos auf viele Harzstandorte. Es gelang ihr aber bei der Rückwanderung nach der Eiszeit nicht mehr, den Harz zu erreichen. Deshalb hätte sie hier eine Art „Exoten“-Status, und der ist nicht mit der Nationalparkidee vereinbar.

Die angesprochenen Baumarten können generell nur durch Pflanzung eingebracht werden. Saat dagegen ist nicht empfehlenswert, weil die Keimlinge und jungen Sämlinge von Mäusen und Wildtieren dezimiert werden. Größere Einzäunungen verbieten sich im Nationalpark aus ästhetischen, aber auch aus ökonomischen Gründen.

Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche der Baumarten

Durch Einbringen lichtbedürftiger Baumarten in Bestandeslücken und der Buche unter Schirm wird ihren Bedürfnissen Rechnung getragen. Gruppen- bis horstweise Anpflanzung lässt spätere Mischungen aus Einzelbäumen und Gruppen entstehen. Sie haben vor allem Bedeutung als künftige Samenbank und müssen daher genetisch standortangepasst sein. Die Versorgung mit entsprechendem Pflanzgut scheint sichergestellt zu sein.

Der Nach- und Unterbau lediglich auf Teilflächen bietet ausreichend Chancen für das ungesteuerte Ankommen anderer Baumarten.

Die Arbeiten wurden bisher weitgehend auf ältere Bestände konzentriert. In diesen können oft die beginnenden

Kronendachauflösungen für die Umbaumaßnahmen genutzt werden.

Strukturierung homogener Fichten-Jungbestände

In Wirtschaftswäldern wird durch Pflegeeingriffe generell eine Homogenisierung der Bestandesstrukturen durch Begünstigung der wuchskräftigsten und qualitativ besten Individuen angestrebt. Umbaubestände müssen dagegen völlig anders behandelt werden. Das wurde bei der Exkursion ausgiebig im Gelände erörtert. Der Harz hat ein „großes Paket ungepflegter junger und mittelalter Fichtenbestände“, die – wenn überhaupt behandelt – früher homogenisiert worden sind. Durch Lochhiebe, gruppenweise Schirmhiebe und Belassen un behandelter Partien sollen kleinflächig heterogene Strukturen geschaffen werden. Anschließend können bereits erste Vorbaugruppen eingebracht werden. Stellenweise dürfte auch die Waldverjüngung in Gang kommen.

Diese Art von „Strukturdurchforstungen“ oder „stabilisierenden Störungen“ – wie sie auch bezeichnet wurden – sind die Voraussetzung für eine beginnende Ungleichaltrigkeit. Hiermit soll einerseits großflächigen Waldzerstörungen vorgebeugt werden, andererseits wird die künftige Waldentwicklung in Richtung auf die Ausprägung spätsukzessionaler Strukturen und Texturen beschleunigt. Bloßes Abwarten erhöht dagegen das Risiko großflächiger Schäden wie bei älteren Beständen.

Solche strukturierenden Eingriffe schaffen zudem ein vielfältiges Lichtmosaik am Boden und verbreitern damit die Lebensbedingungen für Bodenvegetation und Kleinorganismen als Basis für die übrige Tierwelt.

Allerdings sind Maßnahmen in jüngeren Beständen teuer und in der Regel kaum kostendeckend. Das ist der Hauptgrund dafür, dass oft empfohlen wird – so auch während des Workshops –, sie zurückzustellen und stattdessen mit dem Umbau

in älteren Beständen zu beginnen.

Beseitigung von Fichten-Jungwüchsen

In den Harz-Mittellagen sind nahezu überall Fichten als Samenbäume vorhanden und verjüngen sich vielerorts reichlich. Sollen also nicht großflächig wieder Fichtenwälder folgen – noch dazu solche meist „falscher“ Provenienz –, so müssen die Jungwüchse an vielen Stellen zurückgedrängt werden.

Die Fichte wird allerdings noch auf lange Zeit zumindest als Mischbaumart in den Folgewäldern vertreten sein. Es ist nahezu unmöglich, sie überall zu eliminieren. Um sie „nachhaltig“ zurückzudrängen, müssen solche Eingriffe auf Jahre, wenn nicht sogar Jahrzehnte hinaus, wiederholt werden. Das ist gleichfalls sehr aufwändig und droht wegen der hohen Kosten zu unterbleiben. Aufgrund der ökonomischen Engpässe wird man also zwangsläufig einen Teil der Wälder – zumindest der Nachfolgewälder – sich selbst überlassen müssen –, was dann den Verfechtern von „Natur Natur sein lassen“ entgegenkommt.

Belassung von Totholz

Totholz wird heute als essentieller Bestandteil von Naturwäldern zur Verbesserung der Lebensbedingungen zahlreicher Organismen gewertet. Diese Funktion haben aber im Wesentlichen nur starke Stämme abgestorbener Bäume und zwar stehender wie liegender. Für Schwachholz gilt das weniger. Es könnte zudem den Borkenkäfern zusätzliches Brutmaterial bieten.

Schwächere und mittelstarke Stämme lassen sich außerdem vermarkten. Ihr Verkauf erleichtert derzeit noch, die Umbaumaßnahmen zu finanzieren.

Regelung der Wilddichten

Hinsichtlich der Notwendigkeit, die Schalenwildbestände zu reduzieren, trat eine seltene Einmütigkeit beim Workshop zutage: „das Grundproblem in der Entwicklungszone ist das Wild“. So schien es keinerlei Zweifel zu geben, dass die

Laubbäume, und zwar vor allem die selteneren Baumarten kaum eine Chance haben aufzuwachsen, wenn die Wildstände nicht auf angepasste Dichten reduziert werden. Merkwürdig war schon, wie unterschiedlich waldbauliche Eingriffe zur Förderung der natürlichen Walddynamik und jagdliche Aktivitäten mit demselben Zweck beurteilt wurden!

Dennoch bietet die Frage, wie hoch denn die Wildstände im Hinblick auf ein natürliches Wirkungsgefüge sein sollten, nach wie vor Stoff für viele abendfüllende Veranstaltungen.

Schlussfolgerungen

Wie ein roter Faden zog sich durch die ganze Tagung die alte Kontroverse um den Zielkonflikt und die Grundfrage: Sollen die naturfremden Wälder in einem Nationalpark schlagartig „in Ruhe gelassen“ und lediglich begleitend beobachtet werden? Oder ist die Beseitigung gravierender anthropogener Waldveränderungen als „Hilfestellung für die natürliche Walddynamik“ während einer Übergangszeit zu empfehlen?

Tatsächlich wurde ja im Nationalpark Harz in den letzten 2-3 Jahrzehnten – also schon länger vor dessen formaler Einrichtung – aktiv der Waldumbau in Richtung auf die natürliche Waldentwicklung vorangetrieben. Aus meinen Ausführungen dürfte deutlich geworden sein, dass dieser Weg der richtige war und fortgesetzt werden sollte.

Es wird noch lange dauern, bis der Großteil der Wälder in den Mittellagen der beiden bisherigen Nationalparke „in die Wildnis entlassen“ werden kann.

Forschung und Monitoring der natürlichen Waldentwicklung werden eine wichtige Daueraufgabe bleiben. Sie versprechen, zunehmend interessante Einblicke und damit Einsichten zu liefern.

Zur Intensivierung der Waldbauforschung über die Walddynamik wäre es

meines Erachtens reizvoll, mindestens zwei gleichartige Bestände auszuwählen, von denen der eine ohne jeden Eingriff als „Kontrolle“ verbleibt, der anderen entsprechend den obigen Ausführungen umgebaut wird. Diese Bestände sollten jeweils mindestens 5-10 ha groß sein. Mehrere solcher Vergleichs-„Sets“ auf verschiedenen Standorten würden die Aussagekraft der Ergebnisse erheblich verbessern.

Sie könnten nicht nur Wissenschaftlern zur Beobachtung dienen, sondern zugleich als Lehr- und Anschauungsobjekte für die Umwelterziehung herangezogen werden. Diese gewinnt angesichts der stetig zunehmenden Urbanisierung der Bevölkerung – wie auch der Gesetzestext herausstellt – zunehmend an Bedeutung. Mithin könnten hier waldbauliche Forschungsansätze und Umwelterziehung sinnvoll kombiniert werden.

Literatur

- BURSCHEL, P. & HUSS, J. (2003): Grundriss des Waldbaus: Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Ulmer, Stuttgart. 487 S.
- KORPEL, S. (1995): Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Stuttgart. 310 S.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG (2005): Gesetz über den Nationalpark „Harz (Niedersachsen)“. Nieders. Gesetz- und Verordnungsblatt 59: 446-453.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart. 447 S.



Impressum

Nationalpark Harz, Lindenallee 35, 38855 Wernigerode

Tel. 0 39 43 / 55 02 - 0, Fax 0 39 43 / 55 02 - 37

www.nationalpark-harz.de

Titelbild: K. John

Druck: GCC Grafisches Centrum Cuno GmbH & Co KG, Calbe

2007

Nationale
Naturlandschaften

