



**Integrative Ansätze  
als Chance für  
die Erhaltung der  
Artenvielfalt in Wäldern**

Daniel Kraus und Frank Krumm (Hrsg.)





**Integrative Ansätze  
als Chance für  
die Erhaltung der  
Artenvielfalt in Wäldern**

Gefördert durch:



Bundesministerium für  
Ernährung, Landwirtschaft  
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages

#### IMPRESSUM:

Wir danken Winfried Kraus und Andreas Schuck für die sprachliche Überarbeitung und Korrektur der deutschen Fassung.

Die deutsche Übersetzung wurde herausgegeben mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft BAFU (Schweiz), den Bayerischen Staatsforsten (BaySF), dem Kanton Aargau (Schweiz) und dem Landesbetrieb ForstBW.

**Zitierempfehlung:** Kraus D., Krumm F. (Hrsg.) 2013. Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute. 300 S.

Layout: design.idee GbR, Büro für Gestaltung, Erfurt

Druck: rombach digitale manufaktur, Freiburg

**Haftungsausschluss:** Bei vorliegendem Band handelt es sich um den Abschlussbericht des vom Zentraleuropäischen Regionalbüro des European Forest Institute – EFICENT – durchgeführten Integrate-Projekts. Die Inhalte und Meinungen in dieser Veröffentlichung sind allein die der Autoren und entsprechen nicht unbedingt dem Standpunkt des European Forest Institute.

ISBN 978-952-5980-24-0 (Druckschrift)

ISBN 978-952-5980-25-7 (pdf-Format)

**Bildnachweise:** Claus Bässler (S. 10), Michele Bozzano (S. 217 rechts), Heinz Bussler (S. 151 rechts, 297), Heinrich Holzer (S. 151 links, Umschlagrückseite Mitte), Heike Kappes (Umschlagrückseite links), Daniel Kraus (Titel, S. 5, 15, 16, 85 links und rechts, 216, 268), Frank Krumm (S. 84), Tomi Muukkonen (S. 150), Juri Nascimbene (Umschlagrückseite rechts), Albert Reif (S. 217 links).



**Integrative Ansätze  
als Chance für  
die Erhaltung der  
Artenvielfalt in Wäldern**

# Inhalt

<b>Mitwirkende Autoren und Redaktion</b>	<b>8</b>
<b>Vorwort</b>	<b>11</b>
<b>Einleitung</b>	<b>12</b>
<i>Daniel Kraus und Frank Krumm</i>	
<b>1 Konzepte</b>	<b>17</b>
1.1 Integration oder Segregation: der Spagat zwischen der Produktion von Rohstoffen und dem Schutz der Biodiversität in europäischen Wäldern <i>Kurt Bollmann und Veronika Braunisch</i>	18
1.2 Die Verwendung gesamteuropäischer Kriterien und Indikatorsysteme zur Messung von Veränderungen der Artenvielfalt in Waldökosystemen <i>Markus Lier, Jari Parviainen, Cecile Nivet, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin und Yoan Paillet</i>	34
1.3 Forschung in Primärwäldern und Waldreservaten: Bedeutung für eine ganzheitliche Waldbewirtschaftung <i>Thomas A. Nagel, Eric K. Zenner und Peter Brang</i>	46
1.4 Naturnähe von Wäldern als Schlüssel zum Erhalt biologischer Vielfalt <i>Susanne Winter, Tomáš Vrška und Heike Begehold</i>	54
1.5 Waldbausysteme und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft <i>Sven Wagner, Franka Huth, Frits Mohren und Isabelle Herrmann</i>	66
1.6 „Retention Forestry“ – die praktische Umsetzung eines ganzheitlichen Ansatzes <i>Lena Gustafsson, Jürgen Bausch, Jari Kouki, Asko Löhmus und Anne Sverdrup-Thygeson</i>	76
<b>2 Schlüsselkomponenten für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Wäldern</b>	<b>85</b>
2.1 Habitatbäume: Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität <i>Rita Bütler, Thibault Lachat, Laurent Larrieu und Yoan Paillet</i>	86
2.2 Totholz: Quantitative und qualitative Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt von Xylobionten <i>Thibault Lachat, Christophe Bouget, Rita Bütler und Jörg Müller</i>	96
2.3 Konnektivität und Fragmentierung: Inselbiogeographie und Metapopulationen in Elementen später Waldentwicklungsphasen <i>Kris Vandekerckhove, Arno Thomaes und Bengt-Gunnar Jonsson</i>	108
2.4 Natürliche Störereignisse und Walddynamik in europäischen Wäldern der gemäßigten Zone <i>Thomas A. Nagel, Miroslav Svoboda und Momchil Panayotov</i>	120

2.5	Erhalt und Management von spezialisierten Arten: Das Vermächtnis von Naturwäldern und traditionellen Kulturlandschaften <i>Per Angelstam, Marine Elbakidze und Asko Löhmus</i>	128
2.6	Management für Zielarten <i>Bengt-Gunnar Jonsson und Juha Siitonen</i>	140
<b>3</b>	<b>Indikatorartengruppen und die Schwellenwerte ihrer Habitatansprüche</b>	<b>151</b>
3.1	Waldvögel und ihre Habitatansprüche <i>Pierre Mollet, Simon Birrer und Gilberto Pasinelli</i>	152
3.2	Waldinsekten und ihre Habitatansprüche <i>Beat Wermelinger, Thibault Lachat und Jörg Müller</i>	158
3.3	Waldspezifische Vielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten <i>Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Helga Bültmann, Goddert von Oheimb, Marcus Schmidt, Hjalmar Thiel und Jörg Ewald</i>	164
3.4	Die Bedeutung der biologischen Vielfalt von Mykorrhizapilzen für die Funktionalität von Waldökosystemen <i>Martina Peter, Marc Buée und Simon Egli</i>	176
3.5	Flechten: sensible Indikatoren für Veränderungen in Wäldern <i>Juri Nascimbene, Anna-Liisa Ylisirniö, Juha Pykälä und Paolo Giordani</i>	188
3.6	Spinnen im Ökosystem Wald <i>Anne Oxbrough und Tim Ziesche</i>	196
3.7	Gehäuse- und Nacktschnecken als Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung <i>Heike Kappes</i>	206
<b>4</b>	<b>Zentrale Herausforderungen</b>	<b>217</b>
4.1	Biodiversitätsschutz und Waldmanagement in europäischen Waldökosystemen im Zuge des Klimawandels <i>Marcus Lindner, Frank Krumm und Gert-Jan Nabuurs</i>	218
4.2	Die funktionelle Rolle der biologischen Vielfalt im Wald <i>Michael Scherer-Lorenzen</i>	228
4.3	Invasive Neobiota im Ökosystem Wald: Chance oder Bedrohung? <i>Nicola Schoenenberger und Marco Conedera</i>	238
4.4	Die genetische Vielfalt der Waldbäume <i>Jarkko Koskela und François Lefèvre</i>	246
4.5	Monitoring der biologischen Artenvielfalt europäischer Waldökosysteme – neue Erkenntnisse, Herausforderungen und Chancen <i>Yoan Paillet, Jari Parvainen, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin und Markus Lier</i>	256
<b>5</b>	<b>Integrative Managementansätze: eine Synthese</b>	<b>269</b>
	<i>Frank Krumm, Andreas Schuck und Daniel Kraus</i>	
	<b>Zusammenstellung der Kernaussagen</b>	<b>277</b>
	<b>Glossar</b>	<b>293</b>

# Mitwirkende Autoren und Redaktion

## Mitwirkende Autoren

**Per Angelstam**, SLU, Skinnskatteberg, Schweden  
**Jürgen Bauhus**, Universität Freiburg, Deutschland  
**Heike Begehold**, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV), Potsdam, Deutschland  
**Simon Birrer**, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Schweiz  
**Kurt Bollmann**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Christophe Bouget**, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, Frankreich  
**Peter Brang**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Veronika Braunisch**, FVA, Freiburg, Deutschland und Universität Bern, Schweiz  
**Marc Buée**, INRA, Nancy, Frankreich  
**Helga Bültmann**, Münster, Deutschland  
**Rita Bütler**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Lausanne, Schweiz  
**Marco Conedera**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bellinzona, Schweiz  
**Simon Egli**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Marine Elbakidze**, SLU, Skinnskatteberg, Schweden  
**Jörg Ewald**, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising, Deutschland  
**Paolo Giordani**, Universität Genua, Italien  
**Marion Gosselin**, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, Frankreich  
**Frédéric Gosselin**, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, Frankreich  
**Lena Gustafson**, SLU, Uppsala, Schweden  
**Isabelle Herrmann**, TU Dresden, Tharandt, Deutschland  
**Franka Huth**, TU Dresden, Tharandt, Deutschland  
**Bengt-Gunnar Jonsson**, Mittuniversitetet, Sundsvall, Schweden  
**Heike Kappes**, Naturalis Biodiversity Center, Leiden, Niederlande  
**Jarkko Koskela**, Bioersity International, Rom, Italien  
**Jari Kouki**, Universität Ostfinnland, Joensuu, Finnland  
**Daniel Kraus**, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Wolf-Ulrich Kriebitzsch**, Thünen-Institut, Hamburg, Deutschland  
**Frank Krumm**, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Thibault Lachat**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Laurent Larrieu**, INRA & CNPF, Auzeville-Tolosane, Frankreich  
**François Lefèvre**, INRA, Avignon, Frankreich  
**Markus Lier**, Metla, Joensuu, Finnland  
**Marcus Lindner**, EFI, Joensuu, Finnland  
**Asko Lõhmus**, Universität Tartu, Estland  
**Ulrich Mergner**, BaySF, Ebrach, Deutschland  
**Frits Mohren**, Universität Wageningen, Niederlande  
**Pierre Mollet**, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Schweiz  
**Jörg Müller**, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau, Deutschland  
**Gert-Jan Nabuurs**, Alterra, Wageningen, Niederlande  
**Thomas A. Nagel**, Universität Ljubljana, Slowenien  
**Juri Nascimbene**, Universität Triest, Italien  
**Cecile Nivet**, GIP-ECOFOR, Paris, Frankreich  
**Anne Oxbrough**, Edge Hill University, Lancashire, Vereinigtes Königreich  
**Yoan Paillet**, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, Frankreich  
**Momchil Panayotov**, University of Forestry, Sofia, Bulgarien  
**Jari Parviainen**, Metla, Joensuu, Finnland  
**Gilberto Pasinelli**, Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Schweiz  
**Martina Peter**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz

**Juha Pykälä**, Finnish Environment Institute, Helsinki, Finnland  
**Michael Scherer-Lorenzen**, Universität Freiburg, Deutschland  
**Marcus Schmidt**, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Deutschland  
**Nicola Schoenenberger**, Naturhistorisches Museum, Lugano, Schweiz  
**Andreas Schuck**, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Juha Siitonen**, Metla, Helsinki, Finnland  
**Anne Sverdrup-Thygeson**, Universität für Umwelt- und Biowissenschaften, Ås, Norwegen  
**Miroslav Svoboda**, Tschechische Agrar-Universität, Prag, Tschechische Republik  
**Hjalmar Thiel**, Rosdorf, Deutschland  
**Arno Thomaes**, INBO, Brüssel, Belgien  
**Kris Vandekerkhove**, INBO, Brüssel, Belgien  
**Goddert von Oheimb**, Leuphana Universität Lüneburg, Deutschland  
**Tomáš Vrška**, Universität Brünn, Tschechische Republik  
**Sven Wagner**, TU Dresden, Tharandt, Deutschland  
**Beat Wermelinger**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Susanne Winter**, TU Dresden, Tharandt, Deutschland  
**Anna-Liisa Ylisirniö**, Universität Lapland, Rovaniemi, Finnland  
**Eric K. Zenner**, Pennsylvania State University, USA  
**Tim Ziesche**, LFE Brandenburg, Eberswalde, Deutschland

## Redaktion

**Kurt Bollmann**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz  
**Renate Bürger-Arndt**, Universität Göttingen, Deutschland  
**Marco Conedera**, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Bellinzona, Schweiz  
**Thorsten Hinrichs**, BMELV, Bonn, Deutschland  
**Daniel Kraus**, Koordinator, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Frank Krumm**, Koordinator, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Frits Mohren**, Universität Wageningen, Niederlande  
**Jari Parviainen**, Metla, Joensuu, Finnland  
**Andreas Schuck**, EFICIENT, Freiburg, Deutschland  
**Kris Vandekerkhove**, INBO, Brüssel, Belgien

## Review

Wir möchten folgenden Personen für die sorgfältige Prüfung der einzelnen Kapitel danken:  
Claus Bässler, Jürgen Bauhus, Annemarie Bastrup-Birk, Peter Bebi, Simon Birrer, Kurt Bollmann,  
Veronika Braunisch, Marco Conedera, Bengt-Gunnar Jonsson, Jari Kouki, Thibault Lachat, Marcus  
Lindner, Asko Löhmus, Marco Moretti, Jörg Müller, Gert-Jan Nabuurs, Thomas A. Nagel, Yoan Paillet,  
Peter Ódor, Gilberto Pasinelli, Christopher Prins, Christian Rixen, Philippe Rosenberg, Andreas Schuck,  
Veronika Stöckli, Anne Sverdrup-Thygeson, Kris Vandekerkhove und Beat Wermelinger.



*Ostoma ferruginea*

# Vorwort

Der Schutz und die Biodiversität von Wäldern sind auf nationaler wie auf internationaler Ebene zunehmend in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. Parallel dazu steigen die Anforderungen an die Wälder Europas, sollen sie doch Produkte und Energie aus erneuerbaren, klimafreundlichen und heimischen Quellen liefern. Wälder sorgen für Einkommensmöglichkeiten für Landwirte, Waldbesitzer und die Forst- und Holzwirtschaft, bieten wertvolle Erholungsmöglichkeiten und stellen Schutzleistungen gegen verschiedene Gefahren bereit, insbesondere für die Bewohner der Städte. Damit gehen viele Fragen zum Zustand der biologischen Vielfalt und zum Schutz der Wälder einher. Die positiven wie negativen Folgen forstwirtschaftlicher Praktiken und die Frage, ob segregative oder integrative Konzepte für die Biodiversität von multifunktionalen Wäldern förderlicher sind, sind Gegenstand einer anhaltenden Diskussion. Kompromisse zwischen verschiedenen Interessen und Bewirtschaftungszielen müssen eingehender untersucht werden.

Wälder werden in erster Linie genutzt, sobald sie wirtschaftliche Reife erlangt haben. Im Ergebnis sind Wälder in fortgeschrittener Entwicklungs-, der Zerfalls- oder gar der Zusammenbruchphase des Bestands selten. Es sind jedoch häufig gerade diese Entwicklungsphasen, die eine besonders hohe Nischen- und Artenvielfalt aufweisen. Auf der anderen Seite überdauern in Wäldern wie denen Europas, die bereits seit Jahrhunderten bewirtschaftet werden, oftmals bedrohte Arten, die unter Vorherrschen natürlicher Prozesse verschwinden würden. Wichtig ist deshalb die Einbeziehung des Biodiversitätsschutzes in das Management von Wirtschaftswäldern mit dem Ziel einer langfristigen Bereitstellung von geeignetem Lebensraum für waldbewohnende Arten.

Aktuelle politische Prozesse wie die Verhandlungen hinsichtlich einer Europäischen Waldkonvention, die EU-Forststrategie und die EU-Biodiversitätsstrategie sowie die Diskussion über Nachhaltigkeitskriterien für Biomasse und der Leitfaden für Forstwirtschaft in Natura-2000-Gebieten bringen zum Ausdruck, dass eine weiterführende wissenschaftliche Bewertung dieser Fragen angebracht und notwendig ist.

Die vorliegende Publikation stellt die Ergebnisse des 2011 vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) initiierten und von EFI-EFICIENT durchgeführten Forschungsprojekts dar. Die Aufgabe bestand darin, diese Fragen auf mitteleuropäischer Ebene zu betrachten, das heißt über nationalstaatliche Grenzen hinweg, und Antworten vorzulegen, die für Politik und Praxis gleichermaßen hilfreich sind. In meinen Augen hat EFI-EFICIENT hervorragende Arbeit geleistet und nicht nur die grenzüberschreitende Zusammenarbeit von namhaften Wissenschaftlern in diesem Feld organisiert, sondern auch die Erfahrungen von Fachleuten aus der Praxis mit einbezogen und Schlussfolgerungen gezogen, die den aktuellsten Wissensstand berücksichtigen. Ich hoffe, dass die Ergebnisse dieser Projektarbeit den entsprechenden politischen Entscheidungsträgern als Handreichung und Stütze dienen und sowohl künftige Diskussionen als auch weitere sektorübergreifende wissenschaftliche Forschungen zur Integration der Biodiversität in die Waldbewirtschaftung anregen werden.

## Matthias Schwoerer

Leiter des Referates  
Europäische und Internationale Waldpolitik  
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft



**Abb. 1.** Großdimensioniertes Totholz bietet Lebensraum für holzersetzende Pilze und xylobionte Insektenarten, deren Bestand in intensiv bewirtschafteten Wäldern gefährdet ist. Foto von K. Vandekerkhove.

## Einleitung

*Daniel Kraus und Frank Krumm*

Biodiversität wurde zu einem Schlüsselbegriff in Forschung, politischen Konferenzen und der Gesellschaft, und zwar bereits kurz nachdem E.O. Wilson ihn in den frühen 1990ern geprägt hatte. Im internationalen politischen Zusammenhang wurde er erstmals 1992 bei der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio verwendet und auf den folgenden Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa in Helsinki (1994) und Lissabon (1998) aktualisiert. Seither sind der Erhalt der biologischen Vielfalt in Wäldern und deren nachhaltige Nutzung eng miteinander verbunden. Vor dem Hintergrund der Erhaltung der biologischen Vielfalt werden nachhaltige Nutzung und Schutz der Wälder als gleichermaßen bedeutsam angesehen. Die Biodiversität als Maßstab für nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern hat sich in der Praxis als unerwartet schwierig erwiesen. Dabei zeigte sich der Aspekt der Artenvielfalt (der gemeinsam mit genetischer Vielfalt und der Vielfalt der Lebensräume Biodiversität ausmacht) als der einfachste, da bereits am weitesten erforschte Ansatzpunkt. Das führte dazu, dass die Artenanzahl rasch in den Fokus waldökologischer Forschung rückte. Hohe Bestandszahlen ausgesuchter Arten galten beim Vergleich von Qualität und Naturnähe von Lebensräumen häufig als ausschlaggebendes Kriterium. Allerdings hat sich dieser Ansatz bei verschiedenen Gruppen von Indikatorarten, wie z. B. Vögeln oder xylobionten Käfern, nur in geringem Maß bewährt, da diese Arten in halbnatürlichen, bewirtschaftete-

ten Wäldern in vergleichbarer, wenn nicht noch größerer Anzahl auftreten als in ungenutzten oder Naturwäldern. Hinzu kommt, dass im Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) hohe Gesamtartenzahlen nicht den Hauptfokus darstellten: In Artikel 7 werden die Unterzeichnerstaaten ausdrücklich dazu aufgefordert, „Bestandteile der biologischen Vielfalt zu bestimmen, die für deren Erhaltung und nachhaltige Nutzung von Bedeutung sind“ – ein klar differenzierter, qualitativer Auftrag.

▶ *Als Instrumente zur Umsetzung des CBD geben die Berner Konvention und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU eindeutige qualitative Richtlinien zum Schutz und zur Erhaltung seltener, bedrohter oder endemischer Arten oder Taxa vor, die besonders schützenswert sind.*

Der Natura-2000-Prozess schließlich brachte durch die ausdrückliche Benennung von Habitaten und Arten von besonderer gemeinschaftlicher Bedeutung dahingehend weitere Klarheit. Verschiedene nationale Strategiepaper zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt konzentrieren sich auf integrative Ansätze (bspw. die Integration von Totholz in Wirtschaftswäldern). Allerdings ist noch offen, wie diese Ziele operationalisiert und überwacht werden sollen. Seit Neuestem liegt daher der Schwerpunkt auf der Messbarkeit der biologischen Vielfalt, z. B. anhand von Indikatorarten oder Habitatstrukturen, die dem Einfluss und der Kontrolle der Waldwirtschaft unterliegen. Zwischenzeitlich wurden verschiedene Studien zu Bestandsstrukturen und deren Einflüssen auf die Biozönosen des Waldes veröffentlicht. Insbesondere das Vorhandensein von Totholz und damit einhergehend die Wechselbeziehungen zwischen Arten wie saproxylichen Pilzen und Strukturelementen oder Verteilung und Verbund von Totholz wurden ausgiebig untersucht.

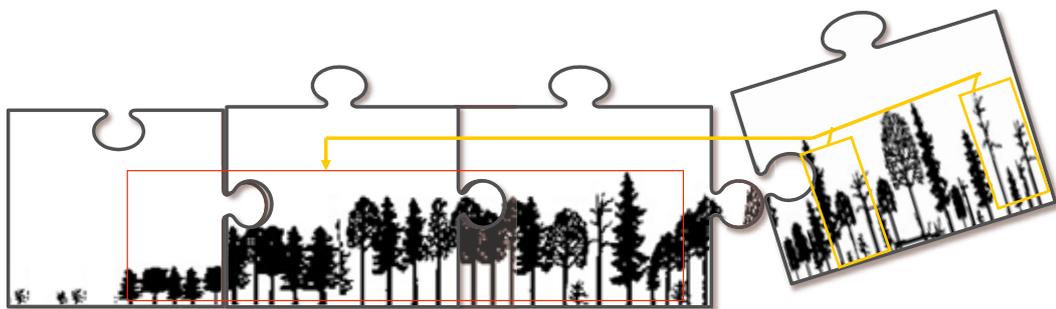
▶ *Habitatkontinuität, vielfältige natürliche und anthropogene Standortbedingungen und natürliche Dynamik sind unerlässliche Grundvoraussetzungen für die biologische Vielfalt in Wäldern.*

Das Konzept der vielfältigen Standortbedingungen leitet sich in erster Linie aus der Heterogenität in einem Biotop ab: einige Studien legen nahe, dass örtlich schwankende Wachstums- und Klimabedingungen, natürliche Störungen und verschiedenartige Flächennutzungsmethoden ein Mosaik an Nischen und damit eine besonders hohe Biodiversität schaffen. Interessanterweise korreliert Biodiversität nicht unbedingt positiv mit Naturnähe. Nieder-, Mittel- und Hutewälder sowie andere historische Waldnutzungsformen legen eine bemerkenswert reiche Artenvielfalt an den Tag. Dennoch geben sowohl reiche Vorkommen als auch spezifische taxonomische oder funktionelle Vielfalt (trophische Ebenen, Schlüsselarten, Gilden) nur einen kleinen Ausschnitt der gesamten biologischen Vielfalt wieder und berücksichtigen daher ausschließlich bekannte Arten (die 15 % der lebenden Organismen auf unserem Planeten ausmachen). Hinzu kommt, dass diese Einschränkungen eng verbunden sind mit den räumlichen und zeitlichen Schwankungen in der Vielfalt der Arten.

Die Erkenntnis, dass Störungen in den Waldökosystemen Mitteleuropas eine entscheidende Rolle für ökosystemare Abläufe spielen, hat viele Konsequenzen, insbesondere hinsichtlich der Bewirtschaftung dieser Wälder. Das Wissen über natürliche Störungsabläufe und die Dynamik von Wäldern stellt die Grundlage für jede Form der ökologisch orientierten Waldbewirtschaftung dar (z. B. Ecological Forestry, naturgemäße Waldwirtschaft, auf natürlichen Störungsereignissen beruhende oder ökosystembasierte Waldbewirtschaftung).

► *Hauptprämisse für eine ökologische Waldbewirtschaftung ist ein durch primärwaldtypische Muster und Prozesse gekennzeichneter Waldbau, der eine Vielzahl von nicht nur auf die Holzgewinnung ausgerichteten Funktionen erfüllt, insbesondere die Bereitstellung von wichtigem Lebensraum für biologische Vielfalt.*

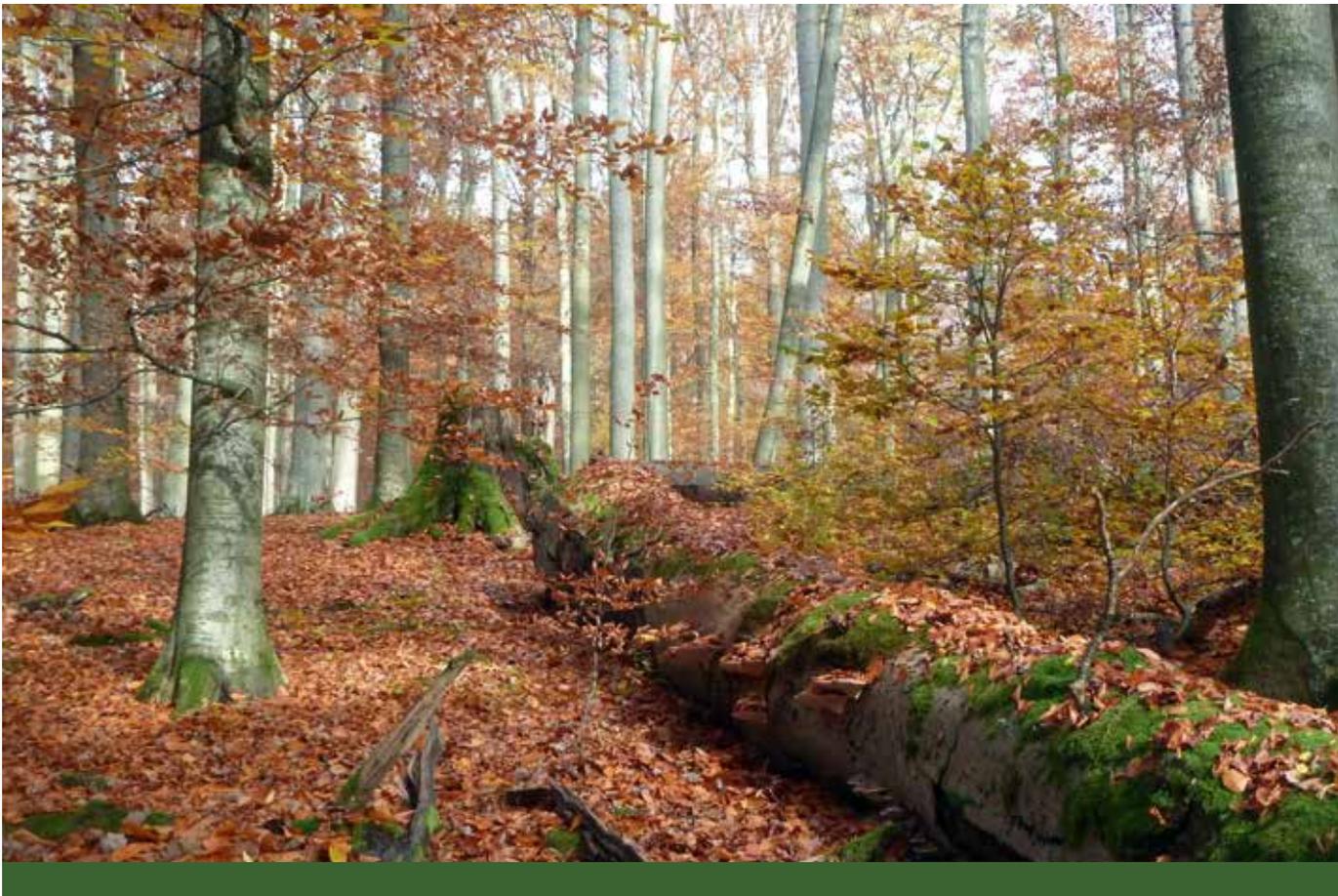
In diesem Zusammenhang kann auch die Art der Bewirtschaftung der Wälder als Störung der natürlichen Waldfunktionen angesehen werden. Die Wälder Mitteleuropas werden in erster Linie genutzt, sobald sie wirtschaftliche Reife erlangt haben, wobei Ertrags- und Marktkriterien hierbei im Vordergrund stehen. Dies bedeutet jedoch auch, dass fortgeschrittene Entwicklungsstadien sowie Zerfalls- und Zusammenbruchphasen nahezu gänzlich fehlen oder nur sporadisch und in geringem Umfang vorhanden sind. Dennoch ist aufgrund ihrer langen Habitatkontinuität vor allem in diesen Entwicklungsabschnitten ein besonders hoher Reichtum seltener Nischen und gefährdeter Arten zu beobachten. Um derartige Artengemeinschaften zu bewahren und wiederherzustellen, müssen Waldbewirtschaftungskonzepte die Schaffung oder Einführung von Strukturelementen der Spätphasen in bewirtschafteten Wäldern sicherstellen (siehe Abbildung 2).

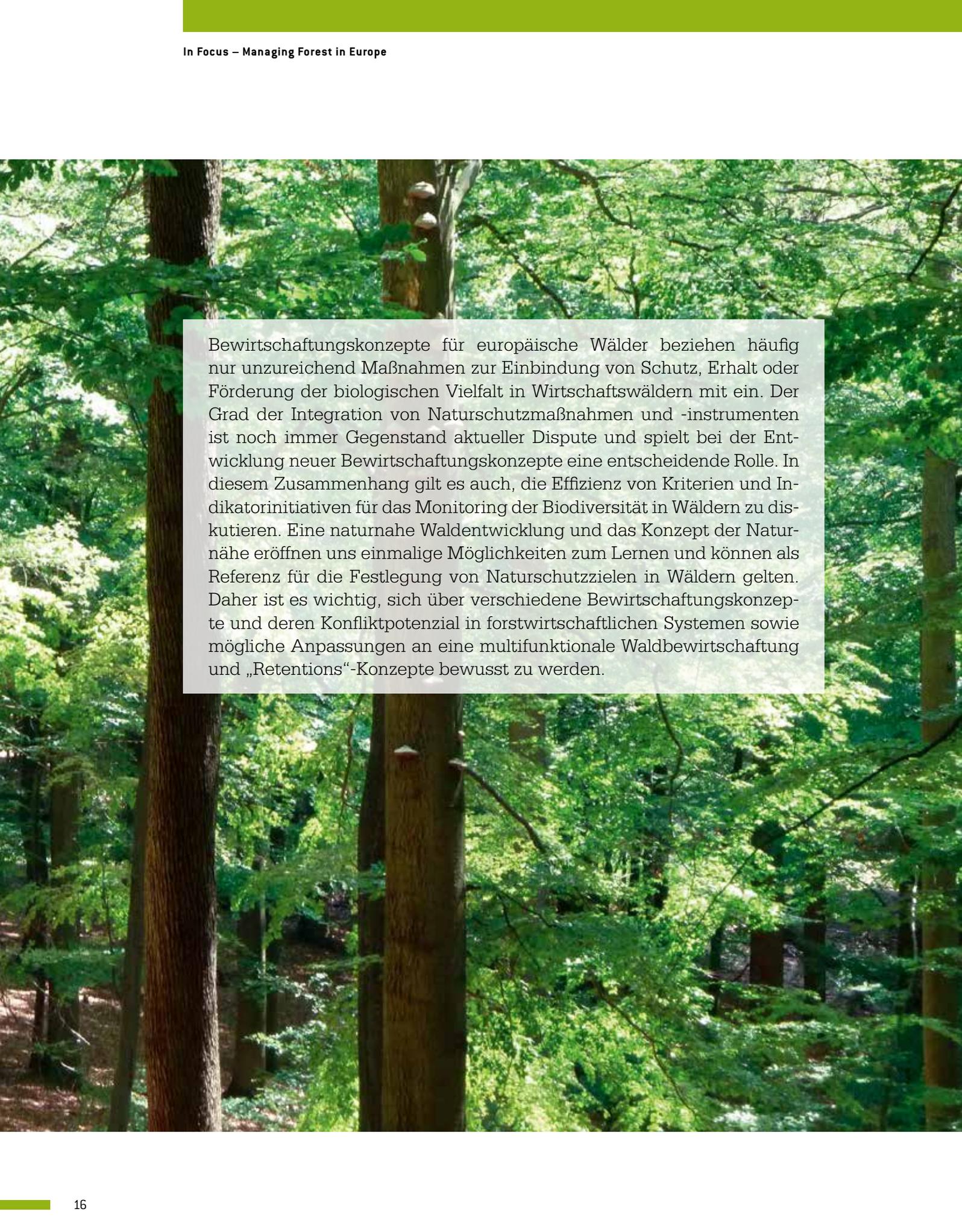


**Abb. 2.** In Wirtschaftswäldern zeigt sich häufig ein extremer Mangel an frühen und späten Entwicklungsphasen. Strukturelemente wie große Totholzbestände, Altbäume mit Mikrohabitaten und eine abwechslungsreiche Bestandsstruktur lassen sich in Wirtschaftswälder integrieren und stellen wichtige Lebensräume für seltene und bedrohte Arten dar.

Doch nicht alle Wissenslücken bezüglich der Habitatbeziehungen unterschiedlicher potenzieller Indikatorarten konnten bislang geschlossen werden und so besteht aufgrund ihres komplexen Charakters immer noch deutlicher Forschungsbedarf hinsichtlich relevanter Habitatparameter. Dies bedeutet, dass auch weiterhin die Differenz zwischen ökologischen Erkenntnissen und politischen Initiativen die größte Herausforderung für die Umsetzung der Biodiversitätskriterien darstellt. Umfassende Kenntnisse dieser komplexen Zusammenhänge schaffen erst die tragfähige Basis für die Umsetzung integrativer Wald- und Naturschutzkonzepte.

Die vorliegende Publikation möchte als Diskussionsgrundlage und Informationsquelle für die laufende Debatte über optimale Wege zum Erhalt der biologischen Vielfalt in den Wirtschaftswäldern Mitteleuropas und auch darüber hinaus dienen.



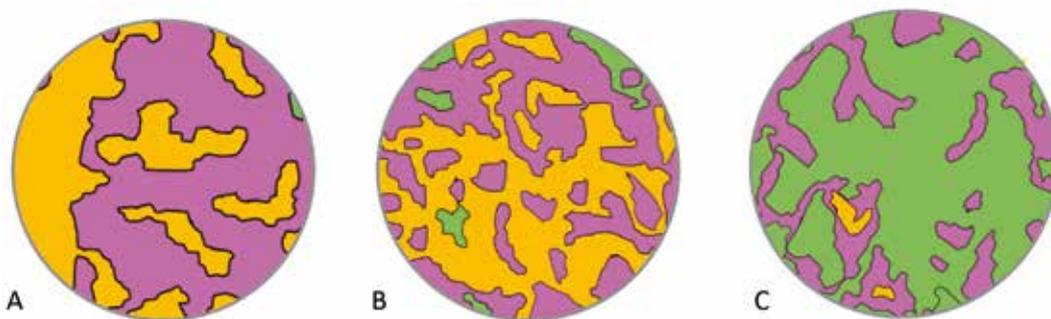


Bewirtschaftungskonzepte für europäische Wälder beziehen häufig nur unzureichend Maßnahmen zur Einbindung von Schutz, Erhalt oder Förderung der biologischen Vielfalt in Wirtschaftswäldern mit ein. Der Grad der Integration von Naturschutzmaßnahmen und -instrumenten ist noch immer Gegenstand aktueller Dispute und spielt bei der Entwicklung neuer Bewirtschaftungskonzepte eine entscheidende Rolle. In diesem Zusammenhang gilt es auch, die Effizienz von Kriterien und Indikatorinitiativen für das Monitoring der Biodiversität in Wäldern zu diskutieren. Eine naturnahe Waldentwicklung und das Konzept der Naturnähe eröffnen uns einmalige Möglichkeiten zum Lernen und können als Referenz für die Festlegung von Naturschutzzielen in Wäldern gelten. Daher ist es wichtig, sich über verschiedene Bewirtschaftungskonzepte und deren Konfliktpotenzial in forstwirtschaftlichen Systemen sowie mögliche Anpassungen an eine multifunktionale Waldbewirtschaftung und „Retentions“-Konzepte bewusst zu werden.

# 1 Konzepte

Kapitel 1 liefert Hintergrundinformationen zu den einzelnen Prinzipien und Konzepten der integrativen Waldbewirtschaftung und gliedert sich in sechs Abschnitte:

- 1.1 Integration oder Segregation: der Spagat zwischen der Produktion von Rohstoffen und dem Schutz der Biodiversität in europäischen Wäldern
- 1.2 Die Verwendung gesamteuropäischer Kriterien und Indikatorsysteme zur Messung von Veränderungen der Artenvielfalt in Waldökosystemen
- 1.3 Forschung in Primärwäldern und Waldreservaten: Bedeutung für eine ganzheitliche Waldbewirtschaftung
- 1.4 Naturnähe von Wäldern als Schlüssel zum Erhalt biologischer Vielfalt
- 1.5 Waldbausysteme und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft
- 1.6 „Retention Forestry“ – die praktische Umsetzung eines ganzheitlichen Ansatzes



**Abb. 3.** Waldlandschaftsmodelle mit zwei negativ korrelierenden Bewirtschaftungszielen von links nach rechts: [A] großflächige Segregation, [B] kleinflächige Segregation, [C] großflächige Integration. Grün eingefärbte Flächen zeigen, wo die Integration beider Ziele am höchsten ist.

## 1.1 Integration oder Segregation: der Spagat zwischen der Produktion von Rohstoffen und dem Schutz der Biodiversität in europäischen Wäldern

*Kurt Bollmann und Veronika Braunisch*

Der Anteil an geschützten Waldflächen ist begrenzt, und die große Mehrheit der Wälder muss vielfältige Ökosystemleistungen erbringen. Deshalb hängen Wirksamkeit und Fortschritt bei der Erhaltung der Waldbiodiversität in hohem Maße vom Einsatz geeigneter und sich ergänzender integrativer und segregativer Naturschutzinstrumente ab.

Die weltweit vorherrschenden Waldbausysteme zielen darauf ab, den Erhalt der biologischen Vielfalt in die Produktionsprozesse zu integrieren. Insgesamt haben nur 11 % der Waldflächen einen Schutzstatus. Über die Vor- und Nachteile eines integrativen bzw. segregativen Naturschutzansatzes wird schon lange diskutiert. Ein umfassendes Konzept für den Schutz der Biodiversität in Waldökosystemen muss beide Ansätze und deren Wirkung und Eignung auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen vereinen. In diesem Beitrag möchten wir (1) segregative und integrative Instrumente für den Schutz der biologischen Vielfalt in Wäldern vorstellen, (2) Potenziale und Grenzen der Instrumente beschreiben und (3) ein Konzept für eine umfassende Strategie zum Schutz und zur Förderung einer autochthonen Biodiversität im Rahmen einer multifunktionalen Waldwirtschaft vorschlagen. Es ist nicht unsere Absicht, allgemeine Ziele für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in europäischen Wäldern festzulegen. Vielmehr wollen wir die zugrunde liegenden ökologischen Prinzipien und verschiedene Schutzinstrumente vorstellen. Die vorgestellten Konzepte sind allgemeiner Natur. Sie bieten damit sowohl Entscheidungsträgern als auch Praktikern die Möglichkeit, potenzielle Konflikte zwischen verschiedenen Vorgehen und deren Auswirkungen auf andere Funktionen des Waldes abzuwägen und das gewählte Instrument jeweils an die speziellen ökologischen und sozioökonomischen Situationen in Europa anzupassen.

Wald ist die vorherrschende natürliche Vegetationsform in Europa und umfasst ein breites bioklimatisches Spektrum von den thermophilen sommergrünen Laub- und Nadelwäldern des Mittelmeerraums über die Laubwälder im Flachland und die Nadelbaumdominierten Bergwälder Mitteleuropas bis hin zu den borealen Wäldern Fennoskandiens (Europäische Umweltagentur, EEA 2008). Die europäischen Wälder weisen große Unterschiede hinsichtlich Standortbedingungen, Bewirtschaftungsform, Nutzungsgeschichte und sozioökonomischem Wert auf. Wegen der langen Kultivierung und Nutzung von Landschaften und Wäldern sind heute in Europa nahezu keine Urwaldbestände mehr vorhanden (Welzholz und Johann 2007).

In den vergangenen 150 Jahren hat sich ein klarer Trend hin zu Waldbausystemen entwickelt, in denen mit konstanten Produktionszyklen ein kontinuierliches Angebot von altersmäßig ausgewogenen Beständen mit ausgewählten Baumarten für die Holzproduktion erzielt wird.

### **Exkurs 1. Waldflächen unter Naturschutz**

Waldökosysteme bedecken etwa 30 % der Landoberfläche der Erde; in Europa sind es 32 % (FAO 2010; FOREST EUROPE 2011). Diese Ökosysteme stellen vielfältige Leistungen bereit, sei es als Nutzwald, beim Schutz von Böden und Gewässern, bei der Klimaregulierung oder als Lebensraum für viele Waldorganismen. Die überwiegende Mehrheit der Waldflächen wird multifunktional genutzt und steht formal nicht unter Naturschutz. Waldschutzgebiete verschiedenster Kategorien machen nur etwa 11 % der weltweiten Waldflächen aus und in Europa 10 % (Parviainen und Schuck 2011); nur in 0,7 % dieser Fläche ist jeglicher menschliche Eingriff untersagt (Bücking 2007). Demnach sind Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Integration von Habitatansprüchen der Waldorganismen in eine auf Holzproduktion und -nutzung sowie weitere forstliche Dienstleistungen ausgerichtete Waldwirtschaft unerlässlich, damit sich die Bedürfnisse des Menschen, die Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen und die Ökosystemleistungen die Waage halten (Thompson et al. 2011). Häufig kritisierte Aspekte der aktuellen Waldbausysteme sind die Gleichförmigkeit der Waldstrukturen und Waldzusammensetzungen, das Fehlen fortgeschrittener Sukzessionsstadien aufgrund regelmäßiger Holzentnahme und Pflegemaßnahmen für stabile Bestände sowie die Bewirtschaftung nach Produktivitätskriterien (Puettmann et al. 2009). Als Folge davon gehen geeignete Lebensräume, wie z. B. biologisch alte Bestände sowie stehendes und liegendes Totholz, für zahlreiche Waldorganismen verloren (Lindenmayer et al. 2006).

Zwar wird in Europa diese Form der Bewirtschaftung als „naturnah“ bezeichnet, doch fehlt den so bewirtschafteten Wäldern die Struktur- und Baumartenvielfalt, wie sie Waldökosysteme besitzen, die durch natürliche Sukzession und Dynamik entstanden sind (Puettmann et al. 2009; Bauhus et al. 2013). Biologisch alte Bestände und Überreste heimischer Urwälder spielen jedoch eine wichtige Rolle beim Erhalt der begrenzten Ressourcen zum Schutz von „Reliktarten“ ursprünglicher Wälder oder von „Arten alter Wälder“ (z. B. Müller et al. 2005; Winter et al. 2005; Hermy und Verheyen 2007; Bollmann und Müller 2012). Naturwaldreservate und der Erhalt alter Baumbestände (Altholzinseln) haben sich daher zu wichtigen Instrumenten für den Schutz der Waldbiodiversität in Kulturlandschaften entwickelt (Bauhus et al. 2009). Andererseits gelten ehemalige „Kulturwälder“, die einst Teil einer traditionellen, agrarischen Mischnutzung waren, wie Mittelwälder, Waldweiden oder Kastanienhaine, als wichtige Lebensräume für thermo- und photophile Arten (z. B. Bürgi 1998; Lassauce et al. 2012). Das heißt, dass – unabhängig von der Diskussion um die Bedeutung des Erhalts oder gar der Wiederherstellung von aus ehemaligen Nutzungsformen entstandenen Sekundärwäldern – ein konzeptioneller Rahmen für den Schutz und die Förderung einer autochthonen biologischen Vielfalt in der kultivierten Waldlandschaft Europas erforderlich ist. Dieses Konzept muss – zumindest regional – den Beitrag von traditionellen Waldnutzungen für die Zusammensetzung und strukturelle Vielfalt von Waldlebensräumen berücksichtigen (Abb. 4).

► *Ein umfassendes Konzept, das den Erhalt der ursprünglichen Vielfalt eines Ökosystems zum Ziel hat, muss dessen Eigenheit in Struktur, Zusammensetzung und Funktion berücksichtigen.*

Struktur, Zusammensetzung und Funktion von Waldökosystemen werden von den Standortbedingungen, Sukzessionsstadien sowie der Art und Häufigkeit von Störungen und Eingriffen durch den Menschen intensiv geprägt (Leibundgut 1978; Noss 1999). Wälder durchlaufen üblicherweise eine lange Entwicklungsphase, in der der Artenreichtum häufig mit den Sukzessionsstadien (Scherzinger 1996) und der Stabilität des Ökosystems (Pimm 1991) zunimmt. Das idealisierte Konzept einer stetigen autogenen Veränderung von Waldökosystemen in sukzessiven Phasen, beginnend mit der frühen Phase der Bestandsverjüngung und endend mit dem Klimaxstadium bzw. altem Wald (Leibundgut 1978), muss allerdings um eine zeitlich und räumlich zufällige Störungskomponente erweitert werden, die den linearen Prozess unterbrechen kann (Bengtsson et al. 2003; Schulze et al. 2007). Umweltveränderungen und Störungen gehören zu den natürlichen Einflüssen auf Waldökosysteme und haben die entsprechenden Lebensgemeinschaften in ganz Europa geprägt. Die Art der Störung, seien es Brände, Windbruch, Überflutungen, Lawinen, Borkenkäferbefall oder Verbiss durch große Pflanzenfresser, variiert mit der biogeographischen Region: Brände tragen wesentlich zur heterogenen Struktur der nordeuropäischen Taigawälder (Zackrisson 1977) und der Wälder des europäischen Mittelmeerraums bei (z. B. Pausas et al. 2008). Störungen in Laubwäldern erfolgen meist in Form von kleinräumigem Wind- (Splechtna et al. 2005) oder Schneebruch, wohingegen Nadelwälder üblicherweise durch großräumigen Windwurf (Usbeck et al. 2010) und anschließenden Borkenkäferbefall beeinflusst werden (Müller et al. 2010); in Bergregionen sind auch unterschiedlich große Schäden durch Lawinen möglich (Kulakowski et al. 2011).

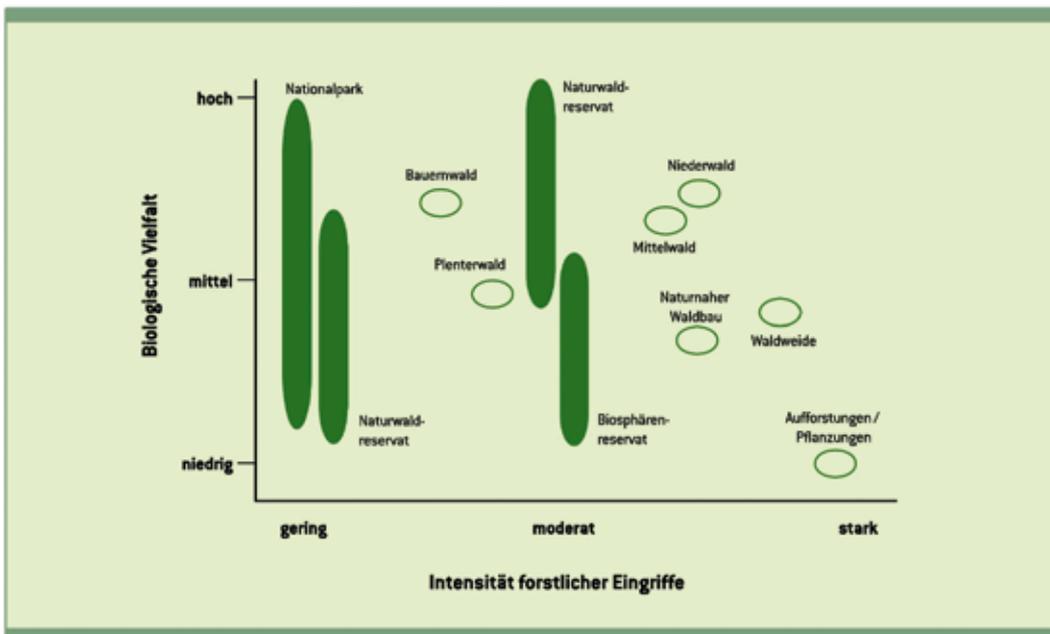
## **Exkurs 2. Nacheiszeitliche Waldentwicklung in Europa**

Die meisten in Europa einheimischen Waldarten haben nach der letzten Eiszeit die ehemals eisbedeckten Landstriche mit dem zurückkehrenden Wald wieder besiedelt (Hewitt 1999). Man geht davon aus, dass die Artenvielfalt bis zu Beginn der Industrialisierung stetig zunahm (Küster 1995). Bis dahin war die Waldnutzung durch eine Vielzahl parallel existierender agroforstlicher Aktivitäten wie Brandrodung von Waldparzellen zur Gewinnung von Weide- oder Ackerland, das Sammeln von Feuerholz und anderer Nichtholzprodukte sowie das Schlagen von Bauholz gekennzeichnet. In dieser Periode war die Veränderung der siedlungsnahen Wälder durch den Menschen besonders stark (Hausrath 1982; Bürgi 1998). Intensive Rodungen und die weit verbreitete Nutzung von Waldprodukten sorgten für eine Überführung zahlreicher Wälder in parkartige Landschaften mit eingeführten Nutz- und Kulturpflanzen sowie einem allgemeinen Anstieg der Beta-Diversität (Korneck et al. 1996). Dies war möglich, weil die verschiedenen Landnutzungsformen eine hohe räumliche Heterogenität und kleinflächige verzahnte Habitatmosaik schufen. Mit dem Beginn der Industrialisierung gewann die industrielle Holznutzung an Bedeutung, was zu einer großräumigen Trennung der verschiedenen Landnutzungen führte. Dies hatte zur Folge, dass die Zahl der indigenen Arten und der traditionellen Kulturpflanzen abnahm (Küster 1995).

► *Die Erhaltung der Integrität und Resilienz von Ökosystemen, der strukturellen Komplexität und der Habitatkonnektivität sind die grundlegenden Prinzipien des Schutzes der Waldbiodiversität.*

### Exkurs 3. Biodiversität

Unter Biodiversität versteht man die Vielfalt an Ökosystemen, Arten und Genen sowie deren Wechselwirkungen. Artenvielfalt wird üblicherweise als bedeutendster Aspekt erachtet und umfasst den Artenreichtum (d. h. die Zahl der in einem bestimmten Lebensraum vorkommenden Arten) sowie die Ähnlichkeit des Vorkommens dieser Arten („Äquität“, d. h. der relativen Häufigkeit der Arten in einem Lebensraum). Artenvielfalt hängt auch von der räumlichen Betrachtungsebene ab. Die gesamte Artenvielfalt einer Landschaft (Gamma-Diversität) hängt von der Alpha-Diversität (Anzahl der in einem Waldbestand, einer Waldfläche oder einem Waldtyp vorkommenden Arten) und der Beta-Diversität (Schwankungsbreite der Alpha-Diversität zwischen verschiedenen Waldbeständen, Waldflächen oder Waldtypen) ab.



**Abb. 4.** Beziehung zwischen der Biodiversität in Wäldern mit verschiedenen Nutzungsformen und der Intensität bzw. Art der Nutzung. Die grünen Symbole stehen für Wälder, die in erster Linie dem Schutz der Biodiversität dienen; die hellen Flächen stehen für Wälder, die primär der Holzproduktion dienen. Quelle: Verändert nach Schulze et al. [2007].

Der Erhalt der letzten ursprünglichen Wälder hat für den Naturschutz die höchste Priorität. Langfristige Kontinuität von Waldhabitaten und ein Bestandsmosaik mit verschiedenen Sukzessionsphasen sind wichtige Voraussetzungen für die Entstehung von typischen Artenge-

meinschaften biologisch alter Wälder. Artengruppen wie Pilze, Insekten, Moose und Flechten sind in Wäldern mit natürlicher Entwicklung, in denen auf die Holzgewinnung verzichtet wird, in großer Anzahl und Vielfalt anzutreffen (Siitonen 2001; Paillet et al. 2010). Interessanterweise ist Naturnähe alleine kein ausreichender Indikator für Artenvielfalt. Auch traditionell bewirtschaftete Wälder sind geeignete Lebensräume für zahlreiche Arten und dies teilweise trotz intensiver Nutzung (Abb. 4). Durch den Nährstoffentzug und die hohen Holzerntequoten haben sich in vielen historischen Agroforstsystemen lückige Waldbestände mit Lichtbaumarten und einzelnen alten Habitatbäumen entwickelt, in denen die heute vorherrschenden schattentoleranten Hauptbaumarten (Buche, Fichte) weniger dominant waren. Ein solcher Waldbestand weist viele verschiedene ökologische Nischen für licht- und wärmeliebende Tier- und Pflanzenarten wie Orchideen, Käfer, Schmetterlinge und deren Wirts- und Nahrungspflanzen auf.

Die Naturschutzbiologie berücksichtigt hauptsächlich drei Grundsätze für den Erhalt der Artenvielfalt in Wäldern. Dabei geht es um die Erhaltung und Wiederherstellung von:

- **Integrität von Ökosystemen** durch die Förderung einer natürlichen Zusammensetzung, von Sukzessionsphasen und dem Zulassen von natürlichen Störungen;
- **struktureller Komplexität** durch die Förderung von Heterogenität in Struktur und Zusammensetzung von und zwischen Waldbeständen, von langen Umtriebszeiten sowie der Integration von zahlreichen Einzelelementen wie alten, zerfallenden, absterbenden und vermodernden Bäumen;
- **vernetzten Lebensräumen** durch die Förderung einer durchlässigen Waldlandschaft mit vernetzten Wäldern, Beständen und wichtigen Habitatelementen, die den Austausch von Individuen und den Genfluss der Waldorganismen ermöglichen.

► *Drei strategische Aktivitätsfelder wurden festgelegt, um die Grundsätze für die Erhaltung der Biodiversität in europäischen Kulturlandschaften zu unterstützen: Schutz, Wiederherstellung und natürliche Dynamik.*

Über Jahrhunderte hinweg wurde die Kulturlandschaft in Europa verändert. Drei strategische Aktivitätsfelder wurden festgelegt, um die Grundsätze für die Erhaltung der Biodiversität in europäischen Kulturlandschaften zu unterstützen:

- Der **Schutz** selten gewordener, repräsentativer und bedrohter Waldtypen oder -bestände, wie beispielsweise die letzten Alt- und Urwälder, aber auch der Schutz von biologisch alten Beständen, alter Bäume und Totholz innerhalb bewirtschafteter Waldlandschaften;
- die **Wiederherstellung** wichtiger Lebensräume und Strukturmerkmale mittels gestaltender Maßnahmen (z. B. Schaffung von Lücken, kontrollierte Brände und Beweidung, Ringelung, Entwurzelung von Bäumen);
- die Förderung der **natürlichen** (Sukzessions-) **Dynamik** nach Störereignissen (Abbildung 5).

Die Bedeutung und Priorität dieser Aktivitätsfelder kann zwischen Regionen und Ländern variieren und hängt von den regionalen Standortbedingungen, der bisherigen waldbaulichen Praxis, dem aktuellen Zustand des Waldes und den qualitativen Praxisstandards ab. Gleiches gilt für alle flankierenden Maßnahmen, die von den jeweiligen nationalen Vorschriften und Erhaltungszielen abhängen (Tabelle 1). Unabhängig von politischen und kulturellen Unterschieden erfordert die Erhaltung oder Wiederherstellung der verschiedenen Komponenten der Waldbiodiversität ein umfassendes Konzept, das segregative (in Reservaten) und integrative (außerhalb von Reservaten) Naturschutzmaßnahmen und -instrumente kombiniert, um Arten sowohl innerhalb ihrer Verbreitungsschwerpunkte als auch in der übrigen Waldmatrix auf verschiedenen räumlichen (Waldbestand, Wald, Landschaft) und biologisch-hierarchischen Ebenen (Gene, Populationen, Artengemeinschaften, Ökosysteme) zu fördern.

**Tab. 1.** Definitionen der in diesem Beitrag erörterten und in den Abbildungen 4–7 verwendeten integrativen (i) und segregativen (s) Naturschutzinstrumente.

Instrument	Zweck	Kategorie
Nationalpark	Gemäß IUCN-Klassifizierungssystem ein ausgewiesener Landschaftsraum unter natürlicher Entwicklung, der dem langfristigen Schutz einzigartiger Ökosysteme mit ihren heimischen Arten und Lebensgemeinschaften dient.	s
Naturwaldreservat	Geschützte Waldfläche mit natürlicher Dynamik für die Förderung der Biodiversität mit einem vollständigen oder weitgehenden Verzicht auf menschliche Eingriffe (MCPFE-Klassen 1.1 und 1.2) <sup>1</sup> ; in Klasse 1.2 ist die Kontrolle von Wildtierbeständen, Insektenkalamitäten und Waldbrand erlaubt.	s
Sonderwaldreservat	Geschützte Waldfläche, in der die Waldbiodiversität mit forstlichen und flankierenden Lebensraummaßnahmen aktiv gefördert wird <sup>2</sup> oder mit Bewirtschaftungsmaßnahmen <sup>3</sup> (MCPFE-Klasse 1.3) <sup>1</sup> wie kontrolliertes Brennen, Umschneiden und Mähen, kontrolliertes Beweiden sowie Wiederaufnahme einer Mittelwaldbewirtschaftung.	s, (i)
Biosphärenreservat	Im Rahmen des UNESCO-Programms „Der Mensch und die Biosphäre (MAB)“ ausgewiesene und in Zonen gegliederte Gebiete, in denen die nachhaltige Entwicklung durch Einbeziehung der ansässigen Bevölkerung gefördert wird und Naturschutzmaßnahmen räumlich abgestuft sind.	i
Strukturenerhalt	Erhaltung struktureller Schlüsselemente des Lebensraums wie Habitatbäume, stehendes und liegendes Totholz, Lücken und Auwälder in wirtschaftlich genutzten Wäldern.	I
Schutz biologisch alter Waldbestände	Schutz alter Waldbestände mit alten und abgestorbenen Bäumen als Habitatinseln und Trittsteine in wirtschaftlich genutzten Wäldern.	I
Wildtierkorridor	Traditionelle Verbindungs- und Wanderrouen von Wildtieren, deren Verbreitungsgebiete durch menschliche Eingriffe wie Autobahnbau, städtebauliche Entwicklung und Kahlschlag voneinander isoliert wurden.	i
Ökologisches Prozessschutzgebiet	Zeitlich begrenztes und räumlich flexibles Naturschutzinstrument, das für einige Jahrzehnte die natürlichen Prozesse und Habitatmerkmale nach einem Störereignis in einem Produktionswald integriert. Anschließend wird das Gebiet bis zum nächsten Störereignis wieder gemäß der regionalen Waldentwicklungsplanung genutzt und verwaltet.	I

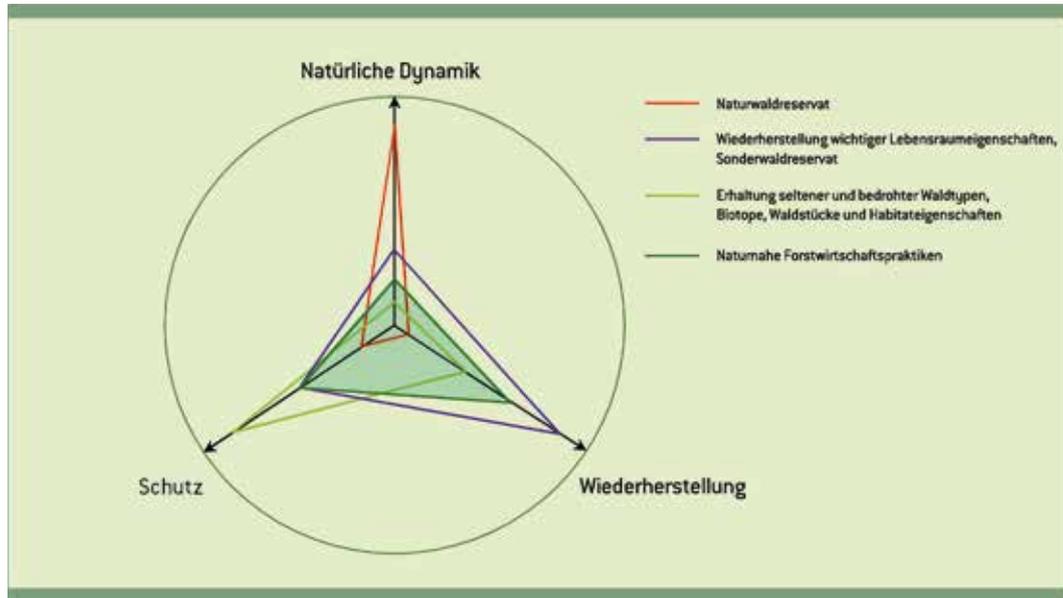
<sup>1</sup> Vandekerckhove et al. (2007)

<sup>2</sup> In geschützten Wäldern ergriffene Maßnahmen, durch die Naturnähe in kürzerer Zeit wiederhergestellt werden kann als durch natürliche Prozesse alleine.

<sup>3</sup> Maßnahmen für den Erhalt oder die Förderung bedeutender Habitateigenschaften und -merkmale seltener und gefährdeter Biotope oder Arten in wirtschaftlich genutzten Wäldern.

Bei einem streng segregativen Ansatz wird ein bestimmter Teil der Landschaft für Naturschutzzwecke (z. B. Waldreservate) ausgewiesen, während in der verbleibenden Landschaft

die wirtschaftliche Nutzung und Produktion maximiert wird. Dem steht der vollständig integrative Ansatz gegenüber, bei dem ökologische, ökonomische und soziale Aspekte gleichermaßen bei der Bewirtschaftung der gesamten Fläche berücksichtigt werden. In jüngerer Zeit haben sich die Hinweise dafür verdichtet, dass der großräumige Schutz der Biodiversität in Wäldern auf eine Kombination beider Konzepte angewiesen ist (Bengtsson et al. 2003, Bollmann 2011), insbesondere auch deshalb, weil sich die räumliche Wirkung der verschiedenen Instrumente unterscheidet (Abb. 6).

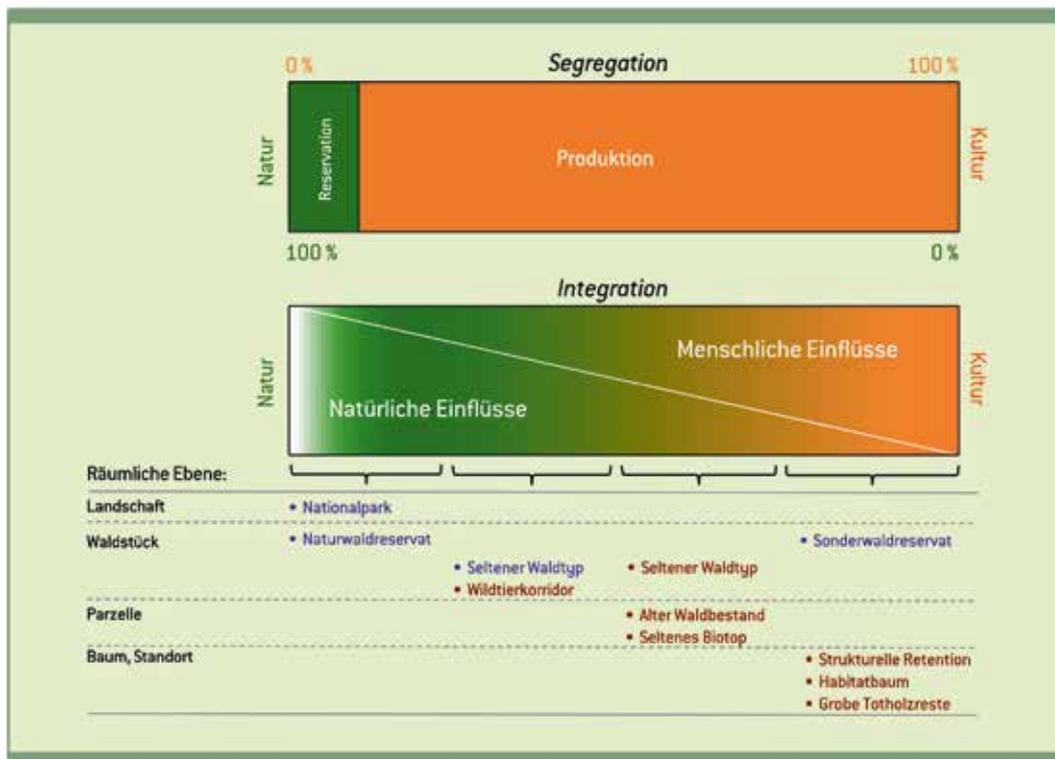


**Abb. 5.** Qualitatives Modell der Auswirkungen verschiedener Naturschutz-Instrumente zur Erhaltung der Biodiversität entlang der drei Maßnahmenachsen – Schutz (Pfeil nach links unten), Wiederherstellung (Pfeil nach rechts unten) und natürliche Dynamik (Pfeil nach oben) – verglichen mit der Grundleistung des naturnahen Waldbaues (blau). Quelle: nach Bollmann (2011).

► *Die Vielzahl an unterschiedlichen Nischen und Prozessen in Waldhabitaten entlang der Gradienten der Landnutzungsintensität und der natürlichen Störungen lässt sich nur mit unterschiedlichen Schutzinstrumenten erhalten.*

Diese Instrumente (Tab. 1, Abb. 6) sollten sich in ihren Funktionen (Schutz, natürliche Dynamik, Wiederherstellung; Abb. 5) ergänzen und so die verschiedenen Erhaltungsgrundsätze (Integrität, Komplexität und Vernetzung) unterstützen. Der gesetzliche Schutz von seltenen und gefährdeten Arten und Lebensräumen war in zahlreichen Ländern die erste Maßnahme zum Schutz der Waldbiodiversität (Tabelle 1). Später kamen gestaltende Maßnahmen zur Wiederherstellung alter Wälder oder von Lebensräumen für seltene Arten dazu, aber auch Maßnahmen für mehr Naturnähe, wie z. B. die Wiederherstellung von Auenwäldern. In jüngerer Zeit hat die Ausweisung streng geschützter Naturwaldreservate als Mittel zur Förderung der natürlichen Dynamik und der Waldsukzession in vielen Ländern einen hohen Stellenwert erhalten (FAO

2010). Instrumente für den flächigen Schutz von Waldlebensräumen oder die Förderung der natürlichen Dynamik werden üblicherweise als segregativ angesehen, während Instrumente zur Wiederherstellung von Lebensräumen und zur Bewahrung wichtiger Lebensraumelemente als integrative Ansätze gelten. Wann ein Instrument als segregativ oder integrativ gilt, hängt allerdings auch von der nationalen Gesetzgebung und der räumlichen Maßstabebene ab: während die Ausweisung von Naturwaldreservaten oder Nationalparks zu den segregativen Instrumenten zählt, gelten kleinräumige Retentionsmaßnahmen zum Erhalt natürlicher Prozesse wie die Bewahrung („Retention Forestry“) (Gustafsson et al. 2012) alter und zerfallender Bäume im Kontext bewirtschafteter Wälder als integrative Instrumente. Da eine wissenschaftlich belegbare räumliche Abgrenzung zwischen segregativen und integrativen Instrumenten fast nicht möglich ist, verweisen wir auf die in Tabelle 1 aufgeführten Kategorien.



**Abb. 6.** Konzeptionelle Unterschiede zwischen segregativen und integrativen Waldnutzungskonzepten. In segregativen Waldbausystemen werden mit Nationalparks und Waldreservaten meistens Urwälder oder naturschutzfachlich interessante Bewirtschaftungsformen (Kulturwälder) geschützt, die in eine Matrix aus intensiv genutzten Waldbeständen oder forstlich genutzten Plantagen mit geringer Lebensraumqualität eingebettet sind. In einem rein integrativen System sind Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung wichtiger Habitatstrukturen Teil einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung (braun). Dabei werden Mindestziele für wichtige Habitateigenschaften und limitierende Ressourcen angestrebt, doch ist die Wirkung solcher Maßnahmen meist kleinflächig und damit auf den Standort und den behandelten Waldbestand beschränkt. In einem optimierten integrativen System werden diese kleinräumigen Förderungsmaßnahmen mit segregativen Instrumenten kombiniert (blau). Diese unterstützen häufig natürliche Prozesse auf der Ebene des Waldbestands oder der Waldlandschaft, vergleichbar mit den Zielsetzungen eines Nationalparks oder Naturwaldreservats. Segregative Instrumente können aber auch eingesetzt werden, um naturschutzfachlich wichtige Lebensräume mit traditionellen Bewirtschaftungsformen wiederherzustellen (z. B. lichter Wald mittels Sonderwaldreservaten). Integrative Waldbausysteme, wie sie in Mitteleuropa bestehen, weisen meistens keine Reste von Urwäldern am extrem linken Spektrum [weiß] des Natur-Kultur-Gradienten mehr auf (vgl. Winter et al. 2010).

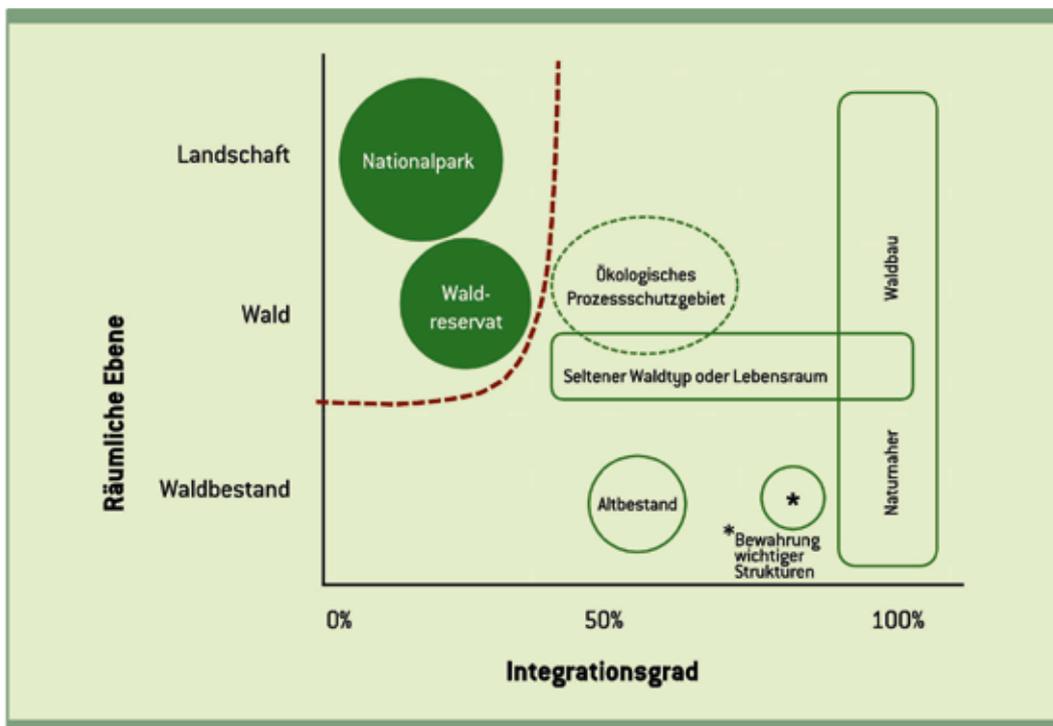
► *Sowohl segregative als auch integrative Naturschutzinstrumente haben eine spezifische Wirkung auf die biologische Vielfalt des Waldes; sie haben aber auch ihre Grenzen. Die ideale Kombination oder der zweckmäßige Einsatz dieser Instrumente hängen daher vom übergeordneten Ziel ab.*

Zu den Instrumenten, die in die Produktionsflächen integriert werden, zählen der Schutz seltener Waldlebensräume und großer Habitatbäume, die Einrichtung von Wildkorridoren und Totholzflächen, die Bewahrung von alten Beständen mit ihren naturschutzfachlich wichtigen Eigenschaften sowie die aktive Förderung von struktur- und artenreichen Waldrändern als wertvolles Saumbiotop im Übergangsbereich von Wald und Offenland. Reaktionen der Natur auf diese Maßnahmen sind meist nur auf kleiner und mittlerer Ebene erkennbar. Entsprechend sollten integrative Naturschutzelemente über die gesamte Waldmatrix verteilt werden. Andererseits sollten segregative Instrumente in Gebieten mit hohem Erhaltungswert angewendet werden (vgl. Bollmann und Müller 2012), da diese ohnehin nur einen geringen Teil der totalen Waldfläche ausmachen. Gebiete, die in erster Linie dem Schutz der Biodiversität dienen, machen aktuell 10 % aus und sollten laut Zielsetzung der globalen Biodiversitätspolitik auf 17 % steigen (Strategieplan 2011–2020 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt). Die räumliche Konzeption der segregativen Instrumente basiert weitgehend auf der Inseltheorie von MacArthur und Wilson (1967). Demnach sollten Nationalparks, Naturwaldreservate und Sonderwaldreservate groß sein und sich über mindestens mehrere hundert, wenn nicht gar mehrere tausend Hektar erstrecken und insbesondere Gebiete abdecken, die ein großes Potenzial für die Wiederherstellung natürlicher Prozesse und der entsprechenden Artengemeinschaften haben (Scherzinger 1996). Derartige Reservate sollten ausreichend groß sein, um ein Mosaik von verschiedenen Sukzessionsstadien zu repräsentieren, um sich nach natürlichen Störungen wieder zu erholen (Resilienz: Pickett und Thompson 1978, Turner et al. 1998) sowie im Idealfall überlebensfähige Populationen von Prioritätsarten zu beherbergen (Margules und Pressey 2000). Anders als in passiv verwalteten Naturwaldreservaten, in denen stochastische Prozesse dazu führen können, dass die Entwicklung von den ursprünglich definierten Naturschutzzielen abweicht (zieloffener Prozess), werden Sonderwaldreservate aktiv bewirtschaftet und somit näher entlang der vordefinierten Entwicklungslinie geführt bzw. auf die ökologischen Bedürfnisse einer oder mehrerer Zielarten hin gelenkt (zielgerichteter Prozess).

Urwaldreliktarten sind in hohem Maß auf eine lange Habitattradition angewiesen und brauchen häufig große Mengen an hochwertigem Totholz (Bässler und Müller 2010). Einige Arten, wie beispielsweise der Porling *Antrodiella citrinella*, kommen nur in Lebensräumen mit hohem Totholzvolumen ab ca. 140 m<sup>3</sup> pro Hektar vor. Derart große Mengen können sich nur in Schutzgebieten entwickeln, in denen die größten Veränderungen durch natürliche Störungen passieren. Eine Integration solcher Lebensräume in einen großflächigen, multifunktionalen Waldbau ist kaum vorstellbar. Da solche Flächen auch unter natürlichen Bedingungen unregelmäßig verteilt sind, wird der Schutz selten gewordener Waldbiotope, alter Bestände und großer Habitatbäume sowie Totholzinseln meist auf der Ebene des jeweiligen Standorts bzw. Waldbestands durchgeführt. Diese Maßnahmen lassen sich bestens in Flächen integrieren, die vorrangig der Holzproduktion dienen (Abb. 7).

► *Der Einsatz geeigneter Instrumente außerhalb von Reservaten macht es möglich, bedeutsame Lebensraumeigenschaften und wichtige Ressourcen in multifunktional bewirtschafteten Wäldern, die immerhin den größten Teil der Gesamtwaldfläche ausmachen, zu integrieren und zu vernetzen.*

Die entscheidende Frage für Praktiker lautet: Wie viel Integration von Naturschutzzielen ist im multifunktionalen Waldbau möglich? Wie viel Segregation muss sein, um die Lebensraumvielfalt in multifunktional bewirtschafteten Wäldern zu erweitern und das Nischenangebot zu erhöhen, damit typische Artengemeinschaften alter Wälder wenigstens teilweise wiederhergestellt werden können und die Naturschutzarbeit in Wäldern wirkungsvoll ist?



**Abb. 7.** Verteilung integrativer (hellgrün) und segregativer (dunkelgrün) Instrumente zur Erhaltung der Biodiversität entlang der waldbaulichen Planungsskala. Die braune Linie stellt die virtuelle Grenze zwischen einem segregativen und integrativen System dar. Flächendeckende integrative Ansätze müssen mit wirkungsvollen segregativen Instrumenten ergänzt werden, wenn ein umfassender Schutz der Waldbiodiversität in der Kulturlandschaft erzielt werden soll. Für die Zukunft wird ein weiterer Ansatz benötigt, der die Lücke zwischen integrativen und segregativen Instrumenten schließt: die Ausweisung ökologischer Prozessschutzgebiete (gestrichelte grüne Linie), welche natürliche Dynamik und entsprechende Habitateigenschaften in Produktionswäldern integrieren. Anders als Waldreservate wären ökologische Prozessschutzgebiete räumlich und zeitlich flexible Naturschutzinstrumente (siehe Text).

Welche segregativen und integrativen Instrumente sich am besten eignen und in welcher Kombination sie am effektivsten sind, hängt von den jeweiligen nationalen Zielsetzungen und Rechtsvorschriften zur Erhaltung der Biodiversität in Wäldern sowie dem waldbaulichen Erbe und dem Ausgangszustand der Wälder ab. In einem optimierten System ergänzen sich die verschiedenen Instrumente und ihre Auswirkungen auf die Komponenten der biologischen Vielfalt (Gene, Arten, Ökosysteme, Funktionen), abhängig von der Größe der betrachteten Gebiete und der Intensität der Waldnutzung (Abb. 7). Eine duale Strategie, die integrative und segregative Instrumente kombiniert, dürfte optimal zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität in einer Kulturlandschaft beitragen, in der nicht nur multifunktionale Waldwirtschaft betrieben wird, sondern auch verschiedene Besitzverhältnisse zu berücksichtigen sind. Was den Schutz der Biodiversität in Wäldern und Waldlandschaften in Europa angeht, konnten Fortschritte verzeichnet werden (FOREST EUROPE 2011). Die unter Schutz gestellte Waldfläche wuchs zwischen 2000 und 2010 jährlich im Durchschnitt um 5.000 km<sup>2</sup>. Beim größten Teil dieser Flächen handelt es sich um aktiv bewirtschaftete Waldschutzgebiete (Sonderwaldreservate). Streng geschützte Waldgebiete (Naturwaldreservate) machen nur einen geringen Anteil aus. Landesspezifische Angaben zur Erhaltung biologisch alter Bestände und Habitatbäume sind nicht verfügbar. Jedoch ist die Förderung von Totholz als Lebensgrundlage für eine Vielzahl von Waldorganismen in vielen Ländern inzwischen ein Thema. Daten aus Nord- und dem westlichen Mitteleuropa weisen darauf hin, dass das gewichtete Durchschnittsvolumen an stehendem und liegendem Totholz zugenommen hat (FOREST EUROPE 2011). Zukünftig sollte dem Schutz der letzten Urwälder Europas und der Entwicklung eines geeigneten Instruments zur Integration von natürlicher Dynamik und der Lebensraumeigenschaften im Wald-Landschaftsmosaik außerhalb der geschützten Naturwaldreservate mehr Bedeutung beigemessen werden. Ein solches Instrument sollte das ökologische Gedächtnis in einer auf Produktion ausgerichteten Kulturlandschaft verbessern (Bengtsson et al. 2003). Wir empfehlen die Einführung von ökologischen Prozessschutzgebieten als neues Naturschutzinstrument. Solche Gebiete könnten räumlich flexibel und zeitlich befristet in Regionen angestrebt werden, die häufigen natürlichen Störungen ausgesetzt sind und nicht (wie bspw. Reservate) einem statisch konservierenden Naturschutz zugeordnet sind. Abhängig von früheren Störereignissen könnten ökologische Prozessschutzgebiete verschiedene Funktionen übernehmen und unterschiedlichen Schutzstatus haben. In störungsfreien Zeiten mit gerichteter Vegetationssukzession könnte das Gebiet nach den Grundsätzen des multifunktionalen Waldbaus bewirtschaftet werden. Unmittelbar nach einem Störereignis könnte man dann das Gebiet der natürlichen Regeneration überlassen. Räumungen und phytosanitäre Pflegeeingriffe sollten unterbleiben oder – im Falle von großräumigen Ereignissen – nur auf Teilflächen erfolgen, da derartige Eingriffe seltene, nach Störungen entstehende Habitate verändern, wichtiges biologisches Erbe entfernen und die natürliche Regeneration der Vegetation verhindern (Lindenmayer und Noss 2006). Nach einem vordefinierten Zeitraum von mehreren Jahrzehnten könnte das Gebiet wieder gemäß den regionalen waldbaulichen Zielen oder der Vorstellung der Eigentümer genutzt und verwaltet werden. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass durch eine derartige Maßnahme die Heterogenität der Bestände und die Gamma-Diversität in multifunktionalen Waldlandschaften erhöht wird. Anders als rein segregative Instrumente haben ökologische Prozessschutzgebiete den Vorteil, dass sie von den Waldbesitzern besser akzeptiert werden, da sie zeitlich begrenzt sind.

► *Die verfügbaren integrativen und segregativen Naturschutzinstrumente stellen ein flexibles und umfassendes Instrumentarium dar, das den meisten Zielen des Biodiversitätsschutzes in europäischen Wäldern dienlich sein kann.*

Evidenzbasierte und quantitative Zielwerte hinsichtlich Anzahl, Größe und Konfiguration der zur Erreichung eines bestimmten Schutzziels erforderlichen Instrumente (z. B. Müller und Bütler 2010) sind allerdings immer noch selten. Offen bleibt zudem die Frage, wie komplexer wirkende Naturschutzinstrumente qualitativ und räumlich zu kombinieren und optimieren sind, um jene Ökosystemfunktionen zu erfüllen, die mit einem Instrument alleine nicht abgedeckt werden können. Ökologische Standards für den naturnahen Waldbau definieren die Mindestanforderungen für die Qualität von Waldlebensräumen und deren Eignung als Ausbreitungsmatrix für Arten, deren Vorkommen auf einzelne Schwerpunktgebiete (Hotspots) beschränkt ist.

► *Es besteht ein Bedarf für die Entwicklung eines integrativen, multifunktionalen Waldbaus mit starken segregativen Elementen, die integrative Maßnahmen ergänzen und wirkungsvoll genug sind, um die Vielzahl an seltenen und gefährdeten Arten in Wäldern mit hohem Erhaltungswert zu schützen und zu fördern.*

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich die öffentliche Wahrnehmung über die Funktion europäischer Wälder gewandelt, was sich in der zunehmenden Forderung nach einer Integration von Biodiversitätsschutz bei der Holzproduktion sowie anderen Funktionen des genutzten Waldes niederschlägt. Ein ausschließlich integrativer Ansatz genügt allerdings nicht, um die für den Schutz einer repräsentativen und autochthonen Artenvielfalt in europäischen Wäldern erforderliche große Vielzahl an ökologischen Nischen und Prozessen herzustellen. Auch wenn der naturnahe Waldbau den meisten Generalisten unter den Waldlebewesen Lebensräume in Mindestqualität bietet, deckt ein flächendeckender integrativer Ansatz bei weitem nicht alle Nischen für die vielen Spezialisten ab, insbesondere solche, die abhängig sind von einer langfristigen Habitattradition (z. B. Flechten, Pilze, Insekten), von der Akkumulation von begrenzt vorhandenen Ressourcen (z. B. Totholz; Sapro-/Xylobionten unter den Insekten, Pilzen und Vögeln), von natürlicher Dynamik und Störungen (z. B. feuerabhängige Pflanzen- und Insektenarten) oder speziellen Waldnutzungsformen und den entsprechenden Lebensraumeigenschaften (thermo- und photophile Arten). Das heißt, es besteht offensichtlich Bedarf an der Entwicklung eines integrativen, multifunktionalen Waldbaus, der durch segregative Instrumente ergänzt wird, die wirkungsvoll genug sind, um den Artenreichtum in Wäldern mit hohem Erhaltungswert zu schützen und zu fördern. Eine duale Strategie mit integrativen und segregativen Schutzinstrumenten lässt sich an die meisten Schutzziele zur Erhaltung der biologischen Vielfalt in den europäischen Wäldern anpassen. Hinzu kommt, dass Förster durch eine solche duale Strategie, die aufbauend auf naturschutzfachlichen Prinzipien die Vorteile der verschiedenen Instrumente kombiniert, in die Lage versetzt werden, bestehende Naturschutzkonzepte auf die aktuellen Umweltbedingungen, die gängigen Holzernteverfahren und zukünftige Entwicklungen auszurichten.

## Literaturverzeichnis

- Bässler, C. und Müller, J. 2010.** Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemela & Ryvarden. *Fungal Biology* 114:129–133.
- Bauhus, J., Puettmann, K. und Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Bauhus, J., Puettmann, K.J. und Kühne, C. 2013.** Close-to-nature forest management in Europe: does it support complexity and adaptability of forest ecosystems? In: Messier, C., Puettmann, K.J. und Coates, K.D. (Hrsg.). *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change. The Earthscan forest library*, Routledge. S. 187–213.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F. und Nystrom, M. 2003.** Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32:389–396.
- Bollmann, K. 2011.** Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. *Forum für Wissen*. S. 27–36.
- Bollmann, K. und Müller, J. 2012.** Naturwaldreservate: welche, wo und wofür? *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 163:187–198.
- Bücking, W. 2007.** Naturwaldreservate in Europa. *Forstarchiv* 78:180–187.
- Bürgi, M. 1998.** Habitat alterations caused by long-term changes in forest use in Switzerland. In: Kirby, K.J. und Watkins, C. (Hrsg.). *The ecological history of European forests. CAB International*, UK, Oxford. S. 203–211
- EUA. 2008.** European forests – ecosystem conditions and sustainable use. Europäische Umweltagentur, Kopenhagen.
- FAO. 2010.** Global forest resources assessment 2010: Main report. Rom.
- FOREST EUROPE, UNECE und FAO. 2011.** State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. und Franklin, J.F. 2012.** Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *Bioscience* 62:633–645.
- Hausrath, H. 1982.** Geschichte des deutschen Waldbaus: Von seinen Anfängen bis 1850. Hochschulverlag, Freiburg.
- Hermý, M. und Verheyen, K. 2007.** Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22:361–371.
- Hewitt, G. M. 1999.** Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:87–112.
- Korneck, D., Schnittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U. und May, R.M. 1996.** Warum verarmt unsere Flora? Auswertungen der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 29:299–444.
- Kulakowski, D., Bebi, P. und Rixen, C. 2011.** The interacting effects of land use change, climate change and suppression of natural disturbances on landscape forest structure in the Swiss Alps. *Oikos* 120:216–225.
- Küster, H. 1995.** Geschichte der Landschaft Mitteleuropas. Beck, München.
- Lassauce, A., Anselle, P., Lieutier, F. und Bouget, C. 2012.** Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 266:273–285.
- Leibundgut, H. 1978.** Über die Dynamik europäischer Urwälder. *Allgemeine Forst- Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge [AFZ/DerWald]* 33:686–690.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. und Fischer, J. 2006.** General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131:433–445.
- Lindenmayer, D.B. und Noss, R.F. 2006.** Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20:949–958.

- MacArthur, R.H. und Wilson, E.O. 1967.** *The theory of island biogeography.* Princeton University Press, Princeton, N.Y.
- Margules, C.R. und Pressey, R.L. 2000.** Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253.
- Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. und Zabransky, P. 2005.** Urwaldrelikt-Arten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. *Waldökologie Online* 2:106–113.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981–992.
- Müller, J., Noss, R.F., Bussler, H. und Brandl, R. 2010.** Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143:2559–2569.
- Noss, R. F. 1999.** Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135–146.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. und Virtanen, R. 2010.** Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24:101–112.
- Parviainen, J. und Schuck, A. 2011.** Maintenance, conservation and appropriate enhancement of biological diversity in forest ecosystems. In: *FOREST EUROPE, UNECE und FAO: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.* S. 65–97.
- Pausas, J.C., Llovet, J., Rodrigo, A. und Vallejo, R. 2008.** Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17:713–723.
- Pickett, S.T.A. und Thompson, J.N. 1978.** Patch dynamics and design of nature reserves. *Biological Conservation* 13:27–37.
- Pimm, S. L. 1991.** *The balance of nature?* Chicago University Press, Chicago. S. 448.
- Puettmann, K.J., Coates, K.D. und Messier, C. 2009.** A critique of silviculture: Managing for complexity. Island Press, Washington.
- Scherzinger, W. 1996.** *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.* Ulmer, Stuttgart.
- Schulze, E.-D., Hessenmoeller, D., Knohl, A., Luysaert, S., Boerner, A. und Grace, J. 2007.** Temperate and boreal old-growth forests: how do their growth dynamics and biodiversity differ from young stands and managed forests? In: Wirth, C., Gleixner, G. und Heimann, M. (Hrsg.). *Oldgrowth forests: function, fate and value.* Springer, Berlin, Heidelberg. S. 343–366.
- Siitonen, J. 2001.** Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as example. *Ecological Bulletin* 49:11–41.
- Splechtna, B.E., Gratzner, G. und Black, B.A. 2005.** Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16:511–522.
- Thompson, I.D., Okabe, K., Tylianakis, J.M., Kumar, P., Brockerhoff, E.G., Schellhorn, N.A., Parrotta, J.A. und Nasi, R. 2011.** Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: Translating science into policy. *Bioscience* 61:972–981.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J. und Peet, R.K. 1998.** Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1:511–523.
- Usbeck, T., Wohlgemuth, T., Dobbertin, M., Pfister, C., Burgi, A. und Rebetez, M. 2010.** Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. *Agricultural and Forest Meteorology* 150:47–55.
- Vandekerkhove, K., Parviainen, J., Frank, G., Bücking, W. und Little, D. 2007.** Classification systems used for the reporting on protected forest areas (PFAs). In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerkhove, K., Latham, J., Schuck, A. und Little, D. (Hrsg.). *Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and recommendations.*

*Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW), Wien, Österreich. S. 95–102.*

**Welzholz, J.C. und Johann, E. 2007.** *History of protected forest areas in Europe.* In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerkhove, K., Latham, J., Schuck, A. und Little, D. (Hrsg.). *Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and recommendations.* Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW), Wien, Österreich. S. 17–40.

**Winter, S., Fischer, H.S. und Fischer, A. 2010.** *Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests.* *Forest Ecology and Management* 259:1624–1632.

**Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E. und Möller, G. 2005.** *The importance of near natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests.* *Forest Snow and Landscape Research* 79:127–144.

**Zackrisson, O. 1977.** *Influence of forest fires on north Swedish boreal forest.* *Oikos* 29:22–32.



## 1.2 Die Verwendung gesamteuropäischer Kriterien und Indikatorsysteme zur Messung von Veränderungen der Artenvielfalt in Waldökosystemen

*Markus Lier, Jari Parviainen, Cecile Nivet, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin und Yoan Paillet*

Die mittelbar und unmittelbar mit der Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt in Waldökosystemen einhergehenden Vorteile in Verbindung mit wirtschaftlichen, sozialen und weiteren Umweltschutzziele sind heute weithin anerkannte Komponenten einer nachhaltigen Waldwirtschaft. Seit den frühen 1990ern steht die biologische Vielfalt von Waldökosystemen weltweit im Fokus verschiedener gesamteuropäischer waldbezogener politischer Projekte und Initiativen, wie der FOREST EUROPE-Ministerkonferenz (ehemals MCPFE) 1993 in Helsinki, dem SEBI 2010-Monitoringprogramm der EU (Streamlining European Biodiversity Indicators, 2010) aus dem Jahr 2005 und der EU-Biodiversitätsstrategie 2011-2020, die alle als Antwort auf das 1992 in Rio verabschiedete Übereinkommen über die biologische Vielfalt und dessen Ziele ins Leben gerufen wurden (FOREST EUROPE 2011, EC 2011).

► *Die Herausforderung besteht darin, gängige Instrumente zur Bewertung und Messung der Entwicklung von Waldbiodiversität so in Einklang zu bringen, dass ausgewogene, politisch relevante, wissenschaftlich fundierte und praktisch anwendbare Informationen verfügbar werden.*

Die Umsetzung dieser internationalen Verpflichtungserklärungen variiert aufgrund diverser Eigenschaften, wie zum Beispiel unterschiedliche Wachstumsbedingungen und Bewaldung, Waldeigentumsverhältnisse, Traditionen und Bevölkerungsdichte. Aktuell gelten zwei Vorgehensweisen, um biologische Vielfalt von Waldökosystemen zu erhalten und zu fördern: Schaffung eines Netzwerkes von Schutzgebieten innerhalb eines Landes sowie integrative Maßnahmen zur Förderung von Biodiversität in multifunktionalen Wäldern außerhalb der geschützten Waldflächen (Parviainen 2003).

Die Frage lautet, inwieweit waldbezogene nationale und internationale Maßnahmen, gesetzliche Regelungen und Strategien zur Entwicklung von Waldbiodiversität in einem Land beitragen und wie diese Entwicklungen später auch gemessen werden können. Die Herausforderung besteht darin, gängige Instrumente zur Bewertung und Messung der Entwicklung von Waldbiodiversität so in Einklang zu bringen, dass ausgewogene, politisch relevante, wissenschaftlich fundierte und praktisch anwendbare Informationen erhalten werden können. Aktuell kann ein Land mithilfe von Kriterien und Indikatoren die biologische Vielfalt in Wäldern anhand messbarer Eigenschaften erfassen sowie die Folgeerscheinungen praktischer Wald-

bewirtschaftung und waldpolitischer Maßnahmen lenken. Können Kriterien und Indikatoren auch Veränderungen der Artenvielfalt von Waldökosystemen messen, und wenn ja, wie werden diese eingesetzt? Dieser Beitrag konzentriert sich auf die gesamteuropäischen FOREST EUROPE-Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung (Sustainable Forest Management, SFM) und den EU Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI)-Prozess sowie deren Anwendung bei der Integration von Biodiversitätsaspekten in die Waldpolitik Finnlands und Frankreichs.

Die Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und anderen harmonisierten Verfahren für die Bewertung biologischer Vielfalt in Waldökosystemen war seit den frühen 1990ern bereits Gegenstand verschiedener europäischer Initiativen wie FOREST EUROPE 1993 und 2003, gefolgt von SEBI 2010.

► *Die gesamteuropäischen FOREST EUROPE-Kriterien und Indikatoren basieren auf dem Konzept der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wobei der Begriff der Nachhaltigkeit viel weiter gefasst wird, da hier auch ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Aspekte berücksichtigt werden.*

Gesamteuropäischer Vorreiter bei der Entwicklung von Kriterien und Indikatoren ist der auf dem Konzept der nachhaltigen Waldbewirtschaftung basierende FOREST EUROPE-Prozess. FOREST EUROPE steckt den Begriff Nachhaltigkeit allerdings viel weiter und erfasst darunter auch ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Aspekte.

Aktuell wird der FOREST EUROPE-Kriterien- und Indikatoren-Katalog (Criteria and Indicators, C&I) in 46 europäischen Ländern zur Berichterstattung über die Entwicklung von SFM, darunter auch Aspekte von Waldbiodiversität, verwendet. Die FOREST EUROPE-Indikatoren gliedern sich in zwei Kategorien: 1) qualitative Indikatoren hinsichtlich allgemeiner Maßnahmen und besonderer politischer Instrumente sowie 2) 35 quantitative Indikatoren. Die quantitativen Indikatoren verteilen sich auf sechs Kriterien (Waldbressourcen, Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen, produktive Funktionen, biologische Vielfalt, Schutz und sozio-ökonomische Funktionen) und geben zahlenmäßig erfassbare Parameter oder andere statistische Daten wieder, die hauptsächlich auf nationalen Waldinventuren oder anderen statistischen Quellen basieren (Parviainen und Västilä 2011).

Das FOREST EUROPE-Kriterium 4 umfasst neun quantitative Waldbiodiversitätsindikatoren hinsichtlich der Baum- und Bestandsstrukturen, um so Erhaltung, Schutz und geeignete Förderung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen zu beschreiben (Tab. 2). Weitere für die Waldbiodiversität wichtige Indikatoren (z. B. 1.1 Waldfläche, 1.2 Holzvorrat, 3.1 Zuwachs und Einschlag) fallen unter andere FOREST EUROPE-Kriterien. Berichte über den Zustand der Wälder in Europa wurden unter Einbeziehung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen in den Jahren 2003, 2007 und 2011 von FOREST EUROPE veröffentlicht.

Die FOREST EUROPE-Indikatoren, einschließlich der Indikatoren zur biologischen Vielfalt in Wäldern, wurden anhand praktischer und praktikabler Gründe (einschließlich bestehender Monitoringmethoden und messbarer Daten) und ihres wissenschaftlichen Wertes entwickelt. Diese Indikatoren können Entwicklungen in der Erhaltung der biologischen Vielfalt anhand

von kumulierten und wiederholten Datenreihen unter Nutzung von Zeitreihen messen und beschreiben. Die Relevanz einzelner Indikatoren (z. B. Landschaftsmuster (4.7)), die Identifizierung kritischer Schwellenwerte für Indikatoren (z. B. Mindesttotholzvorrat in Wäldern) und die Erarbeitung kombinierter Indikatoren zur Beschreibung von Waldbiodiversität sind bis heute Gegenstand von Diskussionen zwischen Fachleuten und politischen Entscheidungsträgern.

**Tab. 2.** FOREST EUROPE-Indikatoren in Kriterium 4: Pflege, Erhaltung und geeignete Förderung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen.

Indikator	Beschreibung
<b>4.1 Baumarten-zusammensetzung</b>	Wald- und andere bewaldete Flächen, klassifiziert nach Anzahl der vorkommenden Baumarten und Waldtyp
<b>4.2 Waldverjüngung</b>	Verjüngungsfläche in gleichaltrigen und ungleichaltrigen Beständen, klassifiziert nach Verjüngungstyp
<b>4.3 Naturnähe</b>	Wald- und andere bewaldete Flächen, eingeteilt in „natürlich (unberührt)“, „naturnah“ oder „Plantagen“, jeweils nach Waldtyp
<b>4.4 Eingebürgerte Baumarten</b>	Wald- und andere bewaldete Flächen, auf welchen eingebürgerte Baumarten vorherrschend sind
<b>4.5 Totholz</b>	Volumen an stehendem und liegendem Totholz auf Wald- und anderen bewaldeten Flächen, eingeteilt nach Waldtyp
<b>4.6 Genetische Ressourcen</b>	Fläche, die zum Schutz und zur Nutzung forstgenetischer Ressourcen bewirtschaftet wird (in situ und ex situ Generhaltungswälder), und Fläche, die zur Saatgutproduktion bewirtschaftet wird
<b>4.7 Landschaftsmuster</b>	Räumliches Muster der Waldbedeckung auf Landschaftsebene
<b>4.8 Gefährdete walddtypische Arten</b>	Anzahl der gefährdeten walddtypischen Arten, klassifiziert gemäß den Kategorien der Roten Liste nach IUCN im Verhältnis zur Gesamtanzahl an Waldarten
<b>4.9 Geschützte Waldflächen</b>	Wald- und andere bewaldete Flächen, die zur Erhaltung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt sowie spezifischer natürlicher Elemente gemäß den FOREST EUROPE-Erhebungsrichtlinien geschützt werden

▶ *Die Initiative Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) vermeldet Fortschritte hinsichtlich der EU-Ziele bis 2020, den Verlust an biologischer Vielfalt in den wichtigsten europäischen Lebensraumtypen einschließlich von Wäldern zu stoppen.*

Im Jahr 2005 begann unter der Federführung der Europäischen Umweltagentur (EEA) der SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators)-Prozess, um die Ziele des Übereinkommens über die biologische Vielfalt bewerten zu können. Neben den eigenen Schwerpunktbereichen wurden hierin auch die wichtigsten richtungsweisenden Fragen für die (politischen) Entscheidungsträger integriert. Bei SEBI 2010 handelt es sich um einen Satz von 26 spezifischen Biodiversitätsindikatoren (Tab. 3) für Bestandsaufnahme und Fortschrittsbericht hinsichtlich der EU-Ziele bis 2020, den Verlust an biologischer Vielfalt in den wichtigsten europä-

ischen Lebensraumtypen (Wälder, Gebirge, Grasland, Süßwasser, arktische Räume, Küsten, Meer, Landwirtschaftsfläche und städtischer Lebensraum) zu stoppen. Jeder Indikator wird von einer zentralen politischen Frage begleitet, um so seine Interpretation zu fördern.

Der SEBI 2010-Indikatorenspiegel umfasst drei spezielle Indikatoren, die mittelbar oder unmittelbar die Waldbiodiversität zum Inhalt haben: Bestand, Zuwachs und Einschlag sowie Vorkommen von Totholz. Andere waldbezogene Indikatoren sind Teil der allgemeinen Biodiversitätsindikatoren, beziehen sich aber nur teilweise auf die Biodiversität von Wäldern, wie beispielsweise national ausgewiesene Schutzzonen mitsamt Schutzwaldflächen (siehe Tab. 3). Die Europäische Umweltagentur (EEA) hat im Jahr 2010 einen Lagebericht zur Biodiversität in Europa (SEBI 2010) veröffentlicht.

**Tab. 3.** Die 26 SEBI-Indikatoren und deren Zuordnung zu den CBD-Leitthemen sowie die übergeordneten Waldindikatoren und damit verbundenen politischen Schlüsselfragen.

Nr.	CBD-Leitthema	Vorgesehene SEBI 2010-Indikatoren	Waldbezogener Indikator	Zentrale Frage
1		Abundanz und Verbreitung ausgewählter Arten	Ja	Wurde der Rückgang der in Europa vorkommenden Arten gestoppt?
2		Rote-Liste-Index europäischer Arten	Ja	Hat sich das Aussterberisiko der Vögel Europas verändert?
3		Arten von europäischem Interesse	Ja	Wie verhält es sich mit dem Erhaltungszustand der Arten von gemeinschaftsweitem Interesse?
4		Fläche von Ökosystemen	Ja	Wie entwickelt sich die Verteilung von Ökosystemen und Lebensräumen in Europa?
5	Status und Entwicklung von Komponenten der biologischen Vielfalt	Habitat von europäischem Interesse	Ja	Wie verhält es sich mit dem Erhaltungszustand der Lebensräume von gemeinschaftsweitem Interesse?
6		Genetische Diversität von Nutztieren	Nein	Werden weniger Nutztierassen in Europa verwendet?
7		Schutzgebiete auf nationaler Ebene	Ja	Wie ist der Fortschritt bei der Ausweisung von Schutzgebieten auf nationaler Ebene als Instrument zur Erhaltung der Biodiversität?
8		Schutzgebiete nach der FFH- und Vogelschutzrichtlinie	Ja	Haben die Länder ausreichend Flächen nach der Habitat- und Vogelschutz-Richtlinie ausgewiesen?
9		Überschreitung der kritischen Werte für Stickstoff	Ja	Wie entwickelt sich die Stickstoffemission und wo innerhalb Europas stellt der Eintrag von Stickstoff aus der Atmosphäre eine Gefahr für die Biodiversität dar?
10	Gefährdung der Biodiversität	Invasive fremdländische Arten in Europa	Ja	Steigt oder sinkt die Zahl der invasiven nicht-heimischen Arten in Europa? Gegen welche invasiven nicht-heimischen Arten sollten Maßnahmen ergriffen werden?
11		Auftreten temperatursensitiver Arten	Ja	Wie wirkt sich der Klimawandel negativ (und positiv) auf die Biodiversität aus?

Tab. 3. Fortsetzung

Nr.	CBD-Leitthema	Vorgesehene SEBI 2010-Indikatoren	Waldbezogener Indikator	Zentrale Frage
12		Marine Trophic Index europäischer Meeresgebiete	Nein	Wie wirken sich das bestehende Fischereiwesen und Meerespolitik auf die Gesundheit der Fischbestände in europäischen Meeresgewässern aus?
13	Ökosystemintegrität und Ökosystemgüter und -dienstleistungen	Fragmentierung natürlicher und naturnaher Gebiete	Ja	Steigt die Fragmentierung natürlicher/naturnaher Flächen? Steigt die Fragmentierung von Waldlandschaften?
14		Fragmentierung von Flusssystemen	Nein	Wie stark fragmentiert sind die Flüsse in Europa und wie wirkt sich dies auf die dort lebenden Fischarten aus?
15		Nährstoffe in Übergangs-, Küsten- und Seegewässern	Nein	Wie ist der Zustand der europäischen Übergangs-, Küsten- und Seegewässer?
16		Süßwasserqualität	Nein	Wie ist der Zustand der Süßwasserqualität in Europa?
17		Wald: Bestand, Zuwachsrate, Holzeinschlag	Ja	Wie nachhaltig ist die Forstwirtschaft in Europa hinsichtlich des Gleichgewichts zwischen Zuwächsen und Einschlag?
18		Wald: Totholz	Ja	Wie hoch ist der Totholzvorrat in den Wäldern Europas?
19		Landwirtschaft: Stickstoffbilanz	Nein	Wie hoch ist die Umweltbelastung durch die Landwirtschaft? Wird der Stickstoffüberschuss gesenkt?
20	Nachhaltige Nutzung	Landwirtschaft: Flächen, die so bewirtschaftet werden, dass die biologische Vielfalt möglicherweise gefördert wird	Nein	Inwieweit ist die europäische Landwirtschaft auf die Verhinderung des Verlustes biologischer Vielfalt ausgerichtet?
21		Fischerei: europäische kommerzielle Fischbestände	Nein	In welchem Zustand befinden sich die europäischen wirtschaftlich nutzbaren Fischbestände und wie kann deren Zusammenbruch verhindert werden?
22		Aquakultur: Qualität des aus Aquakulturen ausströmenden Wassers	Nein	Welche Entwicklung nimmt die Aquakultur und die von den Zuchtfarmen ausgehende potentielle Umweltbelastung?
23		Ökologischer Fußabdruck europäischer Länder	Nein	Welche Auswirkung hat die allgemeine Nachfrage nach Rohstoffen und deren Nutzung in den europäischen Gesellschaften auf die Biodiversität und Ökosysteme außerhalb Europas?
24	Aktueller Stand hinsichtlich Access and Benefit-Sharing (ABS/ Zugang zu genetischen Ressourcen und gerechter Vorteilsausgleich)	Patentanmeldungen auf der Grundlage genetischer Ressourcen	Nein	Welcher Anteil der europäischen Patente steht im Zusammenhang mit Biodiversität?

Tab. 3. Fortsetzung

Nr.	CBD-Leitthema	Vorgesehene SEBI 2010-Indikatoren	Waldbezogener Indikator	Zentrale Frage
25	Stand von Ressourcenbereitstellung und -nutzung	Finanzierung des Biodiversitäts-Managements	Nein	Inwieweit werden öffentliche Gelder und Fördermittel für den Schutz der Biodiversität bereitgestellt?
26	Öffentliche Meinung	Öffentliche Wahrnehmung	Nein	Inwieweit wird das Thema Biodiversität in Europa in der Öffentlichkeit wahrgenommen und welche Maßnahmen werden in Europa zum Schutz der Biodiversität ergriffen?
Sofern ein Land die unter die EU-Vogelschutz- und Habitatrichtlinien fallenden Flächen bereits in seine Rechtsvorschriften aufgenommen hat, sind die Natura 2000-Gebiete des betreffenden Landes in dieser Tabelle beinhaltet.				

Mit dem Erhalt der Biodiversität vor Augen ist es das Ziel von SEBI, Status und Dynamik der Biodiversität unabhängig vom Lebensraum zu bewerten, wohingegen die FOREST EUROPE-Indikatoren speziell auf Wälder ausgerichtet sind und darauf abzielen, die Nachhaltigkeit von forstwirtschaftlichen Maßnahmen zu bewerten. Folglich berücksichtigen die FOREST EUROPE-Indikatoren teilweise Fragen der Biodiversität (Kriterium 4): FOREST EUROPE steckt den Begriff Nachhaltigkeit jedoch viel weiter und erfasst darunter neben den ökologischen Aspekten auch ökonomische und gesellschaftliche unter Einbeziehung von Interessenvertretern. Trotz dieser Unterschiede überlappen sich neben Kriterium 4 weitere der von SEBI und FOREST EUROPE aufgestellten Indikatoren, nämlich in den quantitativen Kriterien 1 bis 6 und den qualitativen Kriterien A und B (Tab. 4).

Es kann festgehalten werden, dass der Anteil der Bewaldung an der Gesamtfläche eines Landes innerhalb Europas stark variiert. So beträgt die Bewaldung in den Niederlanden 10 %, in Finnland hingegen 76 %. Diese Unterschiede haben großen Einfluss auf den Ansatz für die Bewertung der Waldbiodiversität in einem Land. In Ländern mit geringer Bewaldung ist der Einfluss anderer Lebensraumtypen auf die Gesamtmerkmale der Biodiversität und Arten groß, während in Ländern, in denen Waldhabitate überwiegen, der Einfluss anderer Lebensräume geringer ist.

► *Feedback an die politischen Entscheidungsträger erfolgt über den Einsatz des DPSIR-Modells zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt.*

Um die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erhaltung der Biodiversität zu bewerten und den politischen Entscheidungsträgern Feedback zu liefern, hat die Europäische Umweltagentur (EEA) einen gemeinsamen Konzeptrahmen (DPSIR-Rahmen) entworfen.

Dieses DPSIR-Modell beschreibt eine Kette von vermuteten Kausalzusammenhängen: „Treibende Kräfte“ (*Driving forces* – aus Wirtschaftssektoren und menschlichen Tätigkeiten) üben eine „Belastung“ (*Pressures* – durch Emissionen, Abfälle etc.) auf den „Zustand“ eines Ökosystems (*States* – physikalisch, chemisch, biologisch) aus, was wiederum „Auswirkungen“ (*Impacts*) auf das menschliche Wohlbefinden hat und schließlich zu politischen „Reaktionen“ (*Reactions* – wie Priorisierung, Zielsetzungen etc.) führt. Anschließend wiederholt sich der Prozess.

Tab. 4. Vergleich zwischen SEBI-Indikatoren und FOREST EUROPE-Indikatoren unter Einbeziehung aller Kriterien

Teilweise oder vollständig auf Waldökosysteme bezogene SEBI-Indikatoren	Entsprechende FOREST EUROPE-Indikatoren	
	Entsprechendes Kriterium	Entsprechender Indikator
1-Abundanz und Verbreitung ausgewählter Arten (nur Vögel)	Kein entsprechender Indikator <sup>1</sup>	
2-Rote-Liste-Index europäischer Arten	Kriterium 4	4.8 Gefährdete Arten
3-Arten von europäischem Interesse	Kein entsprechender Indikator <sup>1</sup>	
4-Fläche von Ökosystemen	Kriterium 1	1.1 Waldfläche
5-Habitat von europäischem Interesse	Kein entsprechender Indikator <sup>1</sup>	
7-Nationale Schutzgebiete <sup>2</sup>	Kriterium 4	4.9 Waldschutzgebiete <sup>3</sup> – MCPFE-Klasse 1 (Biodiversität) und Klasse 2 (Landschaft)
8-Schutzgebiete nach der FFH- und Vogelschutzrichtlinie (Natura 2000-Netz)		4.9 Natura 2000-Waldflächen (nur für die 27 EU-Mitglieder entsprechend)
9-Überschreitung der kritischen Werte für Stickstoff	Kriterium 2	2.1 Einbringung von Luftschadstoffen (Stickstoff, Schwefeldioxid, ...)
10-Invasive nicht-einheimische Arten in Europa	Kriterium 4	4.4 Nicht-einheimische Baumarten (teilweise entsprechend)
11-Auswirkung des Klimawandels auf Vogelpopulationen	Kein entsprechender Indikator	
13-Fragmentierung natürlicher und naturnaher Gebiete	Kriterium 4	4.7 Landschaftsmuster
17-Wald: Bestand, Zuwachsrate, Holzeinschlag	Kriterium 1	1.2 Holzvorrat
	Kriterium 3	3.1 Zuwachs und Einschlag
18-Wald: Totholz	Kriterium 4	4.5 Totholz
23-Ökologischer Fußabdruck europäischer Länder	Kein entsprechender Indikator	
24-Patentanmeldungen auf der Grundlage genetischer Ressourcen	Kein entsprechender Indikator	
25-Finanzierung des Biodiversitäts-Managements	Teil A (qualitativ)	A.4 Finanzierungsinstrumente/Wirtschaftspolitik
26-Öffentliche Wahrnehmung	Teil B (qualitativ)	B.11 Öffentlichkeitswirksamkeit und Einbindung

<sup>1</sup> In FOREST EUROPE war kein ausdrücklicher Bezug auf die FFH-Richtlinie zu finden.

<sup>2</sup> „Nationale Schutzgebiete“ sind Flächen, die durch ein einzelstaatliches Klassifizierungsinstrument, basierend auf nationalen Rechtsvorschriften, als solche ausgewiesen sind. Sofern ein Land unter die EU-Vogelschutz- und Habitatrichtlinien fallende Flächen bereits in seine Rechtsvorschriften aufgenommen hat, sind die Natura 2000-Gebiete des betreffenden Landes mit eingeschlossen.

<sup>3</sup> Die 27 EU-Mitglieder wurden gebeten, ein gesondertes Formular zu Natura 2000-Waldgebieten auszufüllen, um feststellen zu können, inwieweit Natura 2000-Waldschutzgebiete und MCPFE-Klassen deckungsgleich sind.

Die Kausalkette, welche die Indikatoren im SEBI-Prozess verbindet, ist jedoch nicht durchgängig explizit, und wo es um Wälder geht, ist SEBI in Bezug auf das DPSIR-Modell insofern unausgewogen, als die zwei walddrelevanten Indikatoren als „Belastungen“ gelten (Europäische Umweltagentur 2012, Tab. 4.1, S. 25). Inwieweit der Indikator „Bestand, Zuwachs und Einschlag“ als Gradmesser für biologische Vielfalt dienen kann, ist fraglich, da er weder explizit noch eindeutig mit Biodiversität in Zusammenhang gebracht werden kann. Hinzu kommt, dass ein Indikator mehrere Funktionen übernehmen und als Belastung, Auswirkung oder Reaktion gelten kann.

Es bleibt die Frage: Können Kriterien und Indikatoren Änderungen in der biologischen Vielfalt messen, und wenn ja, wie werden sie eingesetzt? In Finnland und Frankreich durchgeführte Fallstudien gehen auf diese Frage ein.

► *Das Beispiel aus Finnland macht deutlich, wie Änderungen in der Waldpolitik den Zustand der biologischen Vielfalt beeinflussen haben. Dem zugrunde liegt eine wiederholte Beobachtung von Rote-Liste-Arten (FOREST EUROPE-Indikator für gefährdete walddtypische Arten) als Bewertungsmaßstab.*

Die Waldpolitik hat zu messbaren positiven Veränderungen der Biodiversität in finnischen Wirtschaftswäldern seit den frühen 1990ern geführt. Die zentralen Verfahren zum Schutz der biologischen Vielfalt in Wirtschaftswäldern sind hierbei der Schutz wertvoller Lebensräume und Biotope, die Förderung von Mischbaumbeständen und die Erhöhung des Totholzvolumens in Wäldern. Waldbewirtschaftung unter Biodiversitätsaspekten und Berücksichtigung der natürlichen Entwicklungszyklen sind seit 15 Jahren in den finnischen Gesetzbüchern festgeschrieben (neues Waldgesetz von 1997). Gleichzeitig rückte die Erstellung von Informationsmaterial über Biodiversität und die damit verbundenen Forschungen, Debatten und Beratungen unter breiter Beteiligung von Waldbesitzern und anderen Akteuren und Interessenvertretern der Forstwirtschaft in den Mittelpunkt des Interesses (Parviainen und Västilä 2011).

Eine Zeitreihe über 15 Jahre wurde aus der Anwendung der FOREST EUROPE-Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung in Finnland gewonnen. Wenngleich Veränderungen in Wäldern nur in großen Zeitabschnitten erfolgen, haben die Indikatoren gewisse Trends erkennen lassen und Vergleiche möglich gemacht, insbesondere was den Einfluss der politischen Entscheidungen im Forstsektor auf die Wälder selbst sowie deren Bewirtschaftung betrifft (Parviainen und Västilä 2011). Das Umweltministerium hat vier landesweite Bewertungen gefährdeter Arten durchführen lassen, nämlich in den Jahren 1983–85, 1987–91, 1997–2000 und 2007–2010. Die beiden letztgenannten erfolgten auf der Grundlage der Kriterien der Weltnaturschutzunion International Union for Conservation of Nature (IUCN). Diese Bewertungen liefern Informationen zur Zahl der gefährdeten Arten, Gründe für deren Rückgang, Risiken und Verbesserungsvorschläge für deren Schutz (FOREST EUROPE-Indikator 4.8: Gefährdete Arten). Die Abnahmerate bestimmter walddtypischer Arten in Finnland wurde seit den 1990ern gebremst oder gar angehalten, wenngleich der Rückgang der walddtypischen Arten insgesamt nicht zum Stillstand gebracht werden konnte. Die Bewertung gefährdeter Arten (einschließlich Wirbeltiere, Wirbellose, Gefäßpflanzen sowie Pilze und Flechten) in den Jahren 2000 und 2010 zeigte, dass bei 81 walddtypischen Arten der Rückgang verlangsamt oder angehalten wurde, bei 108 Arten aber weiterhin eine Verschlechterung zu beobachten ist. Das

Belassen von Überhältern auf Verjüngungsflächen hat sich als besonders wichtiger Faktor zur Eindämmung des Artenrückgangs erwiesen (Parviainen und Västilä 2011).

Anders als in anderen europäischen Ländern legt Finnland großen Wert auf einen strengen Schutz ausgewählter Wälder. Im Rahmen verschiedener Schutzprogramme und Entscheidungen hat sich die Fläche der Waldschutzgebiete in den vergangenen 35 Jahren verdreifacht. Aktuell umfassen geschützte Waldgebiete eine Fläche von 2,2 Millionen Hektar bzw. 9,6 % der gesamten Waldfläche. Insgesamt umfassen geschützte Waldgebiete und solche, die nur eingeschränkt genutzt werden dürfen, eine Fläche von 3 Millionen Hektar bzw. 13,0 % der gesamten Waldfläche Finnlands. Der prozentuale Anteil streng geschützter Wälder ist in Finnland höher als in jedem anderen Land Europas (5,2 % der Waldfläche). Im südlichen Teil Finnlands, wo streng geschützte Waldflächen zwischen 1,0 % und 3,6 % ausmachen, werden Biodiversität und Schutzmaßnahmen durch das *Waldbiodiversitätsprogramm für Südfinnland* (METSO) gefördert. Das Ziel von METSO ist, neben einem freiwilligen Schutz von naturschutzfachlich bedeutsamen und gefährdeten Waldlebensräumen, die Vernetzung von wertvollen Waldflächen in Privatwäldern, die Erhöhung der Vertragsnaturschutzfläche sowie Wiederherstellungsmaßnahmen in geschützten Waldgebieten in staatlichem Besitz.

Dieses Beispiel zeigt, wie eine politische Entscheidung den Zustand der Biodiversität positiv verändert hat und wie das Monitoring anhand systematischer und wiederholter Datenerfassungsmethoden und Indikatoren erfolgte (z. B. der 1997 verabschiedete Plan zur Erweiterung der streng geschützten Waldfläche, das neue biodiversitätsorientierte Waldgesetz von 1997 und das finanziell geförderte METSO-Programm aus dem Jahr 2003 zum Ausbau der Waldschutzgebiete durch freiwillige Maßnahmen in Waldgebieten in Privatbesitz).

► *Das Fallbeispiel aus Frankreich verdeutlicht die Schwierigkeiten, die weiterhin mit Kriterien und Indikatoren bei der Erreichung ihrer Ziele verbunden sind, und liefert Lösungen, wie ein Monitoring der Biodiversität und Bewertung walddpolitischer Maßnahmen verbessert werden können.*

In Frankreich werden bei der Anwendung der FOREST EUROPE-Indikatoren für Biodiversitätskriterien die ursprünglichen neun paneuropäischen Indikatoren sowie einige zusätzliche landesspezifische Indikatoren herangezogen (z. B. proportionale Grundfläche der wichtigsten Baumarten, überalterte reguläre Bestände). Seit 1995 werden diese im Fünfjahresrhythmus veröffentlicht. Fünfzehn Jahre nach der ersten Veröffentlichung scheint eine Bewertung der Wirksamkeit dieses Berichtssystems als Kommunikations-, Monitoring- und Verwaltungsinstrument interessant. Als Kommunikationstool liefern die nationalen Biodiversitätsindikatoren für nachhaltige Waldwirtschaft in Frankreich synthetische und zugängliche Informationen. Sie stellen grundlegende Kontextelemente zur Beschreibung der Waldbiodiversität bereit. Das von ihnen gelieferte Bild ist allerdings zu unvollständig und unstrukturiert, um als Monitoring dienen zu können.

Dafür gibt es zwei Gründe: Erstens wird auf einige wichtige Bestandteile der Biodiversität aufgrund fehlender Daten nicht eingegangen. Beispielsweise existiert zum gegenwärtigen Zeitpunkt weder ein Monitoringsystem für xylobionte Arten noch eine entsprechende landesweite Rote Liste, obwohl xylobionte Arten als besonders gefährdet gelten. Immerhin stellen

sie 25 % der waldtypischen Arten und viele Arten befinden sich im Rückgang. Zweitens erhält man ein unvollständiges Abbild der biologischen Vielfalt, da sowohl die Genetik als auch die funktionelle Vielfalt als Sicherung der Ökosystemfunktionen und entsprechender Leistungen im Gegensatz zur Taxonvielfalt weitgehend unberücksichtigt bleiben. Hinzu kommt, dass strukturelle Indikatoren (vermeintlich an die Biodiversität gebundene und aus Daten zu Bestandsstrukturen ermittelte Stellvertretergrößen wie Habitateigenschaften) in diesem System vorherrschen, während die oben genannten Indikatoren eine Nebenrolle spielen.

► *Nationale Biodiversitätsindikatoren können als Monitoringinstrument zur Bewertung der Wirksamkeit von politischen Maßnahmen zur Erhaltung von Biodiversität in Wäldern dienen.*

Biodiversitätsbezogene Initiativen in staatlichen Wäldern fördern beispielsweise die Einrichtung großflächigerer Naturwaldreservate und den Erhalt von Totholz in bewirtschafteten Wäldern. Die Frage ist allerdings, ob die aktuellen Indikatoren geeignet sind, die Wirksamkeit dieser Maßnahmen zu bewerten. Für derartige Ziele eignet sich der DPSIR-Rahmen oder das „Pressure-State-Response“-Modell (PSR) besser und ermöglicht die parallele Bewertung eines Reaktionsindikators (Maßnahme, um Belastungen für die biologische Vielfalt entgegenzuwirken, z. B. Erhaltung von Totholz), seines Einflusses auf den verbundenen Belastungsindikator (z. B. Totholzvolumen) sowie die Auswirkung auf den spezifischen Biodiversitätsaspekt (z. B. Reichtum und Häufigkeit xylobionter Arten). Die aktuellen FOREST EUROPE-Kriterien und -Indikatoren sind weder nach PSR noch nach DPSIR strukturiert. Um sie als Bewertungs- oder Steuerungsinstrument verwenden zu können, wäre es zweckdienlich (zumindest hinsichtlich der sensibleren, von den Erhaltungsmaßnahmen betroffenen Bereiche der Biodiversität), jeden Reaktionsindikator durch mindestens einen Zustands- und einen Belastungsindikator zu ergänzen (das PSR-Modell eignet sich als Einstieg besonders gut). Für die nächste (für 2015 anstehende) Veröffentlichung der französischen Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung wurden Arbeitsgruppen mit der Entwicklung von Indikatoren im Rahmen der europäischen und internationalen Berichterstattung betraut. Daraus sollen sich eine kontinuierliche Verbesserung sowie eine höhere Transparenz der nationalen Berichte entwickeln. Die Arbeitsgruppen haben entschieden, das nationale Berichtssystem entsprechend einer Liste der entscheidenden zentralen Fragen an die Waldbewirtschaftung im Kontext des nachhaltigen Einsatzes der Waldressourcen umzustrukturieren. So werden die nationalen FOREST EUROPE-Elemente Frankreichs mit den SEBI-Strukturen vernetzt.

► *Aktuelle Indikatoren-Sets für die Bewertung von Waldbiodiversität erlauben die gemeinsame Nutzung gängiger Kennzahlen für ein bestimmtes Kriterium, doch die Verknüpfung von gemeinsamen politischen Zielen mit Biodiversitätsindikatoren ist auch weiterhin in einigen Ländern nicht gegeben.*

Die aktuellen Indikatoren-Sets für die Bewertung von Waldbiodiversität erlauben in der Forstwirtschaft und anderen waldbezogenen Bereichen die gemeinsame Nutzung gängiger Kenn-

zahlen für ein bestimmtes Kriterium, doch die Verknüpfung von gemeinsamen politischen Zielen mit Biodiversitätsindikatoren ist auch weiterhin in einigen Ländern nicht gegeben.

Anhand der oben aufgeführten Beispiele lässt sich ableiten, dass sich die Rahmenbedingungen für die Bewertung von Änderungen der biologischen Vielfalt in Wäldern stark verbessert haben. Allerdings ist aufgrund des komplexen Charakters der Waldbiodiversität weiterhin viel Arbeit erforderlich, um die aktuell eingesetzten Gradmesser für die biologische Vielfalt in Wäldern zu verbessern und diese europaweit für die Praxis anwendbar zu machen. Zu den Hindernissen für ein detailliertes Monitoring der Biodiversität zählen z. B. eine oft pragmatische Definition von Waldbiodiversität und die Finanzierung der praktischen Umsetzung. Das Sammeln von Daten zu bedrohten Arten ist ein zeitaufwändiges und kostspieliges Unterfangen, insbesondere bei hoher biologischer Vielfalt und großen Waldflächen.

► *Der nächste Schritt sollte ein strukturierterer Ansatz sein, bei dem die Indikatoren dazu dienen, die Wirksamkeit politischer und forstwirtschaftlicher Maßnahmen hinsichtlich der biologischen Vielfalt zu überwachen und die Wirksamkeit biodiversitätsbezogener Maßnahmen zu bewerten.*

UNECE und FOREST EUROPE legen kontinuierlich neue Initiativen auf, um die Bewertung des Waldzustands anhand aktueller gesamteuropäischer Indikatoren zu verbessern. Dieses System basiert auf drei Arten von Parametern und definierten Schwellenwerten (Warn Grenzen) für die Schlüsselparameter. Für die Bewertung ist ein enger Austausch zwischen den bewertenden Instanzen, den Daten erhebenden Organen und den zuständigen nationalen Beauftragten nötig. Eine Möglichkeit besteht darin, das von der EEA erarbeitete DPSIR-Modell auch auf Biodiversitätsindikatoren anzuwenden. Bei DPSIR handelt es sich allerdings noch um ein methodisches Rahmenkonzept, das für die praktische Anwendung überarbeitet werden müsste. Die Anwendung dieses Modells auf die Waldbewirtschaftung könnte sich als problematisch erweisen, da sich einige Indikatoren wie Belastung, Auswirkung und Reaktion häufig überschneiden wie beispielweise beim Zusammenhang zwischen Waldwachstum und Holzeinschlag.

Hinzu kommt, dass Monitoring und Bewertung der Biodiversität derart gehandhabt werden müssten, dass die Biodiversitätsfunktionen des Waldes evidenzbasiert mit anderen Waldfunktionen verglichen werden können, um praktische und politische Entscheidungen abzuwägen. Das heißt letztendlich, dass das Monitoring der Biodiversität in Wäldern in einem Rahmen erfolgen sollte, der auch Produktion, Erholung, Schutz und weitere Funktionen einschließt.

## Literaturverzeichnis

- Europäische Kommission 2011.** EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020 <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm> Letztmalig zugegriffen am 9.12.2011
- Europäische Umweltagentur 2012.** Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. EEA Technical report No 11/2012, 50 S.

**FOREST EUROPE, UNECE und FAO 2011.** *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.*

**Parviainen, J. 2003.** *Introduction: maintain forest biodiversity-intentions and reality. Journal of Environmental Management 67:3–4.*

**Parviainen, J. und Västilä, S. 2011.** *State of Europe's Forests 2011. Based on the Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management. Ministry on Agriculture and Forestry and Finnish Forest Research Institute. 99 S.*

**SEBI 2010.** *Assessing Biodiversity in Europe – the 2010 report. EEA European Environment Agency. 64 S.*

## 1.3 Forschung in Primärwäldern und Waldreservaten: Bedeutung für eine ganzheitliche Waldbewirtschaftung

*Thomas A. Nagel, Eric K. Zenner und Peter Brang*

Seit tausenden Jahren werden die Wälder Europas von verschiedenen Waldnutzungsformen geprägt, die versuchen, den sich wandelnden gesellschaftlichen Bedürfnissen an Produkten und Leistungen des Waldes gerecht zu werden. Nach Jahrhunderten der Brandrodung, des Kahlschlags und der Beweidung unterscheiden sich heutige Wälder grundlegend von den Urwäldern, die einst große Teile unseres Kontinents bedeckten. Vor allem in Mitteleuropa machen Fichtenanpflanzungen, deren Struktur und Baumartenzusammensetzung weniger vielfältig sind als in den von Laubbäumen dominierten ursprünglichen Wäldern, mehr als 10 % der heutigen Wälder aus (FOREST EUROPE 2011). Einige Wälder, die in ihrer Zusammensetzung im Wesentlichen unverändert sind, wie die stark von der Buche dominierten Laubwälder, unterscheiden sich in ihren Strukturen ganz erheblich von ihren Vorgängern. Zahlreiche mitteleuropäische Buchenwälder werden beispielsweise im Schirmschlagverfahren bewirtschaftet, was zu mehr oder weniger gleichaltrigen Beständen führt. Die wenigen in Europa verbliebenen ursprünglichen primären (Definition siehe Exkurs 4) Buchenwälder, die sich im Zuge natürlicher Störungen entwickelt haben, sind dagegen üblicherweise ungleichaltrig strukturiert. Diese natürlichen Störungen reichen von vergleichsweise langsamen Absterbeprozessen einzelner alter Bäume der Oberschicht bis hin zu großflächigen schweren Schäden durch periodische Stürme. Solche Urwälder enthalten große Mengen Totholz sowie sehr dicke und außergewöhnlich alte Bäume, an deren Stämmen sich verschiedenste Mikrohabitate wie Baumhöhlen und Risse entwickeln können (Commarmot et al. 2013). All diese Strukturen bieten einzigartige Lebensräume für zahllose Tier- und Pilzarten, die sich in Wäldern entwickelt haben, die von natürlichen Prozessen geprägt sind. Dies gilt nicht nur für Buchenwälder, sondern für Primärwälder sämtlicher in Mitteleuropa vertretener Waldtypen (Korpel 1995).

► *Die Wiederherstellung einiger Urwaldmerkmale in Wirtschaftswäldern schafft Lebensräume für Arten, die darauf angewiesen sind.*

Ein wichtiges Ziel der heutigen Waldbewirtschaftung in Europa ist die nachhaltige Produktion von Holz unter Wahrung der Biodiversität. Ursprünglich vorwiegend der Holzproduktion gewidmete Bestände werden heute zunehmend mit dem Ziel bewirtschaftet, Strukturen und Baumartenzusammensetzungen wiederherzustellen, die denen in Primärwäldern ähnlich sind (oft auch als „Referenzzustand“ bezeichnet). Dahinter steht die Annahme, dass durch die Wiederherstellung einiger typischer Merkmale von Primärwäldern neue Lebensräume für Arten geschaffen werden, die sich in der Natur nur über lange Zeiträume entwickeln (Seymour et al. 2002). Für die forstwirtschaftliche Praxis bedeutet dies, eine naturnähere Baumartenzusammensetzung wiederherzustellen. Dies kann in vielfältiger Weise geschehen: (a) durch

eine Verringerung des Anteils von Fichtenmonokulturen, (b) durch Öffnen des Kronendachs, was die Naturverjüngung in Lücken ermöglicht, deren Größe den durch natürliche Prozesse geschaffenen Lücken entspricht, (c) durch Duldung des natürlichen Absterbens einzelner Bäume oder (d) durch Belassen von Schlagabraum im Wald zur Erhöhung des Totholzvorrats sowie (e) durch den Erhalt von Lebensräumen und das Stehenlassen von Baumveteranen.

#### Exkurs 4. Primärwald: Definitionen

Für den Begriff Primärwald werden zahlreiche verschiedene Definitionen und Bezeichnungen verwendet, bspw. unberührter Wald oder Urwald. Diese Definitionen beziehen sich häufig auf natürliche Prozesse oder strukturelle Merkmale, die mit späten Entwicklungsphasen der Waldentwicklung einhergehen (Wirth et al. 2009, Frelich und Reich 2003, Oliver und Larson 1996). An dieser Stelle schlagen wir zwei Definitionen vor, die für das Verständnis dieses Kapitels dienlich sein können:

##### Primärwald

- Definition basierend auf natürlichen Prozessen: Durch natürliche Störungsabläufe entstandene Wälder, die in ihrer Entwicklung nahezu keinen Einflüssen durch den Menschen ausgesetzt waren. Wie alle anderen Wälder unterliegen auch Primärwälder mittelbar dem Einfluss des Menschen, wie z. B. durch Klimaänderung, Luftverschmutzung und veränderte Populationsdichten von Schalenwild. Nach dieser Definition gehören allerdings auch Bestände, die natürliche Störungen erfahren haben, zu Primärwaldökosystemen, da sie aus natürlichen Abläufen hervorgegangen sind und ihre Entwicklung nicht durch menschliche Eingriffe (bspw. Durchforstungen) beeinflusst wird. In diesem Zusammenhang werden meist die Begriffe „Urwald“, „unberührter Wald“ oder „Naturerbe“ verwendet (Abb. 8a).
- Strukturbasierte Definition: Wälder in späten Waldentwicklungsphasen zeichnen sich vor allem durch das Vorhandensein sehr alter Bäume, die nahezu ihr Lebensende erreicht haben, große Mengen an stehendem und liegendem Totholz und eine vielfältige, horizontal und vertikal heterogen gegliederte Bestandsstruktur aus (Abb. 8b).

Es sei erwähnt, dass diese Definitionen für Primärwald aller Waldtypen gelten, obwohl sich Störungsabläufe und Strukturmerkmale in verschiedenen Primärwaldökosystemen stark voneinander unterscheiden. Primärwälder werden zum Beispiel häufig mit großen, alten Bäumen und großen Totholz mengen in Verbindung gebracht; diese Eigenschaften sind jedoch eher auf besseren Standorten in Gebieten mit hohem Niederschlag typisch. Alte Bestände können sich allerdings auch auf trockenen und weniger fruchtbaren Standorten, wie z. B. in thermophilen Schluchtwäldern (Abb. 8c), entwickeln. Diese Wälder sind nicht leicht als Primärwald zu erkennen.

Das Ziel, Bestände mit Primärwaldcharakter aufzubauen, kann jedoch nur dann erreicht werden, wenn es gelingt, natürliche Strukturen und Prozesse in den wenigen noch existierenden Primärwäldern genau zu beobachten und deren Referenzzustände zu quantifizieren (vgl. Exkurs 4 für die Definition von „Primärwald“). Da sich Primärwälder unter natürlichen Prozessen entwickelt haben, ohne oder nur mit wenigen direkten menschlichen Eingriffen, bietet sich hier eine einmalige Gelegenheit, eine Vielzahl natürlicher Prozesse zu erforschen, wie

z. B. den Verlauf natürlicher Störungen, die Walddynamik, die demographische Entwicklung verschiedener Baumgenerationen und den Kohlenstoffkreislauf im Wald (Foster et al. 1996). Darüber hinaus können in Primärwäldern weitere Strukturmerkmale untersucht werden: z. B. die Quantität und Qualität von Totholz, die Heterogenität horizontaler und vertikaler Strukturen und Mikrohabitate, die häufig an Baumveteranen gebunden sind. Schließlich dienen Urwaldökosysteme aufgrund ihrer einzigartigen Artenausstattung als Outdoor-Labore für zahlreiche ökologische Studien.

Die beiden unterschiedlichen Definitionen in Exkurs 4 haben beträchtliche Folgen für eine ganzheitliche Waldbewirtschaftung, welche die Holzproduktion und den Erhalt von Biodiversität vereinen möchte. Auf Einzelbaum- und Bestandsebene kann die Bewirtschaftung darauf abzielen, typische Strukturmerkmale später Sukzessionsphasen, wie z. B. stehendes und liegendes Totholz, Baumveteranen und kleinflächig ungleichaltrige Mischungsformen, im Rahmen des Möglichen nachzubilden. Auf Landschaftsebene ist bei der Bewirtschaftung das Augenmerk jedoch nicht nur auf die späten Waldentwicklungsphasen zu richten, sondern auch auf frühe Sukzessionsstadien. Auch diese sind als Ergebnis gelegentlicher gravierender Störungen Teil der natürlichen Walddynamik. Dies ließe sich schon allein dadurch erreichen, dass Wirtschaftswälder nach natürlichen Störungen auch natürlichen Entwicklungsprozessen überlassen werden. Das würde bedeuten, auf die Aufarbeitung des Sturmholzes zu verzichten.



**Abb 8.** Beispiele für Wälder, die als Primärwälder gelten können:

- a) Natürliche Fichtenwälder in einer Landschaft in den Karpaten mit kleinflächiger Baum mortalität durch Borkenkäferbefall. Aus diesen Inseln mit absterbenden und abgestorbenen Bäumen entwickeln sich Flächen mit frühen Entwicklungsstufen (Foto: M. Svoboda);
- b) Ein Mischbestand aus Buchen und Fichten im Perućica-Urwaldreservat in Bosnien und Herzegowina. Der abgebildete Waldbestand ist in einer späten Phase der Waldentwicklung und enthält typische Primärwaldmerkmale wie komplexe Strukturen, Baumriesen und reichlich Totholz (Foto: T. Nagel);
- c) Mischwälder an steilen, trockenen Hängen in den Schluchten des Flüsschens Perućica in Bosnien und Herzegowina. Diese Wälder sind zwar wenig wüchsig, jedoch unter natürlichen Bedingungen erwachsen. Einige Bäume haben nahezu das Ende ihrer maximalen Lebensdauer erreicht (Foto: T. Nagel).



Während Primärwälder für den Informationsgewinn über Referenzzustände für die Waldwirtschaft von unschätzbarem Wert sind, lassen sich Sekundärwälder in Naturwaldreservaten (d. h. Wälder, die früher bewirtschaftet wurden) direkt mit Wirtschaftswäldern vergleichen. Dadurch kann man die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Waldökosysteme besser verstehen (Frelich et al. 2005, Frelich und Reich 2003, Brang et al. 2011). Naturwaldreservate, die aus Wirtschaftswäldern hervorgegangen sind, erlauben oft aussagekräftigere Vergleiche als Primärwälder, da sie ähnlichen anthropogenen Störungen und Umweltbedingungen ausgesetzt waren. Im Hinblick auf Sukzessionsabläufe nach Einstellung der Bewirtschaftung zeigen Waldreservate auch überraschende Entwicklungen. Ihr Studium kann entscheidend dazu beitragen, unser Verständnis von Sukzessionstheorien zu vertiefen und Strukturen und Baumartenzusammensetzungen künftiger Bestände besser vorhersagen zu können (Heiri et al. 2012). So hat sich gezeigt, dass vereinzelte Individuen von Lichtbaumarten mit geringer Wettbewerbsfähigkeit innerhalb nur weniger Jahrzehnte nach Einstellung der Bewirtschaftung aus buchenreichen Waldreservaten in der Schweiz verschwunden sind (Heiri et al. 2009). Neben ihrem Wert als Vergleichsgruppe nehmen nicht mehr bewirtschaftete, als Naturwaldreservate geschützte Sekundärwälder selbst eine wichtige, unmittelbare Naturschutzfunktion ein, da sich aus ihnen die Primärwälder der Zukunft entwickeln. Solche Wälder sind zurzeit recht selten in Europa. Sie sind dann von besonders hohem Wert, wenn sie große Ausdehnung haben und somit eine große Bandbreite natürlicher Störungen und dadurch geschaffener Lebensräume abdecken.

► *Primärwälder sind lebende Laboratorien für ökologische Studien.*

Über ihren Wert als Grundlage für Referenzzustände und als Vergleichsobjekte für die Waldwirtschaft hinaus bieten sich Primärwälder und Waldreservate in Sekundärwäldern als interessante Studienobjekte für eine Reihe wichtiger Fragestellungen an (Foster et al. 1996) (Abb. 9). Da sie nicht oder nicht mehr von menschlicher Bewirtschaftung beeinflusst werden, bieten diese Wälder die einmalige Gelegenheit, den Einfluss von langfristigen Umweltveränderungen, insbesondere des Klimawandels und der Luftverschmutzung, ebenso wie die langfristigen Auswirkungen steter Holznutzung auf die Produktivität, den Kohlenstoffkreislauf und die biologische Vielfalt zu ergründen. So haben zum Beispiel Untersuchungen über mehrere Jahrzehnte von Wachstums- und Absterbeprozessen einzelner Bäume auf Dauerbeobachtungsflächen bereits neue Erkenntnisse zu Änderungen der Mortalitätsraten von Bäumen durch den Klimawandel hervorgebracht (van Mantgem et al. 2009). Primärwälder enthalten häufig eine beträchtliche Anzahl sehr alter Bäume, die zur Rekonstruktion der Klimabedingungen mehrerer Jahrhunderte genutzt werden können.

Primärwälder haben auch eine wichtige Aufgabe bei der Ausbildung und Schulung von Fachleuten. Die Erfahrung hat gezeigt, dass der Besuch eines Primärwaldes mit seinen durch Baumriesen und große Totholzmassen geprägten späten Waldentwicklungsphasen auf angehende Forstleute einen nachhaltigeren und überzeugenderen Eindruck macht als sämtliche Theorie. Für die allgemeine Öffentlichkeit ist der Wert von Primärwäldern ähnlich: sie können zur Bewusstseinsbildung der Bevölkerung beitragen, dass Wälder eigentlich von Natur aus nicht gleichaltrig, parkartig, aufgeräumt und frei von Baumstümpfen und Fallholz sind, wie viele Menschen in Europa, insbesondere ältere Bewohner ländlicher Gegenden, bis heute glauben.

► *Primärwälder dienen Forstleuten und der breiten Öffentlichkeit als Inspiration.*

Es sollte dennoch erwähnt werden, dass sich mit Blick auf Holzproduktion bewirtschaftete Wälder strukturell stets von den Referenzzuständen eines natürlichen Primärwaldes unterscheiden. Dies wird auch dann so bleiben, wenn bei der Bewirtschaftung Praktiken eingesetzt werden, mit denen einige der in Primärwäldern gefundenen Strukturen und Prozesse nachgeahmt werden. Für die Nutzholzgewinnung optimale Umtriebszeiten sind viel kürzer als die natürliche Lebensdauer der Bäume. Dies verhindert daher weitgehend die Entwicklung fortgeschrittener und später Sukzessionsphasen. Die Entnahme von Nutzholz verringert außerdem die Entstehung von Totholz, wie z. B. stehenden Baumstümpfen und liegenden Stämmen, und die Holznutzung führt meist zu strukturell vereinfachten Beständen. Letztendlich bedeutet dies, dass Waldreservate ein wesentlicher Bestandteil einer ganzheitlichen Waldbewirtschaftung sind, da sie sowohl bestehende Urwaldbestände bewahren als auch die Entwicklung zukünftiger Wälder mit Primärwaldcharakter ermöglichen. Andernfalls dürften Habitatspezialisten wie einige Vogel- und xylobionte Käferarten, die große Totholz mengen benötigen, gänzlich verschwinden oder in ganzen Regionen nicht ansässig werden können.

Die Stilllegung der Holzproduktion in immer größeren Waldflächen hat unter anderem zur Folge, dass der Druck auf bewirtschaftete Wälder, immer mehr Nutzholz zu produzieren, steigt. Wo und wie das Nutzholz erzeugt wird, ist ein zentrales Thema dieses Buches. In einigen Teilen der Waldfläche kann die Nutzholzproduktion durchaus das vorrangige Wirtschaftsziel bleiben. In anderen Teilen hingegen sind Ökosystemleistungen wie Freizeit- und Erholungsaktivitäten, Schutz der Artenvielfalt oder das Speichern von Kohlenstoff vorrangige Wirtschaftsziele. Hier steht die Holzgewinnung nicht im Mittelpunkt, sondern stellt eher einen untergeordneten, zusätzlichen Mehrwert dar.

► *Ist das Ziel der Waldbewirtschaftung der Erhalt biologischer Vielfalt, werden sowohl segregative wie auch integrative Ansätze benötigt.*

Abschließend muss betont werden, dass Forstleute zwar seit langem mit den in Urwäldern ablaufenden Mustern und Prozessen vertraut sind, doch stellt die praktische Umsetzung dieser Konzepte in Form einer ganzheitlichen Waldbewirtschaftung weiterhin eine gewaltige Herausforderung dar (Brang 2005). Die Nachahmung gewisser typischer Strukturmerkmale von Naturwäldern ist für den Erhalt der Artenvielfalt sicherlich entscheidend. Jedoch liegen noch keine ausreichend gesicherten Erkenntnisse vor, wie genau und in welchem Umfang diese Strukturmerkmale bereitgestellt werden müssen, um das angestrebte Ziel zu erreichen. Beispielsweise wurden quantitative Schwellenwerte für Totholzvorkommen und dessen Stärke- und Zerfallsklassen, die für die Erhaltung verschiedener Organismengruppen erforderlich sind, erst vor kurzer Zeit entwickelt (u. a. Gossner et al. 2013). Es ist außerdem hinreichend bekannt, dass bestimmte Flechten Habitatkontinuität benötigen, die nur durch das Vorhandensein sehr alter Bäume über mehrere Jahrzehnte oder auch Jahrhunderte hinweg gewährt werden kann (Scheidegger et al. 2000). Andere Strukturmerkmale stehen allerdings nicht so direkt mit biologischer Vielfalt in Verbindung. Als ein Beispiel hierfür möge die Durchmes-

serverteilung eines Bestands dienen. Es ist allgemein bekannt, dass Waldbaufachleute, die eine nachhaltige Holzlieferung von Bäumen geeigneter Dimension anstreben, daraus wichtige Informationen ablesen können. Weniger klar ist jedoch, ob die Durchmessererteilung darüber hinaus auch für Käfer, Pilze und Spechte relevant ist, solange große Habitatbäume und genügend Totholz vorhanden sind. Um die komplexen Beziehungen zwischen Waldstruktur und Artenvielfalt in Zukunft noch besser verstehen zu können, sind daher europaweite Forschungsarbeiten in europäischen Primär- und Wirtschaftswäldern erforderlich.



**Abb. 9.** Langfristig angelegte Dauerbeobachtungsflächen in Primärwäldern und Waldreservaten machen sich für viele ökologische Studien bezahlt: Ein Forscher vermisst einen Baumstumpf in einem Waldreservat in der Schweiz (a). Primärwälder und Waldreservate spielen zusätzlich eine wichtige gesellschaftliche Rolle bei der Öffentlichkeitsarbeit um die breite Bevölkerung, wie zum Beispiel diese Wanderer im Peč̌ka-Urwald, zu erreichen. (b). Einige Altbestände eignen sich hervorragend für dendroklimatologische Forschungen, wie dieser Schwarzkiefernbestand im Dinarischen Gebirge in Bosnien und Herzegowina (c). Bilder: T. Nagel.



## Literaturverzeichnis

- Brang, P. 2005.** *Virgin forests as a knowledge source for central European silviculture: reality or myth?* *Forest Snow and Landscape Research* 79:19–32.
- Brang, P., Heiri, C. und Bugmann, H. 2011.** *Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz.* Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; ETH Zürich, Zürich. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. 272 S.
- Commarmot, B., Brändli, U.-B., Hamor, F. und Lavnyy, V. (Hrsg.) 2013.** *Inventory of the largest virgin beech forest of Europe. A Swiss-Ukrainian scientific adventure.* Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, National Forestry University, L'viv, Carpathian Biosphere Reserve, Rakhiv. 69 S.
- FOREST EUROPE, UNECE und FAO 2011.** *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.*
- Foster, D. R., Orwig, D. A. und McLachlan, J. S. 1996.** *Ecological and conservation insights From reconstructive studies of temperate old-growth forests.* *Trends in Ecology & Evolution* 11: 419–424.
- Frelich, L. E., Cornett, M. W. und White, M. A. 2005.** *Controls and reference conditions in forestry: The role of old-growth and retrospective studies.* *Journal of Forestry* 103:339–344.
- Frelich, L. E. und Reich, P.B. 2003.** *Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests.* *Environmental Reviews* 11:9–22.
- Gossner, M. M., Lachat, T., Brunet, J., Isacson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W. W. und Muller, J. 2013.** *Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests.* *Conservation Biology* 27:605–614.
- Heiri, C., Wolf, A., Rohrer, L. und Bugmann, H. 2009.** *Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management.* *Ecological Applications* 19:1920–1934.
- Heiri, C., Wolf, A., Rohrer, L., Brang, P. und Bugmann, H. 2012.** *Successional pathways in Swiss mountain forest reserves.* *European Journal of Forest Research* 131:503–518.
- Keeton, W. S. 2006.** *Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests.* *Forest Ecology and Management* 235:129–142.
- Korpel, S. 1995.** *Die Urwälder der Westkarpaten.* Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York. 310 S.
- Oliver, C.D. und Larson, B.C. 1996.** *Forest stand dynamics.* John Wiley and Sons, New York.
- Scheidegger, C., Stofer, S., Dietrich, M., Groner, U., Keller, C. und Roth, I. 2000.** *Estimating regional extinction probabilities and reduction in populations of rare epiphytic lichen-forming fungi.* *Forest, Snow and Landscape Research* 75:415–433.
- Seymour, R. S., White, A. S. und deMaynadier, P. G. 2002.** *Natural disturbance regimes in northeastern North America – evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies.* *Forest Ecology and Management* 155:357–367.
- van Mantgem, P. J., Stephenson, N. L., Byrne, J. C., Daniels, L. D., Franklin, J. F., Fule, P. Z., Harmon, M. E., Larson, A. J., Smith, J. M., Taylor, A. H. und Veblen, T. T. 2009.** *Widespread increase of tree mortality rates in the western United States.* *Science* 323:521–524.
- Wirth, C., Gleixner, G., und Heimann, M. 2009.** *Old-growth forests – Function, Fate and Value.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg.



## 1.4 Naturnähe von Wäldern als Schlüssel zum Erhalt biologischer Vielfalt

*Susanne Winter, Tomáš Vrška und Heike Begehold*

Bei der Bewirtschaftung von Wäldern richtet sich das Augenmerk weltweit vor allem auf die Holzproduktion, wobei Managemententscheidungen hauptsächlich auf ökonomischen Aspekten basieren. Auch in den forstwirtschaftlich genutzten Waldnaturschutzgebieten dominieren wirtschaftliche Überlegungen die Entscheidungen zur Pflege und Bewirtschaftung der Wälder. Naturschutzorientierte Bewirtschaftungsansätze fördern oder versuchen zumindest eine Vereinbarkeit von wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Interessen zu erreichen. Hingegen unterliegt das Management von Wildnisgebieten dem Naturschutz. Naturnahe und naturbelassene Wälder machen in Europa nur einen Bruchteil der gesamten Waldfläche aus (Tabelle 5). In Deutschland beispielsweise wird aktuell in weniger als 4 % der Waldfläche gänzlich und dauerhaft auf die Holzentnahme verzichtet, wovon wiederum nur der kleinste Teil aus naturbelassenen Wäldern besteht. Entsprechend dienen über 95 % der deutschen Wälder Produktionszwecken.

**Tab. 5.** Der Anteil naturnaher und naturbelassener Wälder in Europa (Branquart und Latham 2007).

Europäische Region	Anteil naturnaher und naturbelassener Wälder (%)
Westeuropa Belgien, Dänemark, Frankreich, Niederlande, Vereinigtes Königreich	0,1
Südeuropa Zypern, Griechenland, Italien, Portugal, Spanien	1,3
Mitteleuropa Österreich, Bulgarien, Tschechische Republik, Litauen, Mazedonien, Rumänien, Slowenien, Schweiz	2,5
Nordeuropa Finnland, Norwegen, Schweden	8,3
Europa ohne Russland	<5

Die vollständige Ausprägung der Waldbiodiversität ist gekoppelt mit ursprünglichen oder nahezu naturbelassenen Waldlebensräumen. Gibson et al. (2012) analysierten 138 in den Tropen durchgeführte Studien und wiesen nach, dass eine Bewirtschaftung des Waldes die biologische Vielfalt negativ beeinflusst, wobei selektive Holzernteverfahren keine Ausnahme darstellen – wenngleich deren Auswirkungen weniger gravierend ausfielen. Für Europa haben Paillet et al. (2010) sämtliche verfügbaren wissenschaftlichen Arbeiten (49) analysiert und erneut gezeigt, dass eine Bewirtschaftung die Waldbiodiversität negativ beeinflusst. Auch hier waren negative Auswirkungen bei einzelstammweiser Nutzung geringer. Weitere Untersuchungen machten deutlich, dass die Folgen des ersten Eingriffs in einem Primärwald (z. B. fehlende Arten, geringere Populationsdichte von Zielarten) auch Jahrzehnte später noch

zu spüren sind (Burgess 1971, Paillet et al. 2010, Wilson und Johns 1982, Wilson und Wilson 1975), und dass die Bewirtschaftung als Belastung für die biologische Vielfalt möglicherweise stark unterschätzt wird (Dullinger et al. 2013). Der Erhalt der biologischen Vielfalt ist ein in zahlreichen Konventionen (CBD 1992, Habitatrichtlinie der Europäischen Union 1992, nationale Naturschutzgesetze) und politischen Erklärungen (MCPFE 2003, BUNR 2007) dokumentiertes globales Ziel. Die Länder haben offiziell deutlich gemacht und unmissverständlich erklärt, dass die biologische Vielfalt weltweit erhalten werden soll. Gleichzeitig wird dieses Ziel allerdings nicht berücksichtigt oder umgesetzt, sobald es um Wirtschaftsplanung und Gewinnermittlung geht. Dies gilt für die meisten Organisationsebenen im privaten wie auch im öffentlichen Sektor.

► *Das Konzept der Naturnäheerfassung und -bewertung entstand infolge unausgewogener Waldbewirtschaftung.*

Eine Schwäche von ganzheitlichen Waldbewirtschaftungskonzepten, die den Erhalt der Natur und Forstwirtschaft/Holzproduktion kombinieren möchten, besteht darin, dass wir das finanzielle Endergebnis des Waldbaus zwar direkt messen, über den Zustand der Biodiversität eines Waldstücks aber nur rudimentäre Informationen besitzen. Für eine ausgewogene Nutzung der Wälder benötigen wir folglich ein zusätzliches Konzept – eines, das ein zuverlässiges Bild der Naturnähe des Waldes liefert, aus dem der Zustand der Waldbiodiversität genauso nachdrücklich und klar hervorgeht wie die wirtschaftlichen Aspekte durch die Finanzbilanz. Naturnähe wird als Annäherung eines bestehenden Ökosystems an seinen natürlichen Zustand definiert (Winter 2012). Im Falle eines vollständig natürlichen Zustands (100 %) haben menschliche Einwirkungen keinen dauerhaften Einfluss auf das Ökosystem. Das heißt allerdings, dass umfangreiche und anhaltende Einflüsse der Zivilisation nicht mit in Betracht gezogen werden. Remmert (1978) stellte die Frage, ob Naturwälder überhaupt noch existieren. Die Wälder weltweit leiden unter indirekten Einflüssen durch den Menschen, wodurch die Naturnähe zurückgeht. Ein Naturnähegradient mit baumbestockten Flächen wie Plantagen und strukturverarmten Wäldern am einen Ende und unter gegenwärtigen Bedingungen weitgehend naturbelassenen Wäldern am anderen Ende steht immer noch im engen Zusammenhang mit der Ausbildung der biologischen Vielfalt des Waldes (Winter et al. 2010; Abb. 10).



Abb. 10. Theorie des Naturnähegradienten (nach Winter et al. 2010).

Der Versuch, sehr naturnahe Bestände herzustellen, folgt dem Vorbild der Primärwälder, deren natürliche Muster und Prozesse beobachtet und als Referenzbedingungen quantifiziert werden können. Da bei der Entwicklung der Primärwälder, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nahezu keine direkten anthropogen bedingten Eingriffe die natürlichen Prozesse gestört ha-

ben, bieten sie die einmalige Möglichkeit, eine Vielzahl natürlicher Prozesse zu studieren, wie Walddynamik und natürliche Störungsabläufe, Altersaufbau des Waldes und Kohlenstoffkreislauf (Foster et al. 1996). Hinzu kommt, dass in Primärwäldern Strukturmerkmale wie Quantität und Qualität von Totholz, horizontale und vertikale Heterogenität und Baummikrohabitate untersucht werden können. Schließlich dienen Primärwaldökosysteme aufgrund des einzigartigen Organismenreichtums als lebendiges Labor für zahlreiche ökologische Untersuchungen.

► *Eine wissenschaftlich fundierte und aussagekräftige Bewertung der Naturnähe gibt genauso zuverlässig Auskunft über den Erhalt der biologischen Vielfalt wie eine Finanzbilanz über die Wirtschaftsleistung.*

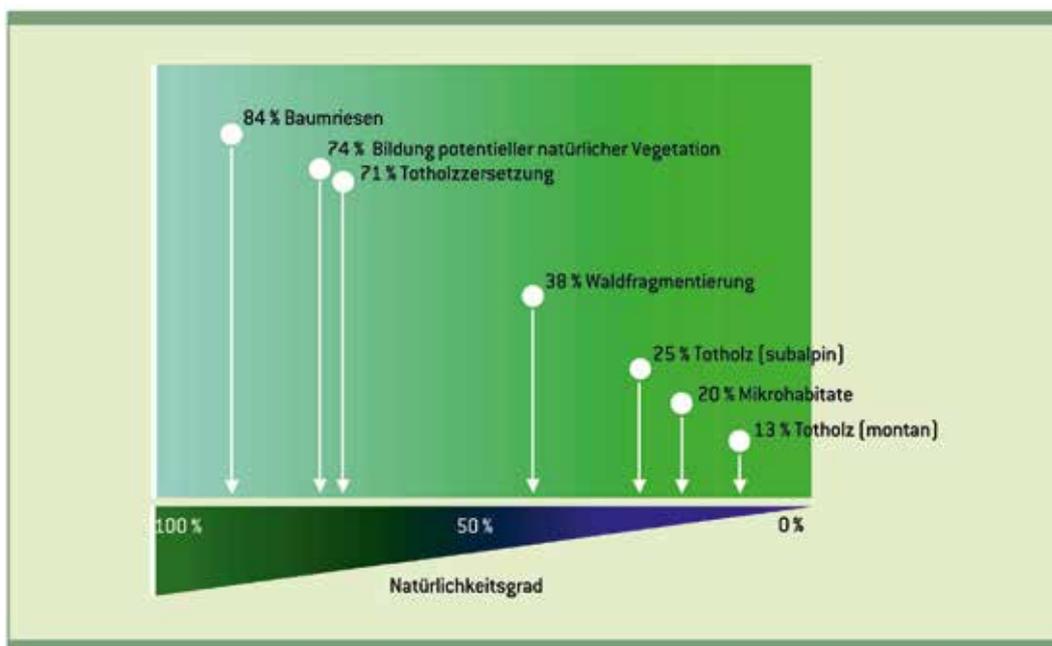
Der wichtigste Schlüssel zum Erhalt der globalen Biodiversität ist ein hohes Maß an Naturnähe (Winter 2012). Bis heute wurden nur einige wenige aussagekräftige Naturnähebeurteilungen zur Bewertung des Biodiversitätserhalts entwickelt. Ein Beispiel sind die Evaluationen von IUCN-Schutzgebieten und UNESCO-Biosphärenreservaten. Ein direkter Bericht über den Zustand der biologischen Vielfalt ist aufgrund der dafür notwendigen gewaltigen Datenmengen – bezogen auf die wichtigsten taxonomischen Gruppen im Wald – für größere Landschaften oder gar auf Landesebene nicht machbar. Folglich ist eine alternative Monitoringmethode gefragt, die viele verschiedene Lebensraumansprüche auf unterschiedlichen Ebenen berücksichtigt. Bei dem *Qualitativen Referenzkonzept zur Ermittlung von Naturnähe im Wald* (Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments – RANA, Winter et al. 2010) handelt es sich um ein Konzept, das im Nationalpark Bayerischer Wald in Südostdeutschland erarbeitet und erprobt wurde. RANA basiert auf den aktuellen Kenntnissen zu den wichtigsten Indikatoren für Biodiversität (Beispiel siehe Exkurs 5), wonach eine größere Naturnähe eine höhere biologische Vielfalt des Waldes garantiert. Um die Naturnähe von Wäldern anhand von RANA zu bewerten, ist ein Referenzsystem erforderlich. Als Referenzen dienen Wälder, die sich als Vergleichsflächen eignen und im betrachteten Gebiet größtmögliche Naturnähe aufweisen (Beispiel siehe Exkurs 6).

► *Ohne eine allgemein anerkannte Naturnähedefinition und einen generellen Ansatz zur Erfassung von Naturnähe kann es keine probaten Mittel zur Beobachtung von Entwicklungen der biologischen Vielfalt des Waldes geben.*

Bei der Naturnäheberechnung einer Waldfläche steht die mittlere Abweichung (%) vom Referenzzustand für den Grad des Verlustes an Natürlichkeit. Um die Naturnähe einer ganzen Landschaft zu bewerten und die verschiedenen Landnutzungsklassen zu berücksichtigen, werden bei der Berechnung die einzelnen Indikatoren flächengewichtet. Dieser (allgemeine) Ansatz zeigt allgemeine Trends in der Waldbiodiversität auf und ist auch auf Regionen ohne Urwälder anwendbar.

RANA kann Indikatoren auf unterschiedlichen Biodiversitätsebenen berücksichtigen. Ein weiterer Vorteil des vorgeschlagenen RANA-Konzepts besteht darin, dass Indikatoren 1) in verschiedenen Einheiten gemessen und 2) skalenunabhängig verwendet werden können, sowie 3) absolute, 4) relative, 5) dynamische und 6) unveränderliche Indikatoren hinzugenommen und eingesetzt werden können, um die Naturnähe zu bewerten (für Einzelheiten siehe Winter et al. 2010, Rademacher und Winter 2003). In die Naturnähebeurteilung der Gesamtfläche des Nationalparks Bayerischer Wald sind verschiedene dieser Naturnäheindikatoren eingeflossen. Die Ergebnisse lieferten für die Einzelvariablen Naturnähewerte zwischen 13 % und 84 % im Vergleich zum jeweiligen Referenzzustand (Abb. 11 zeigt ausgewählte Naturnähevariablen):

- dem Modell einer potentiellen natürlichen Vegetation im gesamten Nationalpark.
- Naturschutzgebieten, die bereits vor der Einrichtung des Nationalparks unter Naturschutz standen.
- einem langfristig unbewirtschafteten Waldreservat (Boubin) im tschechischen Sumava nahe dem Nationalpark Bayerischer Wald.
- Indikatoren, die kein Referenzgebiet benötigen (beispielsweise wird die Vollständigkeit des liegenden Totholzes anhand des Anteils der Stubben mit zugehörigen liegenden Totholzstämmen ermittelt. Der Referenzwert beträgt 100 %. Baumstümpfe ohne liegende Stämme deuten auf entferntes Totholz hin.)



**Abb. 11.** Naturnähevariablen zur Beurteilung der Naturnähe und RANA-Ergebnisse der Naturnähebeurteilung des Nationalparks Bayerischer Wald. Quelle: Winter et al. [2010].

Der vorgeschlagenen Naturnähebeurteilung und -monitoring liegt die zentrale Annahme zugrunde, dass bei naturschutzorientierter Waldbewirtschaftung Änderungen der Naturnähe anhand von Erfassungen festgestellt werden können. Naturschutzorientiertes Waldmanagement geht verantwortungsbewusst mit der biologischen Vielfalt in Wäldern um und berücksichtigt die derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnisse. So werden bei naturschutzorientiertem Waldmanagement beispielsweise der Erhalt und die Konnektivität von Baumriesen und Altwaldbeständen, natürliche *Verteilungsmuster* von Waldentwicklungsphasen, komplexe Strukturen, Totholzanteil und -volumen, Erhalt von Mikrohabitaten, Naturverjüngung und Baumartenzusammensetzung berücksichtigt. Wir haben überprüft, ob sich aus den Aufzeichnungen zu den Waldentwicklungsphasen über einen Zeitraum von zehn Jahren Veränderungen ablesen lassen. Waldentwicklungsphasen sind ein wichtiger Indikator für Naturnähe und sollten Gradmesser für eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung sein. Nach einer zehnjährigen naturschutzorientierten Bewirtschaftungsphase zeigten die Wälder eine größere Vielfalt an Waldentwicklungsphasen (vgl. Exkurs 5). Eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung ermöglichte es den Wäldern, teilweise auch späte Entwicklungsphasen zu erreichen und regte in den jungen Phasen eine reichhaltigere Vielfalt an. Letztendlich sollte naturschutzorientiertes Waldmanagement dazu führen, dass sämtliche Entwicklungsphasen in einem Wald vertreten sind, die Bestandesdichte variiert und Lücken entstehen können, die unter anderem das Wachstum von Lichtbaumarten begünstigen.

► *Nach einem Jahrzehnt zeigt naturschutzorientiertes Waldmanagement messbare Veränderungen in der Naturnähe.*

Die nachgewiesenen Veränderungen der Waldentwicklungsphasen über einen 10-Jahreszeitraum belegen, dass diese ein geeigneter Indikator zur Naturnähebeurteilung sind.

Ein hoher Grad an Naturnähe in forstwirtschaftlich genutzten Wäldern ist auch deswegen erforderlich, weil der Mensch derzeit nahezu die gesamte Waldfläche der Erde zum Erhalt seines Wohlergehens benötigt (Tabelle 5 und Exkurs 6 bezüglich Europa, Chape et al. 2007 für die globale Betrachtung). Die verfügbaren ungenutzten Waldflächen sind zu klein, um die Waldbiodiversität zu erhalten (IUCN 1980, Buhus et al. 2009). Für den Erhalt der Waldbiodiversität erforderliche Flächen überschneiden sich in hohem Maß mit bewirtschafteten Flächen, was wiederum heißt, dass weltweit das Bestreben in Richtung einer Integration von Biodiversitätserhalt und Waldnutzung gehen muss.

► *Eine hohe Naturnähe der Nutzwälder ist die einzige Möglichkeit, biologische Vielfalt auf hohem Niveau zu erhalten.*

Es besteht die große Gefahr, dass die ökologische Degradierung der Wälder weder klar erkannt noch angemessen anerkannt wird und der Verlust von biologischer Vielfalt im Wald von Waldbewirtschaftern und Entscheidungsträgern zunehmend schlicht hingenommen wird (Winter 2012). Wir fordern politische Entscheidungsträger und Regierungen auf, wissenschaftlich fundierte Naturnäheermittlungen zum Monitoring der Waldbiodiversität zu etablieren. Ein ökonomisch und ökologisch ausgewogenes Management sollte ergebnisorientiert sein. Im Zusammenhang mit einer naturschutzorientierten Bewirtschaftung bedeutet *ergeb-*

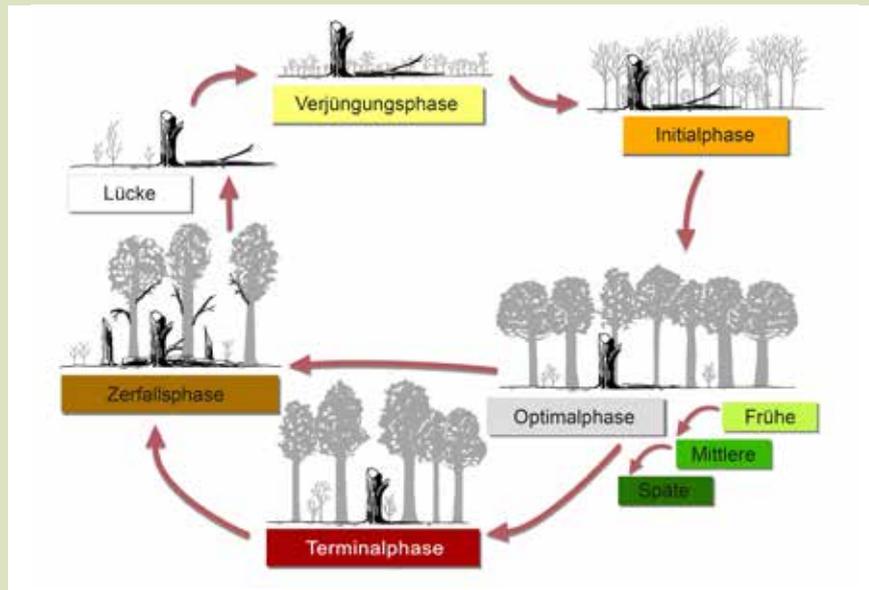
*nisorientiert*, die Zahl der bedrohten Waldgemeinschaften und -arten deutlich zu reduzieren. Erfolgreiche Waldwirtschaft fügt der Waldbiodiversität nicht mehr Schaden zu, als diese kompensieren kann.

Das hier vorgestellte Naturnähekonzzept ist sehr viel weiter gefasst als andere Ansätze, die den Begriff *Naturnähe* verwenden. RANA ist ein Multi-Kriterien-Bewertungsansatz für Ökosysteme, der die wichtigsten Biodiversitätsindikatoren verbindet und Naturnähe nicht als einen gesonderten Gradmesser unter vielen weiteren Einzelindikatoren sieht. Ein derart stark vereinfachter Indikator für „Naturnähe“ wurde von der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE 2002) vorgeschlagen. Dort wird die Naturnähe in nur drei Kategorien eingeteilt: 1) vom Menschen unbeeinflusste (natürliche Wälder), 2) naturnahe („semi-natural“) Wälder und 3) Plantagen. Ein anderes Dokument verbindet den Begriff Naturnähe vorrangig mit dem Schutz der Wälder vor menschlichen Eingriffen (FAO 2002). Der vorgestellte Naturnäheansatz RANA verbindet zuverlässige Indikatoren für biologische Vielfalt in einem komplexen Ansatz, dessen Konzept darin besteht, Änderungen in der Biodiversität unabhängig von Waldbewirtschaftungsmethode und Größenordnung anzuzeigen.

*In der gegenwärtig vorherrschenden, wirtschaftlich ausgerichteten Waldbewirtschaftung ist ein integrativer Ansatz erfolgreich, wenn die Naturnähe des Waldes verlässlich steigt.*

#### **Exkurs 5. Naturschutzorientierte Bewirtschaftung bewirkt eine größere Vielfalt und eine naturnähere Entwicklung der Wälder.**

Es ist weithin bekannt, dass die Diversität in Wäldern grundsätzlich mit den Waldentwicklungsphasen (WEP) verbunden ist, die den Waldlebenszyklus vervollständigen (Abb. 12). Daten zu kurzfristigen Effekten einer naturschutzorientierten Bewirtschaftung lagen allerdings noch nicht vor. Ein Projekt in Nordostdeutschland hat die Veränderungen der WEP über ein Jahrzehnt beobachtet (Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 2012). Dabei wurden die WEP (Tabaku 2000, verändert nach Winter 2005) in acht Buchenwaldbeständen in den Jahren 2002/2003 sowie zehn Jahre später betrachtet. Für beide Datensätze gilt, dass bei den Beständen in konventionell bewirtschafteten Wäldern (definiert als Bewirtschaftung ohne besondere Konzentration auf die Integration von Biodiversität) die mittlere Optimalphase weit überwiegt. Spätphasen (späte Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase) sind nahezu nicht vertreten. Die Anzahl verschiedener WEP und der Flächenanteil der WEP pro Hektar sind hingegen niedriger als in naturschutzorientierten, in jüngerer Zeit ungenutzten Beständen (ca. 25 Jahre) bzw. in Referenzflächen, die mehr als 120 Jahre nicht bewirtschaftet wurden (Winter 2005, Begehold et al. eingereicht). Bestände, bei deren Bewirtschaftung die Naturschutzaspekte berücksichtigt werden, zeigen eine Zunahme später WEP und eine teilweise Vervollständigung des Waldlebenszyklus sowie eine größere Ausgewogenheit der aktuellen WEP (Waldentwicklungsphasen).



**Abb. 12.** Waldlebenszyklus, eingeteilt in Waldentwicklungsphasen. Quelle: Begehold et al. eingereicht.

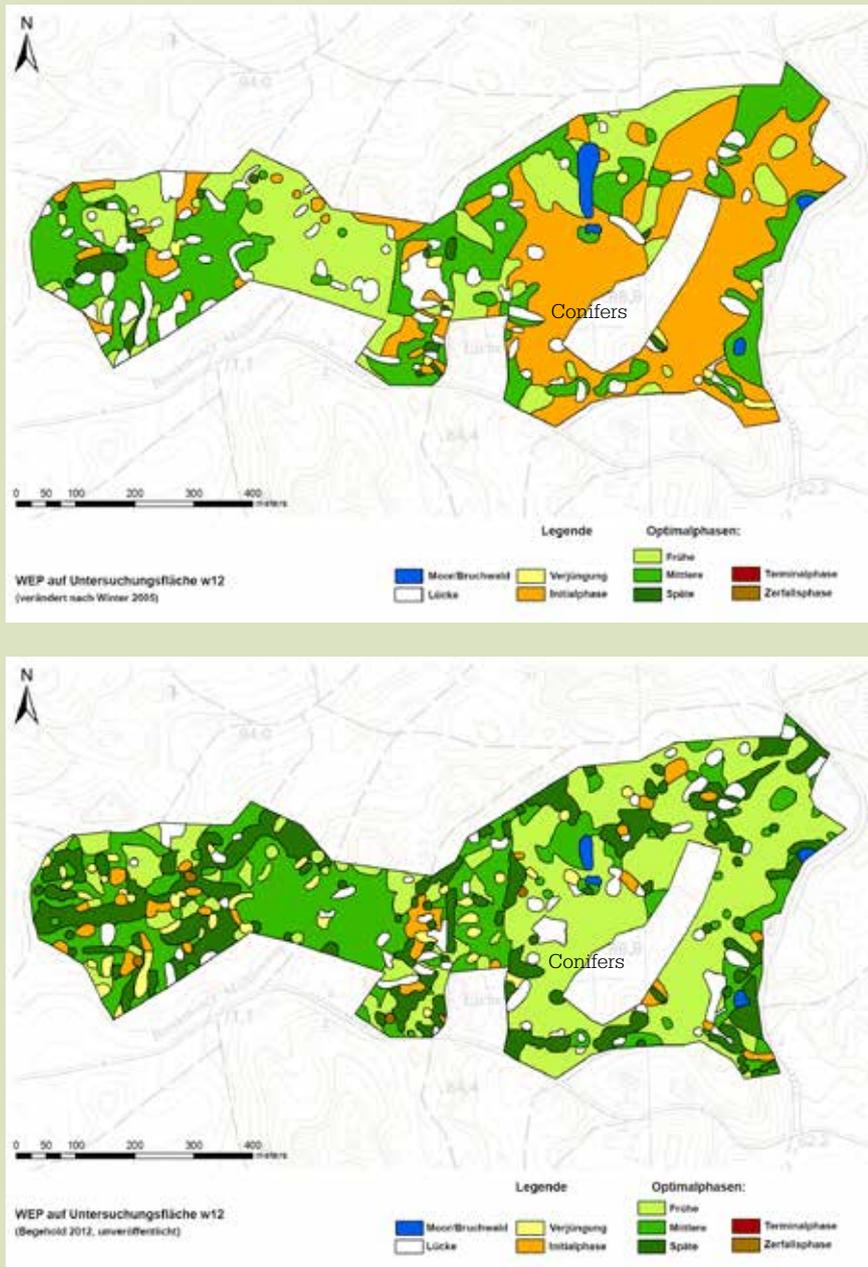
Die Entwicklung einzelner WEP-Flächenanteile ( $n=1.434$ ) wurde nachverfolgt und innerhalb der beiden im vergangenen Jahrzehnt gewonnenen Datensätze verglichen. Die Entwicklung der vorherrschenden WEP in Wirtschaftswäldern, die mittlere Optimalphase ( $n=206$ ), ist in Abb.13 dargestellt.



**Abb. 13.** Diversifikation der Flächenanteile in der mittleren Optimalphase ( $n=206$ ) nach 10 Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung (konventionell und naturschutzorientiert) und im Vergleich mit ungenutzten Beständen (seit 25 bzw. über 60 Jahren nicht bewirtschaftet). Vor zehn Jahren befanden sich 100 % der 206 betrachteten Teilflächen in der mittleren Optimalphase [139,5 ha]. Quelle: Begehold et al. eingereicht.

Bereits nach einem Jahrzehnt naturschutzorientierter Bewirtschaftung machen sich die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen bemerkbar (Abb. 13 und 14). Eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung ermöglichte, dass 50 % der mittleren Optimalphase (Fläche) in eine andere Phase übergehen konnten. 35 % der mittleren gingen in die späte Optimalphase über. In konventionell bewirtschafteten Wäldern traten nur 10 % der Flächen in eine spätere Waldentwicklungsphase ein, obgleich der Anteil der Bäume nahe dem Schwellenwert von 60 cm Brusthöhendurchmesser, der den Übergang von mittlerer zu später Optimalphase definiert, vergleichbar war. Anders als die konventionelle Bewirtschaftung begünstigt eine naturschutzorientierte Bewirtschaftung die Ent-

wicklung vielfältiger WEP. Naturschutzorientiertes Waldmanagement erhält und ermöglicht die Entwicklung früher und später Optimalphasen, die sich mit ungenutzten Beständen vergleichen lassen, und führt nicht, wie in konventionellen Wirtschaftswäldern, zum statischen Verbleiben in der mittleren Optimalphase.



**Abb. 14.** Veränderung der Waldentwicklungsphasen bei naturschutzorientierter Bewirtschaftung innerhalb eines Jahrzehnts (oben 2002, unten 2012).

### **Exkurs 6. Primärwälder haben in einigen europäischen Ländern überdauert.**

Wie bereits zu Beginn dieses Beitrags festgestellt, überwiegen bei Entscheidungen der Forstwirtschaft meist ökonomische Interessen. Folglich ist die Antwort auf die Frage, wo und warum heutzutage noch Urwälder in einigen Ländern Europas existieren, vermutlich entscheidend für die Schaffung eines ganzheitlichen Ansatzes zur Förderung naturschutzorientierter Bewirtschaftungsverfahren sowie für dessen Monitoring. Bestehen Primärwälder (Wälder mit Altbäumen, Totholz etc., die nur minimal vom Menschen beeinflusst wurden und der spontanen Entwicklung überlassen sind) nur deshalb weiter, weil sie so unzugänglich sind, minderwertiges Holz aufweisen, oder weil die Gebiete nicht nur als Holzlieferanten, sondern wegen ihrer Natürlichkeit geschätzt werden? Dieser Frage wurde in einer Untersuchung in der Tschechischen Republik nachgegangen.

Zur zukünftigen Berücksichtigung in der nationalen Umwelt- und Naturschutzpolitik wurde die Naturnähe aller Wälder Tschechiens anhand von 30 Kriterien bewertet (unmittelbarer Einfluss des Menschen auf die Bestandsentwicklung: 17 Kriterien; mittelbarer Einfluss des Menschen auf die Bestandsentwicklung: drei Kriterien; Baumartenzusammensetzung: sechs Kriterien; Totholz: vier Kriterien) (Anonymus 2008). Die dichotomen Kriterien (ja / nein) wurden in vier gleich gewichtete Gruppen eingeteilt, so dass das Gewicht jedes Einzelkriteriums von der Anzahl der Kriterien in einer Gruppe abhing. Die im tschechischen Institut für Forstwirtschaft geführte zentrale Walddatenbank der Tschechischen Republik diente als primäre Bezugsquelle – vergleichbar etwa mit den für RANA genutzten Daten aus den nationalen Waldinventuren. Die Bewertung der Naturnähe der Wälder ergab, dass nur 30.000 ha der insgesamt 2.568.000 ha Waldfläche der Definition eines Primärwaldes entsprachen. In der Tschechischen Republik wurden insgesamt 490 Waldflächen zwischen 10 und 1.200 ha ausgemacht, die sich allerdings nicht gleichmäßig über das Land verteilen (Adam und Vrška 2009).

Vier Landschaftstypen beherbergen 67 % der Primärwaldbestände. Zu diesen Schutzgebieten zählen unter anderem große Berghänge und Hochebenen in Gebirgen mit 50 % der Primärwaldfläche sowie Karste und steile Flusstäler in tiefer gelegenen Regionen mit einem Anteil von 17 %. Die Berghänge und Gebirgsplateaus wurden spätestens im 17. und 18. Jahrhundert besiedelt. Bei ihnen handelt es sich meist um abgelegene Örtlichkeiten in unwirtlichen Klimazonen, die allerdings aufgrund des technologischen Fortschritts im 18. Jahrhundert erschlossen werden konnten. Die Besiedlung und erste Rodungen erfolgten zu einem Zeitpunkt, als in Mitteleuropa zum ersten Mal der Gedanke des Naturschutzes aufkam. Die bewusste Ausweisung strenger Urwaldschutzzonen und Naturwaldreservate (Urwald Žofín 1838, Urwald Boubín 1858) geschah zeitgleich mit der ersten wirtschaftlichen Nutzung der Wälder.

Karstlandschaften und steile Flusstäler in niedrigen Höhenlagen markieren die Grenzen der frühen menschlichen Besiedlung. Weder während der Besiedlung in der Steinzeit noch im Mittelalter war eine Nutzung dieser Gebiete möglich. Auch in späteren Zeiten erwiesen sie sich für den Menschen nur als eingeschränkt nutzbar. Im Mittelalter eroberten Siedler, dank der Fortschritte in der Werkzeugherstellung und der besseren forstlichen Produktivität der Wälder, die nun erreichbaren Hochlagen. Die Karstlandschaften und steilen Flusstäler blieben aber unberücksichtigt. Die noch vorhandenen Altwälder in diesen Landschaften kann man daher als vom technologischen Fortschritt unberührte Urwälder bezeichnen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sowohl die historischen Naturschutzbemühungen als auch die wirtschaftlichen Vorzüge anderer Waldstandorte dazu beigetragen haben, dass Urwälder bis heute in der Tschechischen Republik überleben konnten. Die Standorte der Urwälder zu kennen, ist Grundvoraussetzung für die Wahl eines optimalen und vergleichbaren Referenzstandorts für die Umsetzung des RANA-Konzepts (Winter et al. 2010).

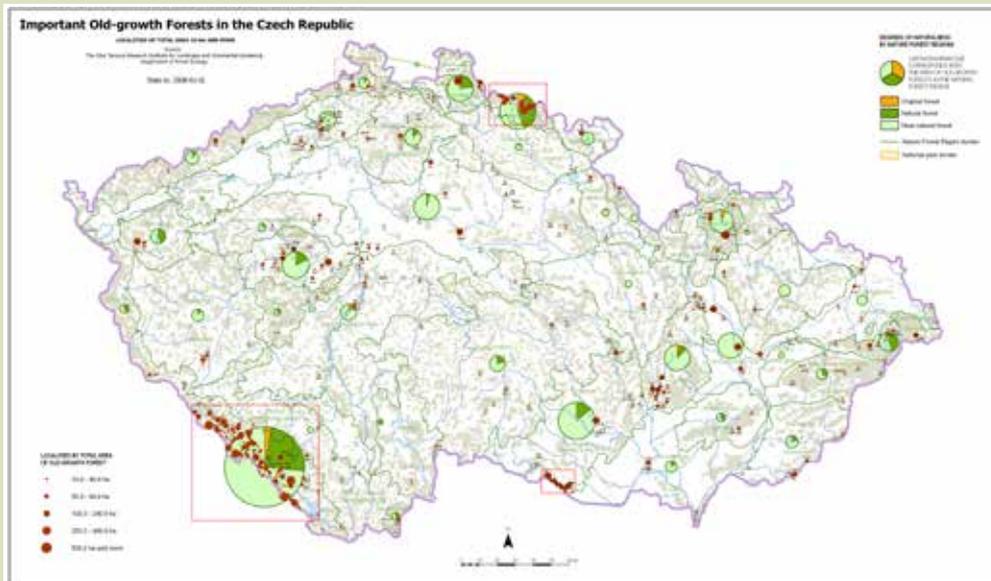


Abb. 15. Karte der bedeutendsten Primärwälder in der Tschechischen Republik. Quelle: Adam und Vrška 2009.

## Literaturverzeichnis

- Adam, D. und Vrška, T. 2009.** Important localities of old-growth forests. In: Hrnčiarová et al. (Hrsg.). Landscape Atlas of the Czech Republic. Ministry of Environment and Silva Tarouca Research Institute. 209 S.
- Anonymus 2008.** Vyhláška č. 60/2008 Sb. o plánech péče, označování a evidenci chráněných území podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů. – Regulation No. 60/2008 on management plans, marking and register of protected areas according the Nature and Landscape Protection Act (No. 114/1992). Statute book 18: 946–975.
- Bauhus, J., Puettmann, K. und Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Begehold, H., Rzanny, M. und Winter, S. (eingereicht).** Forest Development Phases in Lowland Beech Forests: Patch Dynamics within a Decade. *Forest Ecology and Management*.
- Branquart, T. und Latham, J. 2007.** Selection criteria for protected forest areas dedicated to biodiversity conservation in Europe. In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerckhove, K., Latham, J., Schuck, A. und Little, D. 2007. COST Action E27 Protected Areas in Europe – Analysis and Harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and Recommendations. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). Wien, Österreich. S. 51–60.
- BUNR – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2007.** Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. 180 S.

- Burgess, P.F. 1971.** The effect of logging on hill Dipterocarp forests. *Malayan Nature Journal* 24:231–237.
- Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD). 1992.** Übereinkommen über die biologische Vielfalt, Rio: Sekretariat des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Umweltprogramm der Vereinten Nationen. 83 S.
- Chape, S., Spalding, M. D. und Jenkins, M. D. (Hrsg.) 2007.** *The World's Protected Areas: Status, Values and Prospects in the 21st Century.* University of California Press, Berkeley. 359 S.
- Dullinger, S., Essl, F., Rabitsch, W., Erb, K.-H., Gingrich, S., Haberl, H., Hülber, K., Jarosik, V., Krausmann, F., Kühn, I., Pergl, J., Pysek, P. und Hulme, P.E. 2013.** Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *PANAS* 110(18):7342–7347.
- Europäische Habitatrichtlinie. 1992.** Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- FAO – Kapos, V., Lysenko, I. und Lesslie, R. 2002.** *Assessing Forest Integrity and Naturalness in Relation to Biodiversity.* Forest Resources Assessment Programme. Working Paper 54.
- Forschungs- und Entwicklungsvorhaben. 2012.** Umsetzung von Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie in Wäldern: Untersuchung des Einflusses von naturschutzorientierter Bewirtschaftung auf Naturnähe und Biodiversität von Tiefland-Buchenwäldern, FKZ 3511 84 0100.
- Gibson, L., Lee, M.L., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E. und Sodhi, N. S. 2012.** Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. doi: 10.1038/nature10425.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 1980.** *World Conservation Strategy – Living Resource Conservation for Sustainable Development.* IUCN-UNEP-WWF.
- MCPFE – Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. 2002.** *Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management.* 6 S.
- MCPFE – Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. 2003.** *Wiener Resolution 4: Schutz und Verbesserung der biologischen Vielfalt der Wälder in Europa.* Wien, Österreich. 32 S.
- Michel, A. und Winter, S. 2009.** Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 257:1453–1464.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.J., Bruyn, L. de, Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M. T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. und Virtanen, R. 2010.** Biodiversity Differences between Managed and unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1):101–112.
- Rademacher, C. und Winter, S. 2003.** Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122:337–357.
- Remmert, H. 1978.** *Ökologie – Ein Lehrbuch.* Springer, Heidelberg, 363 S.
- Tabaku, V. 2000.** *Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern.* Cuvillier Verlag, Göttingen. 206 S.
- Wilson, W.L. und Johns, A.D. 1982.** Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations in east Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 24:205–218.
- Wilson, C.C. und Wilson, W.L. 1975.** The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia primatologica.* 23:245–274.
- Winter, S. 2005.** *Ermittlung von strukturellen Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Determination of indicators for assessing the impact of silvicultural use on the biocoenosis of lowland beech forests in Germany.* Dissertation TU Dresden. 322 S.
- Winter, S., Fischer, H.S. und Fischer, A. 2010.** Relative quantitative reference approach on naturalness assessments. *Forest Ecology and Management* 259:1624–1632.
- Winter, S. 2012.** Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *International Journal of Forestry* 85(2):293–304.



## 1.5 Waldbausysteme und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft

*Sven Wagner, Franka Huth, Frits Mohren und Isabelle Herrmann*

► *Die Identifizierung der strukturellen Elemente eines Waldökosystems trägt entscheidend bei zum Verständnis des Zusammenhangs zwischen Waldbewirtschaftung und der Fähigkeit der Wälder, Ökosystemgüter und -dienstleistungen (ESS) bereitzustellen.*

Die hohe Diversität der Waldbausysteme der Gegenwart hat sich im Laufe der Zeit entwickelt, wobei viele verschiedene Faktoren zu diesem Prozess beigetragen haben. In der Vergangenheit stellte beispielsweise die Nutzholzgewinnung, d. h. die Lieferung materieller Güter, das wichtigste Element dar. Aktuell geht das Bestreben hin zu Waldbausystemen, bei denen aus bewirtschafteten Wäldern zahlreiche Ökosystemgüter und -dienstleistungen (ESS) hervorgehen. Dies beruht auf den geänderten Anforderungen an Ökosystemdienstleistungen in vielen Regionen aufgrund der veränderten gesellschaftlichen Bedingungen. Seit den 1950ern und 1960ern haben verschiedene gesellschafts- und umweltpolitische Plattformen die „multifunktionale Waldnutzung“ als geeigneten forstwirtschaftlichen Ansatz zur Produktion der geforderten ESS propagiert. Gómez-Baggethun et al. (2010) haben nachgewiesen, dass seit dieser Zeit Ökosystemdienstleistungen unterschiedlich definiert und durch eine Vielzahl von Akteuren beeinflusst wurden. Vielfach liefern multifunktional bewirtschaftete Wälder bis heute primär Nutzholz und andere Rohstoffe. Ein ähnliches Muster lässt sich auch bei der Beschreibung einer Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft (MLF, bisher oft als multifunktionale Forstwirtschaft bezeichnet) erkennen. In Exkurs 7 möchten wir deshalb auf einige der gängigsten Definitionen für ESS und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft eingehen, die als Grundlage für den folgenden Beitrag dienen sollen.

Erläuterungen zu und Definitionen von ESS und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft sind weitgehend theoretischer Natur, ihre praktische Umsetzung sollte zukünftig verstärkt im Mittelpunkt stehen. Der Einsatz von „Strukturelementen“ (SE) dient als wirksames Mittel zur Umsetzung der theoretischen ESS- und MLF-Konzepte in die forstwirtschaftliche Praxis und zur Entwicklung von praktikablen Verfahren, immer vorausgesetzt, dass die jeweiligen Ökosystemdienstleistungen mit den Hauptstrukturelementen des betreffenden Bestands zusammenpassen. Die dieser Art der Forstwirtschaft zugrunde liegenden Konzepte werden solchermaßen auch ohne eine vorherige Bewertung der einzelnen Dienste, wie der Holzherstellung, praktisch tragfähig. Exkurs 8 führt das SE-Konzept sowie dessen Verknüpfung mit ESS aus. Forstpraxis und Forstbetriebe arbeiten mit Strukturelementen oder Strukturattributen, auch wenn sie sich in erster Linie für Produkte und Dienstleistungen interessieren.

Auch wenn Forst- und Umweltwissenschaftler Waldökosysteme bereits unter vielen Aspekten untersucht haben, ist die Relevanz einzelner Strukturelemente hinsichtlich ihrer Funktion im Zusammenhang mit einzelnen ESS unklar. Das heißt allerdings nicht, dass sie keine spezielle Funktion haben – die Funktion konnte nur noch nicht entschlüsselt werden. Das trifft auf die räumlichen und zeitlichen Auswirkungen einiger der weniger häufig auftretenden

Baumarten bei besonderen Ökosystemgütern und -dienstleistungen im Rahmen von Wasserreinigung oder Ästhetik zu. Hinzu kommt, dass die Wirkung räumlicher Übergangszonen zwischen Strukturelementen sowie ihr Einfluss auf spezielle ESS häufig nicht klar ist.

### **Exkurs 7. Ökosystemgüter und -dienstleistungen in der Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft (MLF)**

Die Millennium Ecosystem Assessment-Studie (MA 2005) und das Forschungsvorhaben The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB 2010) sind zwei bedeutende Analysen von internationalem Renommee, deren Ergebnisse umfassend veröffentlicht und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht wurden. Diese Berichte gehen auf verschiedene Ökosystemkategorien ein und haben eine globale und interdisziplinäre Diskussion ausgelöst. Berücksichtigt man beide Studien, lassen sich ESS zusammenfassend als „[...] Vorteile, die der Mensch aus Ökosystemen zieht“, definieren. Im Rahmen von Waldökosystemen lassen sich ESS in folgende vier Hauptkategorien mit verschiedenen Gütern/Dienstleistungen (bspw. Holzgewinnung oder öffentliche Güter wie Infrastruktur oder Bildung) einteilen:

- Bereitstellende Dienstleistungen – Bereitstellung von materiellen Gütern des Waldes wie Nahrung, Wasser, Baumaterial (Holz) und Fasern.
- Regulierende Dienstleistungen – Dienstleistungen, die der Regulierung von Klima, Überflutung sowie Wasser-, Luft- und Bodenqualität dienen.
- Ökosystemare und unterstützende Dienstleistungen – Dienstleistungen, die auf der Bereitstellung von Habitaten als wesentlichem Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt beruhen.
- Kulturelle Dienstleistungen – Diese ESS sind nicht-materieller Natur und dienen der Förderung ästhetischen Vergnügens und spiritueller Erfüllung.

Viele Länder haben, mit kleinen Variationen, den theoretischen ESS-Rahmen in ihre Umwelt- und Waldgesetzgebung aufgenommen. Das hatte zur Folge, dass Forstleute angehalten wurden, bei der Nutzung der Wälder die grundsätzlichen politischen ESS-Ziele zu berücksichtigen. Umweltbehörden und die Forstpolitik betrachten die Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft (Mehrfachnutzung des Waldes) als geeignetes Instrument zur Erfüllung aller oben genannten Anforderungen. Die Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft ist geprägt von einer an gesellschaftliche, ökologische und ökonomische Interessen gekoppelten Bewirtschaftung, die alle Teile einer übergeordneten Waldnutzungsstrategie sind und sich auch auf einzelne Bestände erstreckt. Es muss allerdings auf jeden Fall geprüft werden, ob das Konzept der Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft tatsächlich alle genannten Anforderungen erfüllt. Wirtschaftslehre und forstliche Forschung legen nahe, dass es entweder nicht wünschenswert oder aber nicht möglich ist, ein Waldökosystem zu erschaffen, das alle Anforderungen an Ökosystemdienstleistung gleichermaßen erfüllt. Das heißt, eine ausdrückliche Berücksichtigung der verschiedenen Dienstleistungen und gegebenenfalls ihrer Nichtvereinbarkeit sind erforderlich, um eine Entscheidungsgrundlage, auch für die möglicherweise erforderlichen Eingriffe, zu erhalten.

Die Funktion eines einzelnen Strukturelements hängt von den Besonderheiten des Waldökosystems und seinen regionalen oder lokalen Bedingungen ab, d. h. die Funktion eines Strukturelements ist oft kontextspezifisch. Nehmen wir einen beliebigen immergrünen Baum

für diese Überlegung: in einem reinen Nadelwald ist mit einem solchen Baum kein besonderer ästhetischer Wert verbunden, im Kontext mit laubabwerfenden Bäumen und im Winter sieht es wiederum ganz anders aus.

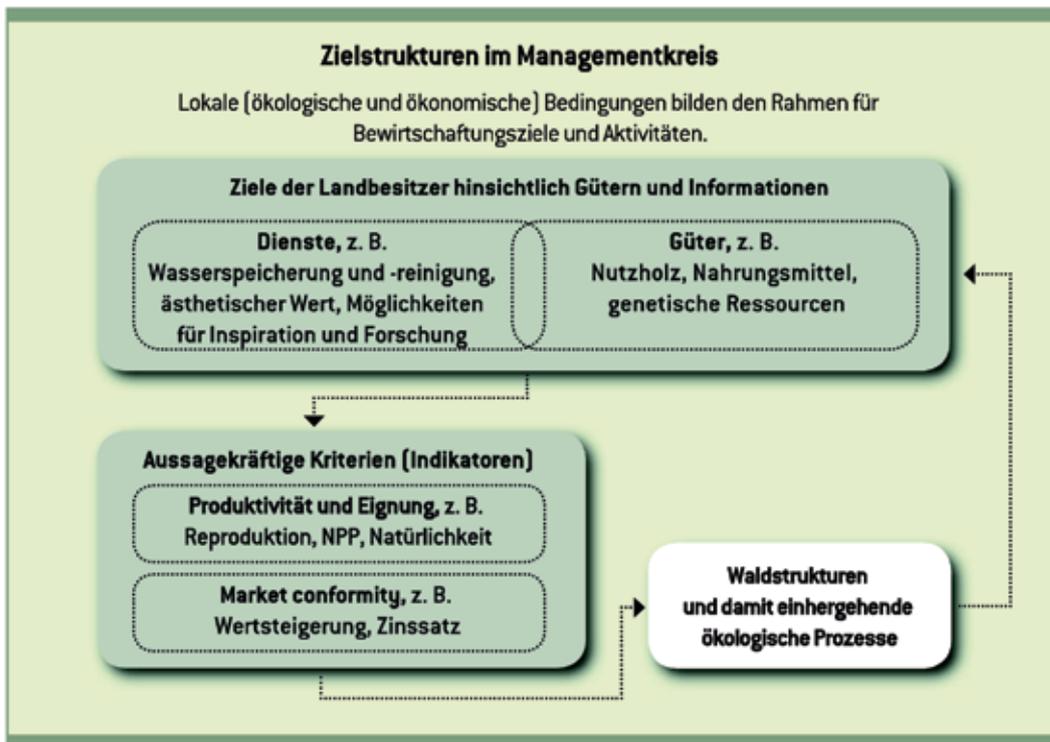
► *Die natürliche Vielfalt eines Ökosystems stellt durch die Vielfalt der Strukturelemente das ökologische Fundament für ein integratives Waldwirtschaftskonzept dar.*

### Exkurs 8. Grundlagen – Dienstleistungen und Strukturelemente (SE)

Über das Merkmal Strukturelemente (SE) lässt sich die Kommunikation zwischen Experten für das Ökosystem Wald, interessierten Bürgern und Waldbewirtschaftern verbessern. Mithilfe von Strukturelementen kann man eine Verbindung zwischen dem allgemeinen Begriff „Waldstruktur“ und dessen Bedeutung für ESS herstellen.

- Strukturelemente sind die wenig augenfälligen Elemente eines Waldökosystems, durch die sich seine physikalische Struktur sowohl horizontal als auch vertikal definieren. Beispiele dafür sind Baumkronen, Äste und Blätter, die sehr artspezifisch sind, oder aber die von der Alterszusammensetzung abhängige Durchmesserverteilung, der Totholzverbleib und die allgemeinen Laubdachstrukturelemente wie beispielsweise Lücken.
- Strukturelemente bergen meist bestimmte Eigenschaften, die gewährleisten, dass die definierten Produkte und Dienstleistungen geliefert werden. Sie sind das Medium, durch das ESS erst möglich werden, z. B. Totholz als Lebensgrundlage für totholzbewohnende Arten und gerade gewachsene, gesunde Bäume als Holzlieferanten.
- Um ihre Dienstleistungen erbringen zu können, benötigen einzelne Strukturelemente ausreichend Raum. Der Bedarf reicht hier von Quadratmetern bis hin zu mehreren Hektar.
- Die Konkurrenz zwischen Dienstleistungen an einem Standort beruht auf der räumlichen Unvereinbarkeit von dienstleistenden Strukturelementen. Die Unvereinbarkeit von Dienstleistungen resultiert aus der (neutralen oder negativen) Interaktion von Strukturelementen und räumlichen Einschränkungen: in den meisten Fällen können zwei Strukturelemente den gleichen Raum nicht simultan einnehmen, d. h. sie unterliegen dem Ausschlussprinzip. Beispielsweise begünstigen Lücken im Kronendach, betrachtet man diese als Strukturelement, Arten, die an ein höheres Lichtniveau angepasst sind (ökologische Nische), wohingegen eine Lücke großkronige Bäume ausschließt, unter deren Schirm sich schattentolerante Arten ansiedeln.
- Kombinationen einzelner Strukturelemente können zu neuen Dienstleistungen führen, die für eine höhere räumliche Ebene von Bedeutung sind. Der ästhetische Landschaftswert eines Herbst- oder Winterwaldes steigt beispielsweise bei gemischten Beständen, wohingegen reine Laub- oder Nadelwälder vergleichsweise wenig attraktiv sind.
- Vielfach hängt der Erfolg von ESS von einem strategischen Verbundsystem von Strukturelementen in räumlichen Netzwerken ab. Dies gilt insbesondere für ortsgebundene Arten (wie Gehäuse- und Nacktschnecken) oder hochspezialisierte Arten (wie den Eremitenkäfer, *Osmoderma eremita*), deren Metapopulationen sich ohne räumliches Netzwerk nicht erhalten lassen.

Per Definition verfügen artenreiche Ökosysteme über ein geringeres Potential an Strukturelementvielfalt als Mischwaldbestände. Das gängige forstwirtschaftliche Konzept des integrativen Einsatzes von Strukturelementen besteht darin, daraus ökologisch sinnvolle und räumlich umsetzbare, konstruktive Verbundstrukturen zu schaffen. Es gilt festzuhalten, dass die meisten Forstbetriebe den Regeln eines ökonomisch ausgerichteten Marktes unterworfen sind und zusätzlich den Forderungen der Gesellschaft nach Erhaltung der Biodiversität und Schutz der Wasser- und Bodenressourcen unterliegen. Dies hat zur Folge, dass Forstbetriebe Strukturelemente unter den Aspekten betriebliche Abläufe und spezifische Ziele behandeln und sich meist auf marktgängige Güter konzentrieren, dabei jedoch zusätzliche Regeln und Regelungen akzeptieren. Dieser Ansatz ist Hintergrund der vielgeführten Diskussion einer ökonomischen Bewertung ökologischer Produkte und Dienstleistungen (die für uns an dieser Stelle nicht im Mittelpunkt steht). Um ein Verständnis für die Waldbewirtschaftung zu gewinnen, müssen wir statt Dienstleistungen und Funktionen Ziele betrachten. Die praktische Umsetzung forstwirtschaftlicher Strategien führt zu einer zielbezogenen Kombination verschiedener Strukturelemente in einem definierten Waldökosystem (Abb. 16). Waldbesitzer und der größte Teil der Forstunternehmen folgen einem deterministischen Ansatz mit bestimmten Verfahren, aus denen eine vorhersagbare Reaktion des Waldes folgt, d. h. sie begünstigen spezifische Strukturelemente, die erntefähige Güter produzieren.



**Abb. 16.** Schematische Darstellung der Kopplung von ESS und SE im Rahmen des Entscheidungsprozesses des Waldbesitzers.

► *Anhand von Indikatoren und Kriterien lässt sich die Eignung einer gewählten Bestandsstruktur und eines Waldbaukonzepts zur Erreichung festgelegter Ziele bewerten.*

Beispiele aus der Forstwirtschaftspraxis können als Bestätigung dieser Aussage dienen. Im aktuellen Kontext zeichnet sich Plantagenwirtschaft durch schlichte Kombinationen einzelner oder einiger weniger Strukturelemente aus, was zu geringer Komplexität (z. B. artenreine, gleichaltrige Bestände mit homogenen Wachstumsparametern) und klaren, deterministischen Maßnahmen (d. h. Schaffung des Bestands durch Anpflanzung, regelmäßiges Durchforsten für homogenen Bestand und der Einsatz von Maschinen) führt. Allgemein ist die Produktivität pro Einheit (Raum und Zeit) in solchen homogenen Waldsystemen hoch. Legt man die Produktivitätsindikatoren an, spricht alles für homogene Bestände als günstigste Struktur im Sinne der Nutzholzproduktion.

Indem die Produktivität in diesem Sinne gesteigert wird, fallen andere – offensichtlich weniger produktive – Strukturelemente dem Ausschlussprinzip zum Opfer (Exkurs 8). Das Ziel einer Kurzumtriebsproduktion von Holz wird auf Kosten aller anderen, in Exkurs 7 vorgestellten Produkte und Dienstleistungen erreicht. Plantagen sind jedoch, was die Widerstandsfähigkeit ökologischer Prozesse, die Fähigkeit zur Anpassung an unvorhergesehene Änderungen der Umweltbedingungen (z. B. Klimawandel) und flexible Reaktionsfähigkeit auf veränderte Marktsituationen angeht, gegenüber Beständen mit vielfältigen Strukturen im Nachteil. Unter diesem Gesichtspunkt ist die Plantagenwirtschaft eine strategische Einbahnstraße, bei der „alles auf eine Karte gesetzt“ wird.

Intensive Waldbewirtschaftungssysteme, bei denen nur Einzelbäume genutzt werden (z. B. Plenterwälder oder ungleichaltrige Dauerwälder) werden ebenfalls durch das Strukturelement „Einzelbaum“ charakterisiert; im Gegensatz zu Plantagen zeichnet sich dieses Element allerdings durch Artenvielfalt (d. h. Fichte, Tanne und Buche), aber auch Unterschiede in Alter und Durchmesser aus. Auf Einzelbäumen basierende Konzepte können außerdem alte Habitatbäume oder andere Strukturelemente umfassen, zu deren Dienstleistungen nicht nur die Lieferung von Rohmaterial gehört. Strukturell vielfältige Plenterwaldsysteme sind besser geeignet, verschiedene Ökosystemgüter und -dienstleistungen an einem Standort zu integrieren, indem beispielsweise hochwertige Stämme verschiedener schattentoleranter Baumarten, Altholz als Lebensraum und hoher ästhetischer Wert nebeneinander existieren. Das oben genannte Konzept eines modularen Systems, in dem verschiedene Arten oder Durchmesserklassen kombiniert werden, kommt der Plenterbetriebspraxis sehr nahe.

► *Einige ESS sind an Strukturvielfalt in Waldökosystemen gebunden. Auch Plenterbetriebe mit vielfältigen Strukturmerkmalen haben Schwächen.*

Durch Plenterung entstehen nur kleine Lücken, so dass lichtbedürftige Spezies wenig Fortpflanzungsmöglichkeiten erhalten. Auch bei wirtschaftlicher Nutzung von Waldflächen mit hunderten oder tausenden Hektar führt eine Waldbewirtschaftungsstrategie, die sich nur auf ein einziges Waldbausystem stützt, bspw. Kahlschlagwirtschaft oder Plenterung, zu einem Verlust von Kernstrukturen mit wichtigen Funktionen für zahlreiche Prozesse und Spezies innerhalb eines Waldökosystems. Im Sinne einer großen Bandbreite an ESS ist es nicht vorteilhaft, sich nur auf ein Waldbausystem oder einige wenige Strukturelemente zu stützen, die den aktuellen Zielen zuträglich sind. Günstiger ist es, verschiedene Systeme zu kombinieren, um den örtlich variierenden Standortbedingungen Rechnung zu tragen.

Waldbesitzer und Gesellschaft entscheiden anhand ihrer definierten Ziele und gewählten Bewirtschaftungsstrategien, welche ESS im Mittelpunkt stehen oder besonders gefördert werden sollen und welche Kompromisse bei der Kombination der ESS eingegangen werden

müssen. Die Zielsetzung der Waldbesitzer und -bewirtschaftler in einem gesellschaftlichen Kontext bestimmt die Prioritäten der einzelnen ESS. Bedenkt man die vielfältigen strategischen Möglichkeiten der Forstwirtschaft und deren Anpassungsfähigkeit an Region, Baumart, Ausgangssituation und Entwicklungsphasen, herrscht kein Mangel an geeigneten waldbaulichen Instrumenten (Durchforstung, Aufastung; Verjüngung durch Saat, Pflanzung oder spontane Naturverjüngung; Bestandserziehung etc.). Was ESS angeht, besteht eine besondere Herausforderung für viele Waldbewirtschaftler darin, traditionelle Erkenntnisse rund um waldbauliche Systeme und Maßnahmen auf mehr als nur die Gewinnung von Nutzholz anzuwenden. Ein weiteres Problem ist, dass Waldbewirtschaftung und Forschung lange Zeit auf eine einzige Dienstleistung ausgelegt waren, wodurch es an auf vielfältige ESS ausgerichteten waldbaulichen Instrumenten fehlt (Abb. 17).

*In einer Region/Landschaft sind zahlreiche verschiedene Waldbausysteme erforderlich, um die Diversität der Strukturen, Funktionen und Biota zu begünstigen und somit auch ein breites Spektrum an ESS zu fördern.*

ESS	Gewünschte Dienstleistungen	Strukturen und Strukturelemente		Grobe Totholzreste	Zeiträume und Maßnahmen		
		Baumarten	horiz./vertik. Mischung		Umtriebszeit	Holzentnahmeform	Raum
Regulierung	Frischwasser						
	Menge	Laubbäume	?	zulässig	kurz	?	viel
	Qualität	Laubbäume, Weißtanne		zulässig	?	kleinräumig (Einzelbaumauslese)	?
Habitat	Lebensraumvielfalt	Laub- und Nadelbäume	In Verbindung mit verschiedenen räumlichen Ebenen	unverzichtbar	lang	diverse räuml. Ebenen (Einzelbaum- oder Gruppenauslese)	Mindestfläche (Schwellenwert)
	Schlüsselspezies	Laub- und Nadelbäume	arten-spezifisch	zulässig bis unverzichtbar	arten-spezifisch	arten-spezifisch	Mindestfläche (Schwellenwert)
Bereitstellung	Holzmenge	Nadelbäume, Pappeln	extensiv großräumig	störend	kurz	großräumig (Gruppenauslese bis Kahlschlag)	viel
	wertvolles Nutzholz	Laubbäume, Kiefer, Lärche, Douglasie	Laubbäume, Kiefer, Lärche, Douglasie	störend	lang	spezifisch (Einzelbaum- oder Gruppenauslese)	mittel
Kultur	Erholungsaktivitäten auf Waldwegen und Straßen	insbesondere Nadelbäume u. Laubbäume	mittlere räumliche Ebenen, diverse Schichten, leiterartig	eingeschränkt zulässig	lang	kleinflächig (Einzelbaumauslese)	gering (linienförmig)
	attraktiver Anblick	Laub- und Nadelbäume	mittlere räumliche Ebenen, spezifische Schichten	zulässig	variiert	variiert (Einzelbaumauswahl bis Streifenschlag)	viel

Abb. 17. Schlüsselstrukturen, Strukturelemente und typische Maßnahmen für eine optimale Förderung eines definierten ESS durch Waldmanagementverfahren

► *Strukturelemente werden zu Instrumenten in einem modularen System, das auch die Anforderungen der Gesellschaft widerspiegelt.*

Die vereinfachte Darstellung in Abb. 17 dient der Verdeutlichung der unterschiedlichen Strukturen und geeigneter Maßnahmen zur Optimierung bestimmter ESS. In diesem Schema wird die Intensität der Konflikte zwischen einzelnen ESS deutlich. Es wird ersichtlich, dass diese auf der Unvereinbarkeit von Strukturen beruhen (vgl. Exkurs 8). Offensichtlich kollidieren Waldstrukturen und Baumarten für maximale Holzgewinnung (d. h. Plantagen) mit strukturellen Mustern, die für die meisten anderen ESS vorteilhaft sind. Bei Entscheidungen führt dies zu Konflikten, Kompromissen und der Wahl bestimmter Zielsetzungen und somit zur Entwicklung verschiedener forstwirtschaftlicher Waldstrukturen. Ähnliche Strukturen, z. B. eine Mischung verschiedener Baumarten oder vertikale Schichtung, können demgegenüber als vorteilhaft für andere ESS, ausgenommen die Produktion von Sägeholz, identifiziert werden. Je mehr Erkenntnisse gewonnen werden und je weiter sich die Forstwirtschaft fokussiert, umso mehr Konfliktsituationen werden in der Zukunft entstehen. Als Beispiel mag Totholz dienen, das der Verbesserung des Lebensraums dient, aber mit dem Holzertrag kollidiert, da zur Steigerung des Totholzanteils große Stämme im Wald verbleiben. Allgemein gesprochen wird es in dem Maß zu mehr Konflikten kommen, wie der verfügbare Raum zurückgeht.

Das macht deutlich, dass heutige Wirtschaftswälder, die zahlreiche Dienstleistungen erbringen, in der Mehrzahl entweder zufällig entstanden sind oder auf einem speziellen Waldmerkmal beruhen. Um die Leistungen der einzelnen Dienste in einem multifunktionalen Wald über das Basisniveau hinaus anzuheben, gilt es, ein waldspezifisches multifunktionales Konzept zu entwickeln.

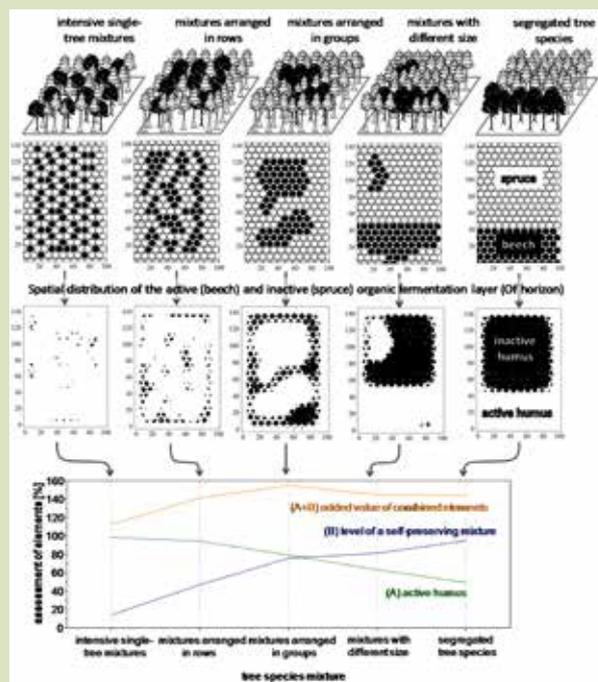
► *Die Möglichkeiten der Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft hängen vom verfügbaren Raum ab.*

Die derzeitigen Kenntnisse bezüglich forstwirtschaftlicher Bewirtschaftungsstrategien und räumlicher Bedürfnisse dienstleistungsrelevanter Strukturelemente führen zu der Erkenntnis, dass in der Praxis die Kombinationsmöglichkeiten verschiedener Strukturelemente begrenzt sind. Nimmt man das Konzept eines modularen Systems auf, dient die Kombination verschiedener Strukturelemente in einem Bestand als Integrationswerkzeug für ESS, die einzelnen Elementen an diesem Standort zugeordnet sind. Wir sprechen hier von Waldbeständen, die in ihrer Größe begrenzt sind und üblicherweise weniger als 10 Hektar betragen. Dieses integrative Konzept lehnt sich an das Dreistufenmodell nach Lindenmayer und Franklin (2002) an. Im ersten Schritt werden die Strukturelemente für die gewünschten Dienstleistungen definiert. Dafür muss man so viel wie möglich über die Verbindungen zwischen den Strukturelementen und den jeweiligen ESS in Erfahrung bringen. Im zweiten Schritt wird ein bestimmter Bereich des Waldes den verschiedenen Strukturelementen zugeordnet. Der dritte Schritt besteht darin, die räumlichen Muster zu definieren, in denen die Elemente verbunden werden sollen (Exkurs 9 und Abb. 18).

► *Ein erfolgreiches methodisches Konzept zur Integration verschiedener Dienstleistungen muss demzufolge auch Konflikte aus Platzgründen berücksichtigen und dem Rechnung tragen.*

### Exkurs 9. Synthesebildung – Integration verschiedener Strukturelemente für Ökosystemdienstleistungen

Die Frage, wie verschiedene ESS in einer begrenzten Waldfläche integriert und kombiniert werden sollen, wirft das Problem der effektiven räumlichen Zuordnung der Strukturelemente auf. „Räumliche Optimierung“ ist ein statistisches Verfahren zur Lösung räumlich expliziter und komplexer Probleme. Hof und Bevers (1998) dokumentierten verschiedene Ökosystembewirtschaftungsstrategien auf Landschaftsebene. Techniken zur räumlichen Optimierung sind ein vielversprechendes Lösungsinstrument für Integrationsprobleme, denn „...ein Großteil der Struktur und Funktion eines Ökosystems beruht auf dessen Räumlichkeit“ (Hof und Bevers, 1998). Im Folgenden wird ein Beispiel für erweiterte räumliche Optimierung dargestellt, beim dem zwei Ökosystemdienstleistungen in einem Bestand kombiniert werden. Ziel der Optimierung war die Verknüpfung von minimalem Pflegebedarf (skaliert durch den Umfang der Selbstregulierung) in einem Mischbestand aus Gemeiner Fichte und Rotbuche (im Hinblick auf die Bereitstellung eines Produktionsergebnisses) mit einem aktiven, organisch reichhaltigen Zersetzungshorizont (unterstützende Dienstleistung) über den gesamten Bestand. Das Beispiel bezieht sich also nur auf Schritt drei des genannten Dreistufenmodells.

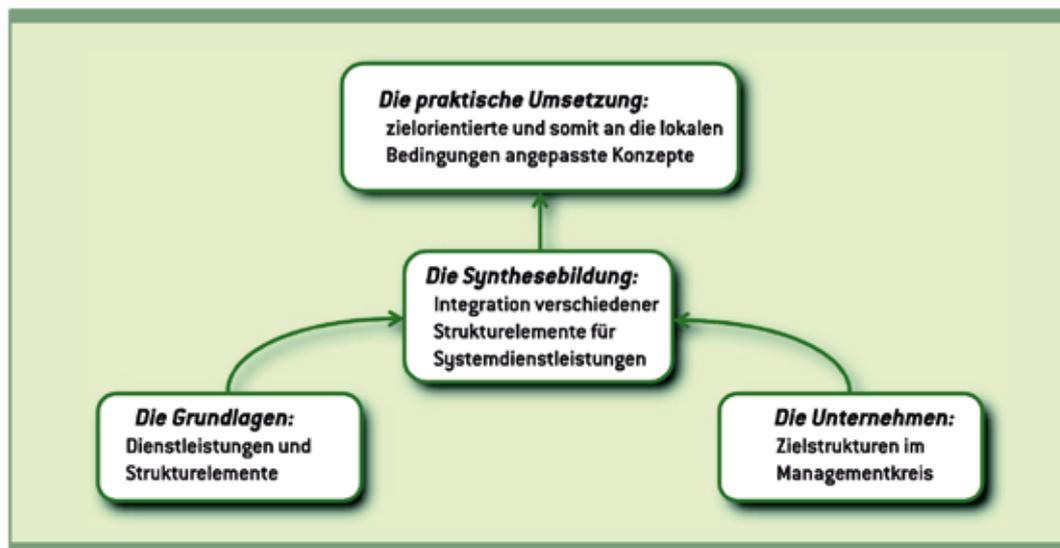


**Abb. 18.** Verschiedene räumliche Anordnungen für einen Mischbestand aus Buche (30 %) und Fichte (70 %). Das Ergebnis sind verschieden große Waldflächenanteile mit einer aktiven, organisch reichhaltigen Zersetzungsschicht und unterschiedlich hohem Pflegeaufwand für die Mischungsregulierung, verursacht durch unausgewogene Konkurrenzbeziehungen.

Die Mischungsform (Abb. 18, Grafik unten), die beide Ökosystemdienstleistungen gleichermaßen gut liefert, ist in diesem Beispiel die Gruppenmischung.

Trotz vielversprechender Untersuchungen zur Entflechtung und Quantifizierung der Verbindungen zwischen Waldstrukturen und ESS fehlt es aktuell noch ganz erheblich an Informationen. Dies gilt insbesondere für die Frage der Bedeutung regionaler Bedingungen, der Unterschiede zwischen den Entwicklungsphasen der Bäume und ganz allgemein für Informationen zu seltenen Arten. Auf der anderen Seite ist viel bekannt über dominierende, ökonomisch bedeutsame Baumarten und ihre ökologischen Interaktionsprozesse wie Konkurrenz oder gegenseitige Förderung/Symbiose. Das wiederum heißt, dass Waldbewirtschaftler aus einem großen Pool an Möglichkeiten schöpfen können und für eine abschließende Entscheidung viel praktische Erfahrung erforderlich ist.

► *Sobald die Verbindungen zwischen Struktur und ESS klar sowie die zugrundeliegenden Prozesse bekannt sind, besteht der nächste Schritt für den Waldbau in der Ausarbeitung eines dynamischen Systems, das die gewünschte Struktur fördert und erhält.*



**Abb. 19.** Der Gedanke hinter dem vorgestellten Konzept besteht in der bestandesweiten Integration verschiedener ESS in die forstwirtschaftliche Praxis vor dem individuellen lokalen Hintergrund.

Abb. 19 verdeutlicht das zugrundeliegende Konzept des in diesem Kapitel vorgestellten Ansatzes der Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft. Instrumental für die Integration von ESS in eine bestimmte Waldfläche sind neben der Struktur des Waldes auch Erfahrung und Knowhow der zuständigen Forstleute. Der Funktionsfähigkeit halber werden Waldstrukturen in einzelne Strukturelemente eingeteilt. Die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen oder die Funktionstüchtigkeit unterstützender Dienstleistungen ist einerseits an einzelne Strukturelemente oder Strukturelementsätze gebunden. Auf der anderen Seite befolgt das Waldmanagement einen deterministischen Ansatz und formt die Struktur eines Waldes derart, dass die Ziele der Grundbesitzer im Rahmen der Bedingungen vor Ort optimal bedient werden, auch unter ökologischen und gesellschaftlichen Aspekten. Beide Auffassungen von „Struk-

tur“ lassen sich durch die Integration dienstleistungsbezogener Strukturelemente an einem bestimmten Standort verbinden, wodurch der Standort in die Lage versetzt wird, Mehrfachleistungen zu erbringen. Schließlich sind Strukturelemente häufig unter räumlichen Aspekten nicht kompatibel und vielfältige Ziele werden angestrebt; praktisch bedeutet das, dass ein lokal angepasstes und zielbezogenes Konzept am erfolgversprechendsten ist.

Ist das Ziel eine Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft im Sinne des ESS-Konzepts für Waldökosystemleistungen, müssen auch Forstbetriebe berücksichtigt werden. Angesichts der Tatsache, dass der Raum begrenzt ist und die Ziele vom Grundbesitzer abhängen und vielfältiger Natur sind, ist es wenig sinnvoll, für ein einheitliches Waldbewirtschaftungskonzept zu plädieren. Vielversprechender erscheinen hingegen zu Region und Standort passende, eigentümerspezifische und auf die Dienstleistungskombinationen zugeschnittene Konzepte. Für die praktische Umsetzung gilt es, zielgerichtete und somit an die Gegebenheiten vor Ort angepasste Konzepte zu entwickeln, wofür wiederum entsprechendes Knowhow und Erfahrungswerte erforderlich sind. Je vielfältiger die Anforderungen an Strukturelemente in einem Wald sind, umso diversifizierter und komplexer muss das Waldbausystem sein. Baumartenzusammensetzung, Störungsregime (z. B. Häufigkeitsverteilung der Lückengrößen), Häufigkeitsverteilung nach Durchmesser, Produktionszeitraum, angemessene Produktivitätsverlustquote aufgrund anderer ESS und Totholzvolumen sind unter anderem Schlüsselemente bei der Konzeption eines zweckmäßigen Waldbausystems. Wie bereits festgestellt, existiert quasi kein waldbauliches System, das alle aufgeführten Ziele simultan erfüllt. Zielorientierte und somit an die lokalen Bedingungen angepasste Konzepte erscheinen auch hier vielversprechende Ansätze zu sein; es gibt keine allgemeingültige Optimallösung. Ein Schwerpunkt besteht darin, die für verschiedene Waldbausysteme gewonnenen Erfahrungen – basierend auf den ökologischen Eigenschaften der einzelnen Baumarten – mit standortangepassten Ökosystemeigenschaften und Ortskenntnissen sowohl hinsichtlich der Ökosystemeigenschaften als auch der gesellschaftlichen Forderungen zu verbinden.

## Literaturverzeichnis

- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., Montes, C. 2010.** *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes.* *Ecological Economics* 69(6): 1209-1218.
- Hof, J. G. und Bevers, M. 1998.** *Spatial optimization for managed ecosystems.* Columbia University Press, New York, 258 S.
- Lindenmayer, D. B. und Franklin, J. F. 2002.** *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach.* Island Press, London. 351 S.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) 2005.** *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC. 137 S.
- TEEB 2010.** *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*

## 1.6 „Retention Forestry“ – die praktische Umsetzung eines ganzheitlichen Ansatzes

*Lena Gustafsson, Jürgen Bauhus, Jari Kouki, Asko Löhmus und  
Anne Sverdrup-Thygeson*

Weltweit stehen etwa 85 % der Waldfläche für eine multifunktionale Nutzung zur Verfügung, wohingegen ein beträchtlich kleinerer Anteil für Plantagen und Schutzgebiete genutzt wird (FAO 2010). Das Ökosystemdienstleistungsspektrum multifunktionaler Wälder umfasst unter anderem Holzproduktion, Kohlenstoffspeicherung und Nicht-Holz-Waldprodukte wie Wild, Beeren und Pilze. Baumartendiversität scheint positiv mit verschiedenen Ökosystemleistungen zu korrelieren (z. B. Gamfeldt et al. 2013) und biologische Vielfalt ist von grundsätzlicher Bedeutung für die Bereitstellung, Regulierung und Förderung von Ökosystemdienstleistungen (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Eine Bewirtschaftung, bei der die Erhaltung der biologischen Vielfalt berücksichtigt wird, ist für den langfristigen Erhalt multifunktionaler Wälder von wesentlicher Bedeutung.

### **Exkurs 10. Entwicklung und aktueller Umfang der Retention Forestry**

Das Konzept Retention Forestry (unter anderem auch „variable Retention („variable retention‘)“, „strukturelle Retention („structure retention‘)“, „Retentionsmethoden („retention approaches‘)“, „Erhalt lebender Bäume („green-tree retention‘)“ genannt) entstand im Nordwesten des amerikanischen Kontinents in den US-Pazifikbundesstaaten Washington und Oregon sowie im kanadischen British Columbia vor etwa 25 Jahren. Der Ausbruch des Mount St. Helens im Bundesstaat Washington im Jahr 1980 machte Ökologen, angeführt von Prof. Jerry F. Franklin von der Washington State University, deutlich, dass Bäume auch eine derart verheerende Katastrophe überleben können und die Erholung des Ökosystems selbst in Situationen, in denen nahezu der gesamte Baumbestand fällt, in kürzester Zeit vonstattengehen kann. Genau genommen ist die biologische Hinterlassenschaft des Vorbestandes (Stellen mit intakter Vegetation, überlebende Bäume, tote stehende und umgestürzte Bäume) für den Erholungsprozess von essentieller Bedeutung. Diese Hinterlassenschaften gewährleisten das Weiterbestehen der Populationen von Waldarten und den Fortbestand von Waldbedingungen. Das Retentionskonzept stieß schnell auf Akzeptanz bei Waldbesitzern und Konzessionären. Dies war zumindest in Teilen der Tatsache geschuldet, dass man auf diese Weise die zunehmende Kritik der Öffentlichkeit und Umweltverbände am Kahlschlagverfahren abfangen bzw. abmildern konnte. Innerhalb eines Jahrzehnts wurde das Konzept nicht nur von anderen US-Bundesstaaten übernommen, sondern fand auch in kanadischen Provinzen Anklang und gelangte nach Australien. Heute werden etwa 150 Millionen Hektar Wald – mit steigender Tendenz – nach der Retentionsmethode bewirtschaftet. Auch in Südamerika wurde diese Praxis aufgenommen, beispielsweise in Argentinien (Gustafsson et al. 2012).

*Retention Forestry* gilt als Modell für die Integration der Bewirtschaftung für Umweltziele in Produktionswäldern. Es handelt sich hierbei um eine neuartige Form des Waldbaus, die sich in den vergangenen Jahrzehnten entwickelte, über mehrere Kontinente verbreitete und heute dort praktiziert wird. Meistens stellt dieses Verfahren eine Modifikation der Kahlschlagswirtschaft dar, wird aber zunehmend auch im Zusammenhang mit selektiven Waldbausystemen angewendet. Im Mittelpunkt des Retentionsansatzes steht die Erhaltung einiger für die biologische Vielfalt relevanter Strukturen und Merkmale bei der Ernte, wie alte Bäume, außergewöhnliche Baumarten, tote Bäume und spezielle Lebensräume. Die Auswahl der Strukturelemente erfolgt unter sorgfältiger Berücksichtigung und Planung, sollen diese doch langfristig erhalten bleiben.

► *Wissenschaftliche Informationen zu natürlichen Störungen und ihren Hinterlassenschaften als Grundlage für Retentionskonzepte.*

Bei integrierter Waldbewirtschaftung gehen die Bestrebungen dahin, die ökologische Qualität von Produktionswäldern durch sorgfältig geplante Ernte- und Pflegeverfahren zu erhalten. Zusammensetzung, Struktur und Prozesse in naturbelassenen Wäldern dienen als wertvolle Orientierungshilfen für Retentionstechniken. Muster und Prozesse natürlicher Störungsdynamik und der Sukzession sind dafür unerlässlich. Bei flächigen Bränden in den Wäldern des borealen Europa werden nur in den seltensten Fällen alle Bäume abgetötet. Im Gegensatz zum Kahlschlag bleiben meistens viele Bäume erhalten. Die Phase nach Störung zeichnet sich aus durch ein Mosaik von Freiflächen und Teilflächen mit Bäumen, die die Störung überlebt haben, häufig in Verbindung mit großen Mengen an toten Bäumen (Kuuluvainen 2009). Auch in den kahlschlagfrei genutzten Wäldern Mitteleuropas sind große lebende und tote Bäume unverzichtbar für die langfristige Überlebensfähigkeit von Populationen vieler Arten. Zwar ähneln gewöhnliche selektive Erntemethoden der natürlichen Lückendynamik in den Wäldern der gemäßigten Zonen und sie können in der Tat zu einem Erhalt der mikroklimatischen und Bodenbedingungen im Wald beitragen, doch führen sie üblicherweise zu einem Abbau von Strukturelementen wie Altbäumen und Totholz (Kenefic und Nyland 2007, Vandekerkhove et al. 2009).

► *Bei der Retention Forestry ist das, was auf der Fläche verbleibt, ebenso wichtig wie das, was bei der Ernte entfernt wird.*

Die Störungsökologie hat uns gelehrt, dass ein gewisser Anteil an Bäumen, die eine wichtige Rolle für die Biodiversität spielen, nicht geerntet werden sollte. Deren räumliche Verteilung hängt vom individuellen Kontext ab. Meist werden allerdings einzelne Habitatbäume sowie Baumgruppen auf der Fläche belassen. Üblicherweise stehen dabei alte Bäume im Vordergrund, besonders solche mit Höhlen, Kronentotholz und anderen besonderen Merkmalen sowie selten vorkommende Baumarten (Bauhus et al. 2009). Die Mengen unterscheiden sich dabei abhängig von Region und Waldbesitzer; der Anteil der Retention dienenden Flächen ist in Europa mit 1–10 % der Erntefläche sehr niedrig. In Teilen Kanadas und der USA sind 10–20 % üblich, in Tasmanien dienen meist 30 % der Retention (Gustafsson et al. 2012).

► *Retention Forestry ist eine Komponente in einem Skalen übergreifenden Naturschutzansatz.*

Naturschutzmaßnahmen in Waldlandschaften bedeuten meist, dass Bäume nicht gefällt werden, allerdings variiert der Umfang der geschützten Flächen dabei enorm. Traditionell werden vergleichsweise große Flächen als Nationalparks und Reservate ausgewiesen, doch auch kleinere Gebiete wurden als besonders schützenswert erkannt. *Retention Forestry* stellt eine neue Komponente des Naturschutzes dar, bei der es um Maßnahmen auf kleinräumiger Ebene geht: einzelne Bäume und Bauminseln innerhalb der Matrix bewirtschafteter Wälder. Die Einbeziehung kleinräumiger Maßnahmen unterstützt und ergänzt bestehende Netzwerke größerer Naturschutzflächen. Da die verschiedenen Arten unterschiedliche Anforderungen an ihren Lebensraum stellen und in verschiedenen räumlichen Maßstäben agieren, erweist sich vermutlich ein Schutzsystem, das alle Größenordnungen von einzelnen Bäumen bis hin zu tausenden von Hektar Wald berücksichtigt, als am effizientesten.

#### **Exkurs 11. Die Ziele der Retention Forestry**

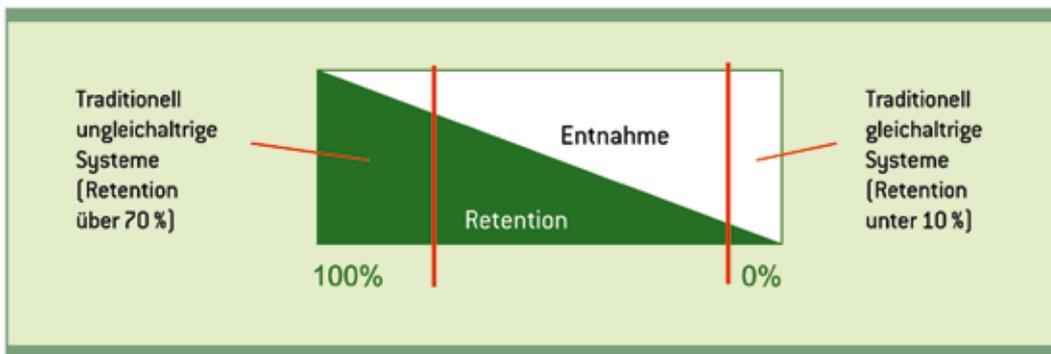
Retention Forestry kann durch einen gewissen Grad an Kontinuität in der Waldstruktur, -zusammensetzung und -funktionalität viele Ziele erreichen (Gustafsson et al. 2012). Insbesondere folgende Ziele werden mit diesem Ansatz verfolgt:

- Wahrung und Förderung der Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen, insbesondere der Biodiversität
- Erhaltung bestimmter (jedoch nicht aller) auf alte Wälder angewiesenen Arten sowie solcher, teilweise auch seltenen Arten, die von lebenden Bäumen und Totholz unter offenen Bedingungen abhängen
- Erhöhung der öffentlichen Akzeptanz von Holzernte und Erweiterung der Möglichkeiten zukünftiger Waldnutzung
- Bereicherung der Struktur und Artenzusammensetzung von Waldflächen nach der Ernte
- Herstellung räumlicher und zeitlicher Kontinuität von Schlüsselstrukturelementen und Prozessen, einschließlich solcher, die für Arten der frühen und späten Sukzessionsphasen erforderlich sind
- Aufrechterhaltung der Vernetzung von Habitaten in Wirtschaftswäldern
- Reduzierung von negativen Auswirkungen der Ernte auf andere Ökosysteme, beispielsweise auf aquatische Systeme
- Verbesserung der Ästhetik von forstwirtschaftlich genutzten Wäldern

► *Retentionsstrategien lassen sich in alle waldbaulichen Systeme einbinden.*

Herkömmliche Waldbausysteme zielten auf eine hinreichende Verjüngung der bevorzugten Baumarten sowie die Etablierung von Beständen und stellten mittels Durchforstungen, Mi-

schungsregulierung, Düngung etc. eine gewünschte Waldstruktur und Verteilung von Baumdimensionen sicher, um letztlich eine vertretbare Bestandsproduktivität und einen nachhaltigen Ertrag der gewünschten forstlichen Produkte zu erzielen (Nyland 2002). Die daraus resultierenden waldbaulichen Systeme führten in der Form von Kahlschlägen, Samenbaumsystemen und Schirmschlagmethoden zu gleichaltrigen Wäldern oder durch selektive Nutzung zu ungleichaltrigen Wäldern. Durch den Fokus auf Rohstoffproduktion ging weltweit die Komplexität bewirtschafteter Wälder zurück (Puettmann et al. 2009). Strukturelemente, die in allen Sukzessionsphasen auftreten, wie Bäume mit speziellen Merkmalen (großen Totholzästen, Höhlen etc.) und Totholz (stehend und liegend), fehlen in Wäldern, die für die Holzgewinnung genutzt werden, meist völlig. Herkömmliche forstwirtschaftliche Systeme übersahen gleichfalls das große Spektrum der in der Natur vorkommenden Variationen der Strukturen und Waldbedingungen nach einer natürlichen Störung (Abb. 20) (Franklin et al. 1997). Auch die herkömmlichen ungleichaltrigen Waldbausysteme ließen viele Strukturelemente, insbesondere solche der späten Entwicklungsphasen, vermissen (z. B. Vandekerkhove et al. 2009).



**Abb. 20.** Die bei der Holzerte entfernte Menge an Bäumen ist sehr variabel. Bei der herkömmlichen Bewirtschaftung ungleichaltriger Wälder werden die meisten Bäume belassen (ca. >70 %), wohingegen bei den herkömmlichen Kahlschlagverfahren nahezu alle Bäume entfernt werden (ca. <10 % verbleiben). Bei der „Retention Forestry“ wird üblicherweise ein Erhalt zwischen 10 % und 70 % angestrebt. Quelle: Nach Franklin et al. 1997).

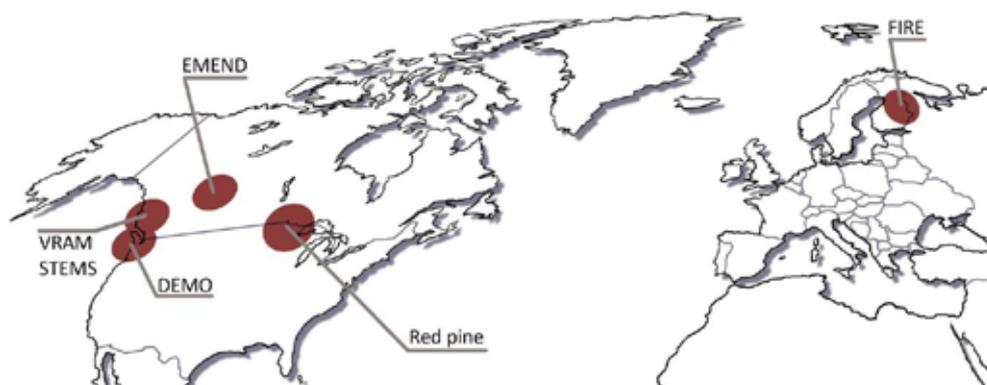
► *Auch in plenterartigen Wäldern ist Retention Forestry erforderlich.*

Bereits vor dem gewaltigen Durchbruch der *Retention Forestry* in Nordamerika wurden in Europa einzelne Elemente dieses Ansatzes praktiziert. Die Entwicklung in Schweden veranschaulicht dies. Bereits Mitte der 1970er Jahre wurde der Schutz wichtiger Lebensräume wie Sumpfwälder, Laubbauminselfen, Felsschluchten und Habitatbäume bei der Ernte von Wald im Waldgesetz des Landes für Waldbesitzer verpflichtend festgeschrieben. Durch die Verabschiedung neuer Waldpolitiken im Jahre 1993/94, in denen Produktion und Umweltschutz gleichberechtigt berücksichtigt wurden, kam es zu einer erweiterten Umsetzung der Maßnahmen. Einige Jahre später begann die Zertifizierung der Wälder (FSC und PEFC). Dabei spielte die Retention von Strukturen eine wichtige Rolle für die Anerkennung von nachhaltiger Waldwirtschaft. Die Entwicklung stellte sich in Norwegen und Finnland ähnlich dar, und die baltischen Staaten schlossen sich dem bald an. Bis diese Entwicklung auch nach Mitteleuropa kam, dauerte es noch einige Zeit. Infolge der weitverbreiteten Praxis naturnaher Waldbewirtschaftung (Bauhus et al. 2013) war der offensichtliche Bedarf an bewussten Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung kritischer Waldstrukturen wohl eher gering.

In Deutschland nahm diese Entwicklung ihren Ausgang im Jahr 2009 mit der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes, wodurch die FFH- (Flora-/Fauna-Habitat-) und Vogelschutzrichtlinie in nationales Recht umgesetzt wurden. Demnach ist die Waldwirtschaft nur dann vom strengen Schutz jedes Individuums einer geschützten Art sowie aller Fortpflanzungs- und Ruhestätten gefährdeter Arten ausgenommen, wenn nachgewiesen werden kann, dass es keine nachteiligen Auswirkungen auf die Populationen dieser Arten gibt. Es wurde erkannt, dass die Erhaltung von Populationen geschützter Arten nur durch besondere Vorschriften zur Erhöhung von Totholz und der Anzahl von Habitatbäumen innerhalb der Matrix von Wirtschaftswäldern möglich ist (z. B. ForstBW 2010).

Die erhaltenen Strukturen tragen zur Bewahrung eines höheren Niveaus der biologischen Vielfalt oder zur beschleunigten Erholung von Biodiversität und Ökosystemfunktionalität am jeweiligen Standort bei.

Mehrere hundert wissenschaftliche Studien zu *Retention Forestry* wurden veröffentlicht (Lindenmayer et al. 2012), unter anderem eine Übersichtsarbeit zu Studien aus Europa und Nordamerika (Rosensvald und Löhmus 2008) sowie eine weitere zu Studien aus Nordeuropa (Gustafsson et al. 2010). Die Studien stimmen weitgehend darin überein, dass im Vergleich zu herkömmlichen Ernteverfahren die Biodiversität durch den Erhalt von Bäumen gefördert wird. Die Reaktion hängt allerdings von den betroffenen Arten oder Artengruppen ab. Überaus positive Reaktionen auf der Bestandsebene zeigten Ektomycorrhizapilze, epiphytische Flechten und kleine bodenbewohnende Tierarten (Rosensvald und Löhmus 2008). Einige groß angelegte Untersuchungen zur *Retention Forestry* wurden durchgeführt, die meisten in Nordamerika, aber auch in Australien und Argentinien. In Europa hingegen gab es mit Ausnahme des FIRE-Projekts in Finnland nur wenige Versuche zur *Retention Forestry* (Abb. 21).



**Abb. 21.** Einige groß angelegte Untersuchungen zur *Retention Forestry* wurden durchgeführt, die meisten in Nordamerika. In Europa gibt es nur ein großflächiges Experiment dazu, und zwar in Finnland. Auch in Australien und Südamerika gibt es Versuchsflächen. DEMO – *Demonstration of Ecosystem Management Options in Oregon and Washington, USA*; EMEND – *Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance in Alberta, Kanada*; STEMS – *Silviculture Treatments for Ecosystem Management in the Sayward in British Columbia, Kanada*; VRAM – *Variable Retention Adaptive Management in British Columbia, Kanada* sowie FIRE, ein großräumiges Experiment der Universität von Joensuu zur Erforschung von Feuer und Holzernte Quelle: Nach Gustafsson et al. [2012].

► *Da es sich bei Retention Forestry um ein noch junges Konzept handelt, ist das Potenzial für die künftige Entwicklung und Optimierung dieses Systems groß.*

Eine Verbesserung in der Angleichung an regionale Bedingungen und den landschaftlichen Kontext sowie eine Anpassung an die jeweiligen Standortverhältnisse würden einen großen Schritt nach vorne darstellen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ließe sich die Effizienz des Systems verbessern, wenn sich sowohl die Auswahl der erhaltenen Bäume als auch deren räumliche Verteilung auf die Kenntnis wichtiger Lebensräume und der Artenzusammensetzungen innerhalb eines Bestands und auch in dessen Umgebung gründet.

### Exkurs 12. Retention Forestry in der Praxis – Beispiele aus Schweden und Deutschland



**Abb. 22.** Schweden. Retention Forestry wird auf der gesamten produktiven Waldfläche von 21 Millionen Hektar praktiziert, d. h. sowohl in privaten Wäldern als auch im Staatswald. Dies entspricht einer Auflage des Waldgesetzes und Zertifizierungsstandards. In Luftaufnahmen werden erhaltene Randzonen und Patches deutlich (oben links: Dalarna, Mittelschweden; Google Earth). Da Retention Forestry vor über 20 Jahren eingeführt wurde, werden junge Bestände, die seitdem verjüngt worden sind, durch eine Oberschicht aus Bäumen des früheren Bestandes ergänzt (oben rechts: Östergötland, Südschweden). Bäume werden meist als Kleinbestände erhalten (unten links: Hälsingland, Mittelschweden). Eine weitverbreitete und in Schweden einzigartige Maßnahme zur Förderung des Totholzvorrats ist die Herstellung von hohen Baumstümpfen, bei denen Stämme üblicherweise in 3 m Höhe abgesägt werden (unten rechts: Hälsingland, Mittelschweden). Fotos: L. Gustafsson.



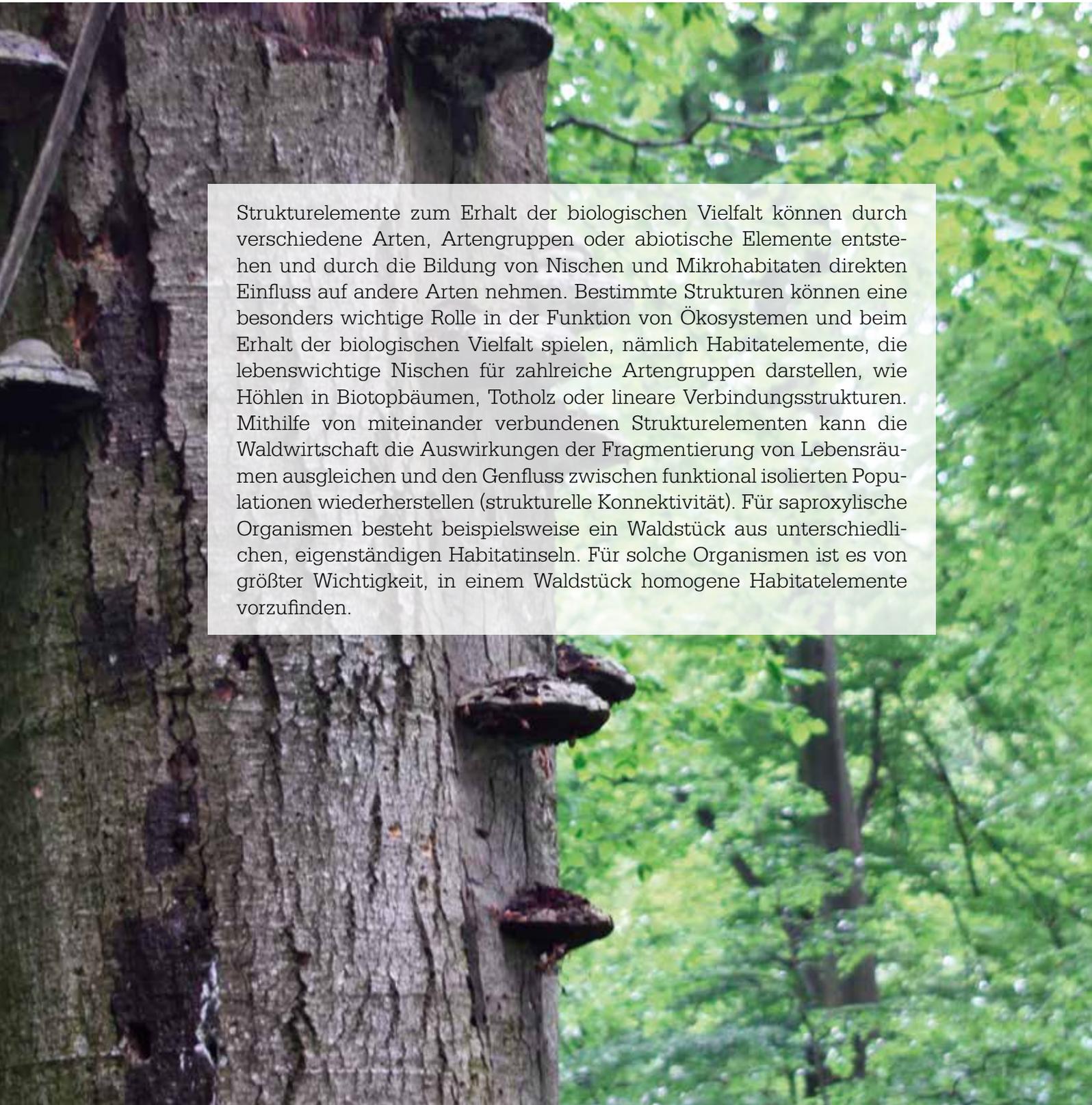
**Abb. 23.** Deutschland. Retention Forestry wird in allen zertifizierten Waldflächen (FSC, PEFC) praktiziert, zu denen die meisten öffentlichen und ein großer Teil der privaten Waldbesitze zählen. Aufgrund des nahezu vollständigen Verzichtes auf Kahlschläge konzentriert sich die Erhaltung von Bäumen in ungleichaltrigen Wäldern auf Habitatbäume sowie stehendes und liegendes Totholz. Üblicherweise ist die Erhaltung von etwa fünf alten/Habitatbäumen pro Hektar erforderlich (die Spanne reicht von 2–10 Bäumen/ha). Während der Verjüngungsphase (links) werden Bäume, die der Retention dienen sollen, ausgewählt und markiert, wie hier in einem 140 Jahre alten Buchenwald. Wo diese Bäume in Gruppen erhalten bleiben, sollen auch weitere Einzelbäume mit sichtbaren Höhlen, Nestern oder anderen Habitateigenschaften ebenfalls geschützt werden. Das Bild rechts zeigt eine alte, zur Erhaltung markierte Buche mit Bewuchs von *Dicranum viride*, einer geschützten Moosart. Im Staatswald werden in einigen Bundesländern einzelne Bäume und (Klein-)Bestände ab einem gewissen Alter (>180 Jahre bei Buchen, 250–300 Jahre bei Eichen und Nadelbäumen) grundsätzlich erhalten, wohingegen in anderen Ländern die gleiche Regelung für Bäume ab einer gewissen Größe (80–100 cm) gilt. In einigen Fällen (bspw. Bayern) hängen die quantitativen Retentionsziele für Habitatbäume und Totholz von Alter und Naturnähe des Waldes ab (höhere Retention in hochwertigen Habitaten). Fotos: J. Bauhus

### Exkurs 13. Empfehlungen für die Praxis

- Bestände sollten vor der Ernte in Augenschein genommen werden, um Bäume und Baumgruppen von besonderem Wert für die biologische Vielfalt zu identifizieren. Hierbei kann es sich um außergewöhnliche Baumarten, besonders alte Bäume oder solche mit Baumhöhlen handeln. Besondere Habitats, wie feuchte Niederungen, felsige Abhänge oder Randzonen von Wasserläufen, sollten abgegrenzt werden. Starkes stehendes oder liegendes Totholz sollte außerdem kartiert werden.
- Diese Bäume und Baumgruppen sollten bei der Ernte ausgespart werden. Fehlen derart markante Bäume, sollten charakteristische Bäume, die später Sonderstrukturen entwickeln können, erhalten werden. Deren Standorte sollten auf Flurkarten oder im GIS markiert werden.
- Diese Retentionsbäume und -flächen sollten erhalten werden; es sollte vermieden werden, dass Totholz bei nachfolgenden Bewirtschaftungsmaßnahmen zerstört wird.

## Literaturverzeichnis

- Bauhus, J., Puettmann, K. und Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Bauhus, J., Puettmann, K.J. und Kühne, C. 2013.** Close-to-nature forest management in Europe: does it support complexity and adaptability of forest ecosystems? In: Messier, C., Puettmann, K.J. und Coates, K.D. (Hrsg.). *Managing Forests as Complex Adaptive Systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledge, The Earthscan forest library. S. 187–213.
- FAO – Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2010.** *Global Forest Resources Assessment 2010: Main Report*. FAO Forestry Paper Nr. 163.
- ForstBW (Hrsg.) 2010.** *Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg*. ForstBW, Stuttgart. 37 S.
- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D. A. und Tappeiner, J. C. 1997.** Alternative Silvicultural Approaches to Timber Harvesting: Variable Retention Harvest Systems. In: Kohm, K. A. und Franklin, J. F. (Hrsg.). *Creating a Forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Island Press, Washington D. C. S. 111–139.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusinski, G., Andersson, E., West-erlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J. und Bengtsson, J. 2013.** Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4:1340 (DOI: 10.1038/ncomms2328).
- Gustafsson, L., Kouki, J. und Sverdrup-Thygeson, A. 2010.** Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of Northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25:295–308.
- Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D. B., Löhmus, A., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J. A., Wayne, A. und Franklin, J. F. 2012.** Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *BioScience* 62:633–645.
- Kenefic, L. S. und Nyland, R. D. 2007.** Cavity Trees, Snags, and Selection Cutting: A Northern Hardwood Case Study. *North. J. Appl. For.* 24:192–196.
- Kuuluvainen, T. 2009.** Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO* 38:309–315.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Löhmus, A., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A. und Gustafsson, L. 2012.** A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 0:1–11. doi: 10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute.
- Nyland, R. D. 2002.** *Silviculture: Concepts and Applications*. McGraw-Hill Co., NY. 2. Auflage.
- Puettmann, K.J., Coates, K.D. und Messier, C. 2009.** *A Critique of Silviculture: Managing for complexity*. Island Press, Washington, DC. 206 S.
- Rosenvald, R. und Löhmus, A. 2008.** For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Ecol. Manage.* 255:1–15.
- Vandekerhove, K., Keersmaecker, L. D., Menke, N., Meyer, P. und Verschelde, P. 2009.** When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 258:425–435.



Strukturelemente zum Erhalt der biologischen Vielfalt können durch verschiedene Arten, Artengruppen oder abiotische Elemente entstehen und durch die Bildung von Nischen und Mikrohabitaten direkten Einfluss auf andere Arten nehmen. Bestimmte Strukturen können eine besonders wichtige Rolle in der Funktion von Ökosystemen und beim Erhalt der biologischen Vielfalt spielen, nämlich Habitatelemente, die lebenswichtige Nischen für zahlreiche Artengruppen darstellen, wie Höhlen in Biotopbäumen, Totholz oder lineare Verbindungsstrukturen. Mithilfe von miteinander verbundenen Strukturelementen kann die Waldwirtschaft die Auswirkungen der Fragmentierung von Lebensräumen ausgleichen und den Genfluss zwischen funktional isolierten Populationen wiederherstellen (strukturelle Konnektivität). Für saproxyliche Organismen besteht beispielsweise ein Waldstück aus unterschiedlichen, eigenständigen Habitatinseln. Für solche Organismen ist es von größter Wichtigkeit, in einem Waldstück homogene Habitatelemente vorzufinden.

## 2 Schlüsselkomponenten für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Wäldern

Die einzelnen Beiträge in Kapitel 2 beleuchten Strukturelemente mit direktem Einfluss auf die Erhaltung der Biodiversität in Wäldern. In diesem Kapitel soll einerseits verdeutlicht werden, welchen Einfluss forstwirtschaftliche Maßnahmen auf die biologische Vielfalt haben, und andererseits sollen deren Folgen für die Waldwirtschaft erörtert werden. Im Fokus der Betrachtungen stehen Habitatbäume, Totholz, Konnektivität und Fragmentierung, Sukzessionsstadien und Störungen. Ein weiterer Schwerpunkt ist der Umgang mit spezialisierten Arten als Erben der früheren Kulturlandschaften, Zielarten und stark gefährdeten Artengruppen. Das Kapitel ist in sechs Abschnitte gegliedert:

- 2.1 Habitatbäume: Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität
- 2.2 Totholz: Quantitative und qualitative Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt von Xylobionten
- 2.3 Konnektivität und Fragmentierung: Inselbiogeographie und Metapopulationen in Elementen später Waldentwicklungsphasen
- 2.4 Natürliche Störereignisse und Walddynamik in europäischen Wäldern der gemäßigten Zonen
- 2.5 Erhalt und Management von spezialisierten Arten: Das Vermächtnis von Naturwäldern und traditionellen Kulturlandschaften
- 2.6 Management zur Erhaltung von Zielarten



## 2.1 Habitatbäume: Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität

*Rita Bütler, Thibault Lachat, Laurent Larrieu und Yoan Paillet*

**Habitat- oder Biotopbäume sind sehr große, sehr alte, sowohl tote als auch lebende Bäume, die Kleinstlebensräume (Mikrohabitate) beherbergen. Sie sind von zentraler Bedeutung für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten des Waldes.**

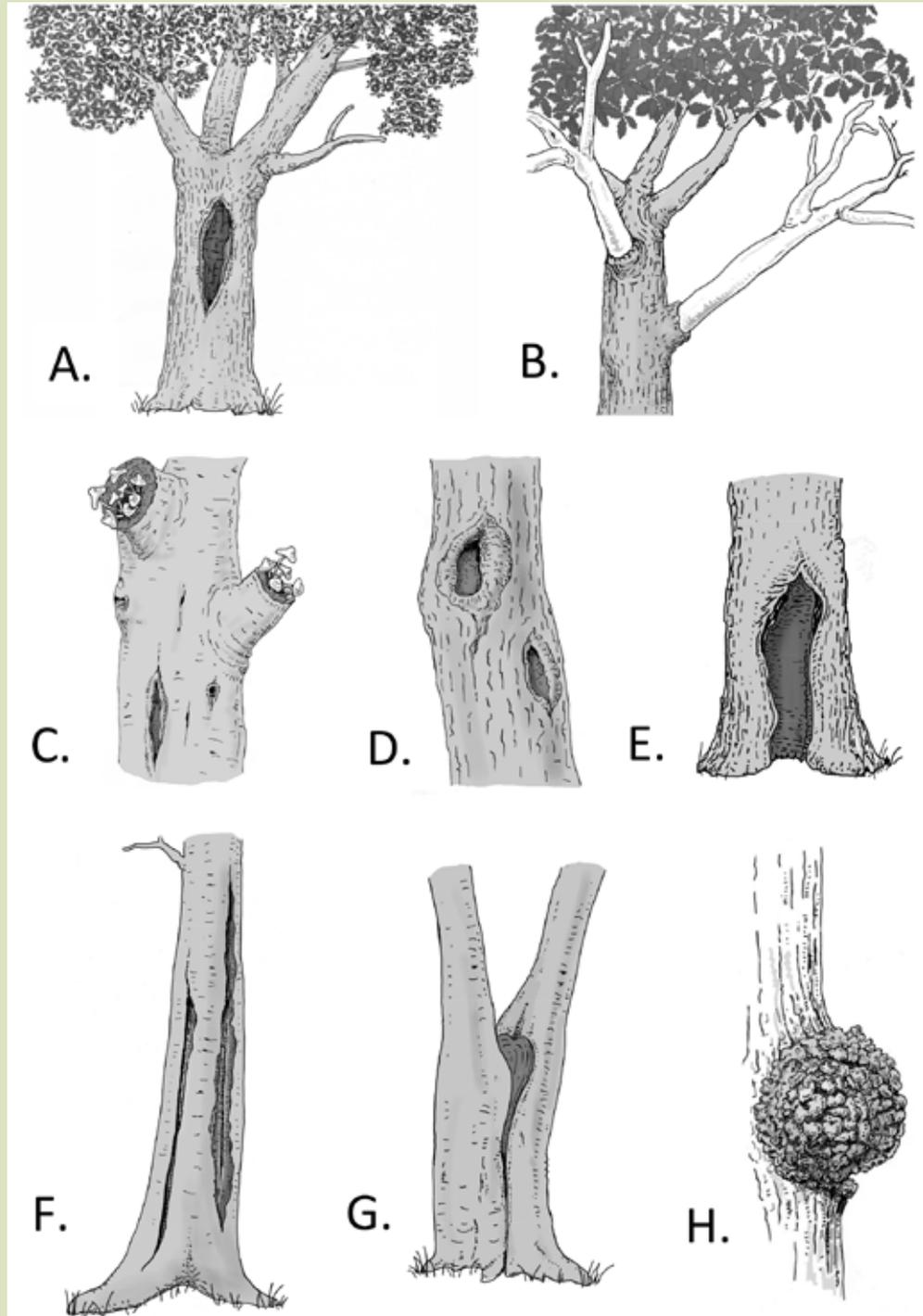
Habitat- oder Biotopbäume sind definiert als lebende oder auch tote Bäume, die ökologische Nischen (Kleinstlebensräume oder Mikrohabitate) wie Baumhöhlen, Rindentaschen, große Totholzäste, Epiphyten, Risse, Spalten, Rindenverletzungen oder Stammfäule aufweisen. Abhängig von ihren spezifischen Merkmalen finden sich für die Habitatbäume ganz unterschiedliche Bezeichnungen. Baumveteranen, alte Bäume oder Methusalem-Bäume sind markante Baumexemplare, die sich durch ihr Alter oder ihre Größe auszeichnen. Für die natürliche Pflanzen- und Tierwelt relevante Bäume oder Höhlenbäume beherbergen Tiere wie Spechte und andere Höhlenbrüter. Habitatbäume und ihre Kleinstlebensräume sind für die Artenvielfalt im Wald von allergrößter Wichtigkeit, denn sie gewähren zahlreichen stark gefährdeten, spezialisierten Pflanzen- und Tier-Arten Unterschlupf oder Lebensgrundlage (siehe Exkurs 14). Mindestens 25 % der walddtypischen Arten sind auf Totholz und Habitatbäume angewiesen oder hängen von deren Existenz ab. Viele von ihnen zählen zu den am stärksten bedrohten Organismen der gemäßigten Wälder Europas. Der Mensch war schon immer fasziniert von Baumveteranen und hat ihnen eine symbolträchtige Rolle zugeschrieben. Beispielsweise war es in Mitteleuropa lange Zeit üblich, unter alten Linden oder Eichen zu Gericht zu sitzen. Trotz ihrer kulturellen Bedeutung ist der Bestand dieser Bäume zunehmend bedroht. Die Gründe dafür sind vielfältig: Verlust der Symbolkraft aufgrund des kulturellen Wertewandels und die Begründung der modernen Land- und Forstwirtschaft in Verbindung mit einer Abkehr von der traditionellen Waldnutzung. Baumveteranen stellen heute ein Erbe der Vergangenheit dar und haben eine außerordentlich hohe Bedeutung, bedenkt man, wie viele Jahrhunderte ein solcher Baum leben muss, bis er diesen Status erlangt hat.

Reichtum und Vielfalt von Mikrohabitaten nehmen mit Umfang und Rindenstärke eines Baums, das heißt üblicherweise mit steigendem Alter, stark zu (Bütler und Lachat 2009, Vuidot et al. 2011, Larrieu und Cabanettes 2012). In Südwestschweden fanden beispielsweise Ranius et al. (2009) heraus, dass weniger als 1 % der unter 100-jährigen Stieleichen (*Quercus robur*) Höhlen mit Innenräumen besaßen, die wesentlich größer als ihr Eingang waren (>3 cm Durchmesser). Im Alter zwischen 200 und 300 Jahren wiesen 50 % der Eichen derartige Höhlen auf, wohingegen sämtliche Bäume ab einem Alter von 400 Jahren große Baumhöhlen zeigten (Ranius et al. 2009). Der ökologische Wert eines Baums steigt folglich mit seinem Alter. Dies ist der Grund, warum Baumveteranen besondere Aufmerksamkeit geschenkt wird und diese zurzeit in verschiedenen Ländern inventarisiert werden, um deren Erhalt zu fördern. In Europa finden sich Baumveteranen in drei verschiedenen Ökosystemtypen: Streuobstwiesen bzw. historischen Waldnutzungsformen (Mittel- und Niederwälder, Waldweiden), Urwäldern oder Parks.

### Exkurs 14. Mikrohabitate rund um Habitatbäume und ihre wichtige Rolle für die biologische Vielfalt.

Abgestorbene Bäume, Baumstümpfe und Bäume mit viel Kronentotholz sind vergleichsweise gut erforscht. Sie stellen die Lebensgrundlage für einen beträchtlichen Anteil der Artenvielfalt des Waldes dar und bilden den Futter-, Schlaf- und Nistplatz sowie allgemein gesprochen den Lebensraum für eine Vielzahl von Arten, unter anderem Wirbeltiere, Wirbellose, Pflanzen (Moose und Flechten) sowie saproxyliche Pilze. Allerdings sind unsere Erkenntnisse nach wie vor unvollständig, da sich die Forschung bei den Mikrohabitaten am Baum und deren Bedeutung für die biologische Vielfalt bislang in erster Linie auf Höhlen konzentriert hat (vgl. Winter und Möller 2008, Vuidot et al. 2011). Ohne Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben, folgt unten eine Zusammenfassung des aktuellen Forschungsstands zu Mikrohabitaten am Baum und die darauf angewiesene Artenvielfalt. Vier Haupttypen wurden ermittelt:

- Baumhöhlen: vier Arten von Baumhöhlen lassen sich anhand ihrer Entstehung und Morphologie unterscheiden:
  - Spechthöhlen: von Spechten zu Nistzwecken gezimmerte Höhlen; diese spielen auch für zahlreiche sekundäre Höhlenbewohner (Vögel, Fledermäuse, Nagetiere (Gliridae) und mittelgroße Säugetiere (Mustelidae)) sowie Wirbellose (Spinnen, Käfer, Wespen) eine wichtige Rolle. Was Vögel angeht, so scheinen Höhlen einem komplexen Geflecht aus primären und sekundären Arten ein Zuhause zu bieten: den Baumeistern wie Spechten selbst, aber auch zahllosen nachfolgenden Besiedlern.
  - Ast- und Stammhöhlen/Mulmhöhlen: entstehen meist durch Verrottungsprozesse; diese Höhlen unterscheiden sich von den erstgenannten insofern, als sie meist durch Verletzungen am lebenden Baum entstehen. Diese Höhlen dienen häufig Fledermäusen als Rast- und Ruheplätze, können aber auch von anderen kleinen und großen Säugetieren, Echsen, Amphibien und Vögeln bewohnt werden. Je mehr Mulm sich ansammelt (d. h. je weiter der Verrottungsvorgang fortgeschritten ist), umso höher spezialisiert sind die dort lebenden Arten. Mulmhöhlen sind beispielsweise für den bedrohten Eremiten (*Osmoderma eremita*) existentiell.
  - Dendrotelmata: Sonderform einer Höhle, die zeitweilig oder dauerhaft mit Wasser gefüllt ist. Verschiedene Insekten (in erster Linie Dipteren) oder Kleinkrebse sind auf die Dendrotelmata als Lebensraum angewiesen, insbesondere derartige Baumhöhlen mit verrottetem Boden.
  - Stammfußhöhlen: Höhlen im Bereich des Stammfußes dienen kleinen und mittelgroßen Säugern, Vögeln und Amphibien als Unterschlupf.
- Risse und Rindenverletzungen: häufiger an Baumstümpfen und abgestorbenen Bäumen, aber auch an lebenden Bäumen zu finden, die auf natürlichem Weg (z. B. Blitzeinschlag) oder bei der Holzernte beschädigt wurden; derartige Mikrohabitate sind besonders wichtig für Fledermäuse, die unter der Rinde nisten. Risse und lose Rinde dienen auch rindenbewohnenden Vögeln, Hemiptera (Rindenwanzen) und Spinnen als Heimat.
- Fruchtkörper saproxylicher Pilze: die Fruchtkörper saproxylicher Pilze deuten per se auf eine hohe Artenvielfalt hin, doch begünstigen sie auch andere Waldarten wie Käfer, Dipteren, Schmetterlinge und Motten sowie Rindenwanzen.
- Andere Mikrohabitate: Von Epiphyten (z. B. Efeu, Kletterpflanzen, Flechten und Moose), Hexenbesen und Saftaustritten profitieren Insekten (in erster Linie Käfer und Schmetterlinge) sowie Vögel. Diese Mikrohabitate sind allerdings bislang nur unzureichend untersucht. Um deren Zusammenhänge mit der Artenvielfalt genauer zu bestimmen, sind weitere Forschungen nötig.



**Abb. 24.** Verschiedene Mikrohabitattypen. A. Schürfrinne; B. Kronentotholz; C. Fruchtkörper saproxylicher Pilze; D. Mulmhöhle; E. Stammfußhöhle; F. Risse; G. Zwieselabriss; H. Maserknolle (auch Holzkropf). Quelle: © TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie. <http://naturschutz-und-denkmalpflege.projekte.tu-berlin.de>.

**Habitatbäume treten in unbewirtschafteten Wäldern häufig auf, benötigen in Wirtschaftswäldern allerdings besondere Aufmerksamkeit.**

Die veränderten forstwirtschaftlichen Praktiken des 19. Jahrhunderts markieren den Beginn eines dramatischen Rückgangs alter und hohler Bäume, die durch spezifische Bewirtschaftungspraktiken bis dahin erhalten geblieben waren. Dies trifft insbesondere auf solche Landschaften zu, wo Kopfbäume, Waldweiden und Mittelwälder alltäglich waren. Diese Habitatbäume dienten zahlreichen xerothermophilen Arten als Lebensraum, waren sie doch meist stark sonnenbeschienen und trocken. In den meisten modernen Wirtschaftswäldern werden im Rahmen der Bestandspflege ‚beschädigte‘ Bäume mit geringem ökonomischen Wert größtenteils entfernt. Es handelt sich hierbei zumeist um Bäume mit Mikrohabitaten oder einem hohen Potential, solche zu entwickeln. Bei einer auf die Produktion qualitativ hochwertiger Bäume mit großem Durchmesser ausgerichteten Forstwirtschaft schrumpft die Dichte der Mikrohabitats aufgrund der positiven Selektion der Bäume im Rahmen des Auslichtens und der Bestandspflege drastisch. Das wiederum hat zur Folge, dass die Vielfalt und Fülle von Mikrohabitaten in bewirtschafteten Wäldern meist geringer ist als in unbewirtschafteten. Gleiches gilt für die Zahl der Bäume, die verschiedene Mikrohabitattypen gleichzeitig beherbergen (Winter und Möller 2008, Bütler und Lachat 2009, Larrieu et al. 2012).

Die Dichte an Habitatbäumen mit einem Durchmesser von mehr als 70 cm beträgt zwischen unter 0,5 und 2 Bäumen pro Hektar in bewirtschafteten Wäldern (Bütler und Lachat 2009, Bütler et al. 2011), wohingegen sich in den Primärwäldern Mitteleuropas und Südkandinaviens auf gleicher Fläche 10 bis 20 derartige Bäume zählen lassen (Nilsson et al. 2002). Hingegen treten gewisse Mikrohabitattypen wie Dendrotelmata (wassergefüllte Hohlräume in Bäumen) und Rindenverletzungen in bewirtschafteten Wäldern als Folge von Erntemaßnahmen häufiger auf (Vuidot et al. 2011, Larrieu et al. 2012).

**Bäume mit Hohlräumen zählen zu den wichtigsten Habitatbäumen für Waldlebewesen. Verlassene Höhlen mit Mulmablagerungen sind die Heimat einiger der am meisten gefährdeten Waldkäferarten.**

Baumhöhlen gehören wohl zu den am besten dokumentierten und erforschten Mikrohabitattypen am Baum (Abb. 25). Die Hohlräume entstehen meist durch die Tätigkeit von höhlenbauenden Vögeln (Spechte) oder durch Fäulnisprozesse unter Beteiligung von wirbellosen Tieren und Pilzen, oder aber eine Kombination aus beidem (Cockle et al. 2012; siehe auch Exkurs 14). In toten Bäumen treten Spechthöhlen und solche, die auf anderem Weg entstanden sind, tendenziell eher auf als in lebenden Bäumen (Vuidot et al. 2011). Jedoch machen tote Bäume weniger als 10 % der stehenden Bäume in unbewirtschafteten Wäldern aus und sind in Wirtschaftswäldern nur selten zu finden; dies erklärt, warum sich der Großteil der Baumhöhlen (>80 %) in lebenden Bäumen befindet (Larrieu et al. 2012).

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein lebender oder toter Baum über Höhlen verfügt, steigt mit dem Durchmesser. Je dicker die Holzwände der Höhle, umso besser die isolierende Wirkung und mikroklimatischen Bedingungen als Wohnraum für Fledermäuse und Bruthöhle für Vögel. Das heißt auch, dass die höhlenbrütenden Vögel in jungen Bäumen seltener anzutreffen sind als in

alten Bäumen. Gleichfalls finden sich Höhlenbrüter weniger oft in bewirtschafteten Wäldern als in Naturwäldern. Es hat sich allerdings auch herausgestellt, dass es große Unterschiede in der Anzahl der Höhlenbäume pro Fläche in Beständen gleichen Alters geben kann. Die Baumart spielt ebenfalls eine wichtige Rolle. Obendrein scheinen die Niederschlagsmengen die Entstehung von Baumhöhlen positiv zu beeinflussen. Diese Effekte legen nahe, dass die Verteilung von Baumhöhlen das Vorkommen von durch Pilze verursachter Kernfäule an Bäumen widerspiegelt. Reduziert die Forstwirtschaft die Zahl pilzbefallener lebender Bäume, erzielt sie wahrscheinlich eine Breitenwirkung in Bezug auf Höhlenbäume. In Wäldern, in denen Zersetzungsprozesse entweder aufgrund klimatischer Bedingungen oder durch forstwirtschaftliche Praktiken unterbunden werden und die folglich arm an Baumhöhlen sind, sind primäre Höhlenbrüter meist rar.



**Abb. 25.** Diese Traubeneiche belegt, dass Spechte den gleichen Höhlenbaum über mehrere Jahre hinweg bewohnen. Verlassene Spechthöhlen können von sekundären Bewohnern (Wirbeltiere und Wirbellose) wie Vögeln, Fledermäusen, Nagern, Spinnen, Wespen etc. genutzt werden. Foto von R. Büttler.



**Abb. 26.** In staatlichen Wäldern in Frankreich werden zu bewahrende Habitatbäume in bewirtschafteten Flächen identifiziert und markiert, um sicherzustellen, dass sie im Rahmen von Durchforstungen erhalten bleiben. Foto von Y. Paillet.

► *Die Erhaltung natürlicher Merkmale wie Habitatbäume durch geeignete forstwirtschaftliche Praktiken fördert die von der Gesellschaft zunehmend wertgeschätzten ökologischen Dienstleistungen. Effiziente Bewirtschaftungsstrategien beinhalten das Ausscheiden von Altholzinseln auf forstbetrieblicher Ebene in Kombination mit dem Erhalt von Habitatbäumen auf Bestandesebene.*

Habitatbäume sind von geringem ökonomischen aber hohem ökologischen Wert. Wenngleich dieser Wert zunehmend anerkannt wird, werden sie trotzdem regelmäßig bei der Bestands-

pflege und Baumernte entfernt. In der forstwirtschaftlichen Alltagspraxis ist ein Umdenken im Sinne der Erhaltung dieser Strukturen oft noch erforderlich. Der Erhalt von Habitatbäumen und deren geeignete Verteilung in der Landschaft stellen für Forstleute eine bedeutende Herausforderung dar, da diese Bäume nicht mit den ökonomischen Konzepten der Forstwirtschaft in Einklang stehen. Stehendes Totholz und teilweise abgestorbene Bäume stellen außerdem für Waldarbeiter und -besucher eine Gefahrenquelle dar. Im Umkehrschluss bedeutet das aber auch, dass der Aufbau einer Strategie zum bewussten Schutz von Habitatbäumen ein Umdenken in der Einstellung zur Bewirtschaftung sowie eine Neuausrichtung der Methoden im Sinne einer Förderung der Entwicklung von Altholzstrukturen erforderlich macht. Für Erhaltungsmaßnahmen während der Holzernte sprechen zwei Argumente: erstens hilft die Erhaltung von Habitatbäumen auf Bestandesebene, eine größere Artenvielfalt und ein funktionstüchtiges Ökosystem zu bewahren, und zweitens beschleunigen die erhaltenen Strukturen die Erholung von Biodiversität und Ökosystemfunktionen in beschädigten Systemen (Bauhus et al. 2009). Je nach Standort können Habitatbäume sowohl auf Bestandesebene als auch auf forstbetrieblicher Ebene gefördert werden (siehe Exkurs 15).

### **Exkurs 15. Empfehlungen für die Praxis.**

Die Erhaltung (zukünftiger) Habitatbäume sollte einen integralen Bestandteil aller forstwirtschaftlichen Tätigkeiten wie Pflege, Durchforstung und Holzernte darstellen. Aus diesem Grund sollten konkrete Hinweise zu Selektion, Anzahl und Verteilung dieser Bäume in die operationellen Leitlinien aufgenommen werden.

Auf Bestandesebene sollten mindestens fünf bis zehn Habitatbäume pro Hektar erhalten werden, um die Auswirkungen der Holzernte auf die von diesen Strukturbäumen abhängigen Organismen zu dämpfen. In Plentersystemen sollten zu erhaltende Bäume solche sein, die Mikrohabitate stellen (auch stehendes Totholz), oder vitalitätsschwache Bäume von geringer Qualität, die im Rahmen des traditionellen Managements ungleichaltriger Bestände entfernt würden. Eine Kombination aus aggregierten und verteilten Erhaltungsmaßnahmen („variable Retention“) wird im Allgemeinen empfohlen, da Sturmschäden bei aggregierten Erhaltungsprofilen meist geringer ausfallen als bei verteilten. Hinzu kommt, dass die Lebensraumbedingungen für Vögel bei aggregierten Habitatbäumen günstiger sind als bei weiträumig verteilten Einzelbäumen. Allerdings sollten vorhandene einzeln stehende Habitatbäume nicht entfernt werden. Neben den bereits vorhandenen Habitatbäumen sollten auch Bäume, die Potential zeigen, zukünftig Mikrohabitate zu beherbergen, in den langfristigen Retentionsbestand übernommen werden; sie sind ordnungsgemäß zu kennzeichnen und bei Erntemaßnahmen unbedingt auszusparen (Abb. 26). Bei jedem Eingriff in den Bestand ist darauf zu achten, dass mehr Bäume in der Alterungsphase und Anwärter dafür erhalten werden, als eigentlich erforderlich sind. Sowohl Habitatbäume als auch Habitatbaumanwärter sollen markiert werden, um sicherzustellen, dass sie langfristig erhalten werden.

Auf forstbetrieblicher Ebene sollten zusätzlich gesamte Waldbestände aus der Nutzung genommen werden, so dass die Bäume dort ihren natürlichen Lebenszyklus durchlaufen können und sowohl altern als auch zerfallen dürfen. Naturwaldreservate und Altholzinseln sind ebenfalls zwei für die Erhaltung von Habitatbäumen geeignete Instrumente. Altholzinseln sind meist nur wenige Hektar groß und werden oft als Trittsteinbiotope zwischen größeren Waldschutzgebieten empfohlen.

Um ein funktionstüchtiges Netzwerk aus Altholzelementen zu erhalten, müssen größere und kleinere stillgelegte Waldflächen durch eine qualitativ hochwertige Matrix bewirtschafteter Bestände mit Habitatbäumen ergänzt werden (siehe Kapitel 2.3 zu Konnektivität).

► *Die Einrichtung eines Netzwerks von Bäumen und Beständen, die nicht genutzt werden, ist unentbehrlich – auch wenn dies mit wirtschaftlichen Interessen unvereinbar scheint: Nur so können die Mindesthabitanforderungen von Arten, die sehr sensibel auf den Holzeinschlag reagieren, gewährleistet werden.*

Der kritische Schwellenwert bezüglich des Waldalters für eine zufriedenstellende Vielfalt an Flechten, Weichtieren und Vögeln in buchendominierten (*Fagus sylvatica* L.) Wäldern liegt bei submontanen Wäldern zwischen 100 und 170 Jahren und bei Bergwäldern zwischen 160 und 220 Jahren (Moning und Müller 2009). In zu Produktionszwecken genutzten Buchenwäldern wird jedoch eine kurze Umtriebszeit von unter 120 Jahren angestrebt, um die Entstehung von rotem Kernholz zu verhindern. Aus diesem Grund sollten forstwirtschaftliche Managementstrategien dahin gehen, ein funktionelles Netz aus Habitatbäumen und aus der Bewirtschaftung genommenen Waldflächen zu schaffen, ohne die wesentlichen Wirtschaftsziele zu gefährden. Es ist zu bedenken, dass in den Naturwäldern Mitteleuropas Alters- und Zerfallsstadien zwischen 20 und 60 % der Waldfläche ausmachen und Lebensräume für die Mehrheit der gefährdeten Waldarten bieten. Deshalb ist es unerlässlich, einen ausreichend großen Flächenanteil in genutzten Wäldern der Erhaltung einer hohen Artenvielfalt, vergleichbar der in Primärwäldern, zur Verfügung zu stellen. Larrieu et al. (2012) empfahlen, dass mindestens 10–20 % der Fläche einer Wirtschaftseinheit in mehr oder weniger aggregierter Form der Erhaltung oder Nachwuchsförderung von Mikrohabitate aufweisenden Bäumen vorbehalten bleiben soll. Wie bereits erwähnt, sollten dafür weder die wertvollsten Bäume gewählt werden, noch die produktivsten oder am besten zugänglichen Bereiche. Forstleute können sich dabei örtliche Strukturen zunutze machen, wie Felsvorsprünge, Feuchtgebiete oder steile Hänge, um diese Flächen nahezu folgenlos für den wirtschaftlichen Ertrag stillzulegen. Aus der Nutzung genommen werden sollten allerdings nicht nur Bereiche in Randlagen; es sollten sämtliche in einer Landschaft vorhandene Waldtypen in repräsentativem Maß berücksichtigt werden.

► *Habitattradition – definiert als das ununterbrochene Bestehen von Altwald, Totholzvorrat und verschiedenen Waldstrukturen – scheint bei der Erhaltung der Waldbiodiversität eine wichtige Rolle zu spielen.*

Einige Autoren haben die Bedeutung ununterbrochener Totholzvorräte und alter Baumbestände für die Erhaltung von Rote-Liste-Arten beleuchtet. Buse (2012) wies nach, dass saproxyliche Urwaldreliktarten mit kontinuierlicher Bewaldung korrelieren. Die Erhaltung von Habitatbäumen sowohl auf Bestandesebene als auch innerhalb einer wirtschaftlichen Einheit sollte folglich vor dem Hintergrund einer langfristigen Habitatkontinuität geplant werden. Möglicherweise entsteht dabei eine zeitliche Lücke zwischen den heute sehr alten Bäumen aus aufgegebenen, traditionell bewirtschafteten Beständen und den Habitatbäumen der nächsten Generation. Zur Überbrückung dieser Zeitspanne kann man die Entwicklung von üblicherweise mit Altbäumen verbundenen Strukturen künstlich fördern. Im Rahmen einer solchen Strategie werden beispielsweise jüngere Bäume verletzt oder abgetötet, junge Bäume mit holzersetzenden Pilzen inokuliert oder Bestände ausgedünnt, um die Entstehungsra-

te von Altbaumstrukturen wie Hohlräumen zu erhöhen. Diese aktiven Eingriffe werden nur in gewissen Fällen erfolgen, und zwar an Stellen, wo wenige Mikrohabitate aufweisende Habitatbäume stehen und ein hoher Erhaltungsbedarf besteht, wie beispielsweise beim Vorkommen seltener und gefährdeter Reliktarten.

► **Mikrohabitate könnten auch als Naturnähezeiger für europäische Wälder dienen. Die verschiedenen Merkmale eines Habitatbaumes sollten in einer Referenzliste zusammengestellt werden, um Mikrohabitate künftig optimal überwachen und diese einem Maß für Artenvielfalt zuordnen zu können.**

Heute ist die Bedeutung von Habitatbäumen für die Artenvielfalt im Wald weithin anerkannt und ihre ökologischen Leistungen werden von der Gesellschaft immer mehr geschätzt. Aus diesem Grund sollten Forstleute diese positiv betrachten. Im stehenden Zustand stellen diese Bäume Lebensräume für viele Arten bereit; sobald sie fallen, dienen sie als Quelle für groß dimensioniertes Totholz und werden durch Zersetzung Teil des Nährstoffkreislaufs und damit des Waldbodens, wodurch sie einen wertvollen Beitrag zum Erhalt wichtiger Ökosystemfunktionen leisten. In den letzten Jahrzehnten ist die Zahl großer Bäume und damit der Bestand an Habitatbäumen in einigen Teilen Europas angestiegen. In der Schweiz hat sich beispielsweise in den vergangenen 30 Jahren die Zahl an Bäumen mit einem Durchmesser von mehr als 80 cm nahezu verdoppelt, was allerdings nicht nur auf bewusste Schutzbemühungen zurückzuführen ist, sondern auch auf den niedrigen Marktwert von Holz. In vielen Teilen Europas wird jedoch der zukünftige Erhalt der Habitatbäume (und ihrer Mikrohabitate) in hohem Maß mit politischen Bestrebungen zur Förderung des Biomasseoutputs von Wäldern kollidieren. Es wird expliziter Erhaltungsstrategien bedürfen, um zu gewährleisten, dass die steigende Nachfrage nach Brennholz und Biomasse nicht zu einem drastischen Rückgang an Habitatbäumen in Wirtschaftswäldern führt, da sich nahezu alle Bäume, auch stehendes Totholz, für diese Zwecke eignen. Gesetzlich erlassene, harmonisierte Maßnahmen zum Schutz von Habitatbäumen und ihren Mikrohabitaten sollten folglich ganz oben auf der Prioritätenliste stehen.

## Literaturverzeichnis

- Bauhus, J., Puettmann, K. und Messier, C. 2009.** *Silviculture for old-growth attributes. Forest Ecology and Management* 258(4): 525–537.
- Buse, J. 2012.** "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16(1):93–102.
- Bütler, R. und Lachat, T. 2009.** Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160(11):324–333.
- Bütler, R., Bolliger, M., Senn-Irlet, B. und Wermelinger, B. 2011.** Naturwälder als Lebensraum. In: Brang, P., Heiri, C. und Bugmann, H. (Hrsg.): *Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz*. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. S. 38–55.
- Cockle, K. L., Martin, K. und Robledo, G. 2012.** Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 264:210–219.

- Larrieu, L. und Cabanettes, A. 2012.** Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42(8):1433–1445.
- Larrieu, L., Cabanettes, A. und Delarue, A. 2012.** Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131(3): 773-786.
- Moning, C. und Müller, J. 2009.** Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9(5):922–932.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. und Ranius, T. 2002.** Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161(1–3):189–204.
- Ranius, T., Niklasson, M. und Berg, N. 2009.** Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257(1):303–310.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F. und Gosselin, F. 2011.** Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144(1):441–450.
- Winter, S. und Möller, G.C. 2008.** Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255(3–4):1251–1261.



## 2.2 Totholz: Quantitative und qualitative Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt von Xylobionten

*Thibault Lachat, Christophe Bouget, Rita Bütler und Jörg Müller*

► *Totholz spielt nicht nur für die Erhaltung totholzbewohnender Arten eine wichtige Rolle, sondern wirkt auch bei der Kohlenstoffbindung, Nährstoffversorgung und natürlichen Waldverjüngung mit und dient dem Schutz gegen Steinschlag.*

In den vergangenen Jahrzehnten ist das Bewusstsein für die Bedeutung von Totholz in Waldökosystemen deutlich gewachsen. Heute gilt Totholz nicht nur als Schlüsselement für xylobionte oder saproxyliche Arten (Arten, die mit Zersetzungsprozessen an lebenden und toten Bäumen in Verbindung stehen); man weiß inzwischen auch, dass ihm eine wichtige Funktion bei der Kohlenstoffbindung, Nährstoffversorgung und Wasserrückhaltung zukommt. Möglicherweise fördert es auch die natürliche Verjüngung, insbesondere in Bergwäldern mit mehrjährigen Grasarten. Hinzu kommt, dass Totholz als Schutz gegen Steinschlag an steilen Hängen dienen kann und andere wichtige Ökosysteme bereichert, wie Flüsse und Seen mit Laichplätzen. In diesem Kapitel möchten wir Totholz als Lebensraum oder als Substrat für vielfältige Totholzbewohner innerhalb des Ökosystems Wald näher beleuchten.

Zwar ist die Datenlage noch lückenhaft, doch herrscht weitgehend Übereinstimmung darüber, dass um 1900 in den mitteleuropäischen Wäldern nur wenig Totholz vorhanden war, diente Brennholz doch als wichtigste Quelle für Primärenergie. Totholzvorkommen gab es zum damaligen Zeitpunkt in Weidewäldern mit ihren Baumveteranen oder in Form von Baumstümpfen in Niederwäldern. Als Kohle gegen 1910 zum wichtigsten Energieträger wurde, änderte sich die Situation. Nach Ende des Zweiten Weltkriegs stiegen die Totholzvorräte in den Wäldern infolge einer weniger intensiven Bewirtschaftung der Wälder und geringerem Bedarf an Brennholz wieder an (Speight 1989). Seit 1990 wird insgesamt ein höheres Totholzvolumen verzeichnet (basierend auf den in den Wäldern Europas gewonnenen Daten) (FOREST EUROPE 2011). Das mag einerseits daran liegen, dass nachhaltige Waldbewirtschaftungsgrundsätze in immer höherem Maß umgesetzt werden, aber auch an schweren Sturmereignissen (Priewasser et al. 2013). Im Umkehrschluss bedeutet das aber auch, dass die Totholzmenge in den modernen Wäldern höher ist als vor 100 Jahren.

Forstleute stellen oft die Frage: „Wie viel Totholz und in welcher Qualität ist erforderlich, um die Artenvielfalt der Totholzbewohner zu erhalten?“ Die beste Antwort ist meist: das hängt von den Erhaltungszielen oder den anvisierten Arten ab. Da die verschiedenen Arten in den unterschiedlichen Waldtypen vielfältigste Anforderungen an ihre Habitate stellen, ist es höchst unwahrscheinlich, dass jemals einfache Totholzziele identifiziert werden können, die

das Überleben sämtlicher xylobionter Artengemeinschaften möglich machen (Ranius und Jonsson 2007). Die Ergebnisse wissenschaftlicher Arbeiten aus den vergangenen Jahren legen nahe, dass bestimmte ökologische Schwellenwerte den Erhalt eines gewissen Umfangs an totholzbesiedelnden Arten ermöglichen.

► *Das Überleben von Totholzbewohnern hängt nicht nur von der Menge des vorhandenen Totholzes ab, sondern auch von dessen Eigenschaften wie Baumart, Dimension oder Zerfallsstadium. Allerdings ist das Vorkommen einer bestimmten Art kein Garant für gute Lebensraumbedingungen. Es kann sich dabei auch um den Restbestand aus einer Zeit handeln, in der ein Habitat noch zahlreich vorhanden war.*

Alt- und totholzabhängige Arten sind an das Leben in einem dynamischen Lebensraum angepasst. Dazu zählt auch Totholz, dessen physikalische und chemische Merkmale sich im Lauf der Zeit verändern. Im Sinne des Erhalts einer lokalen Population müssen Xylobionten folglich in der Lage sein, zum richtigen Zeitpunkt neue geeignete Lebensräume besiedeln zu können. Abhängig von ihrer Ökologie und ihren Habitatanforderungen müssen einige Totholzbewohner bereits nach wenigen Monaten in neue Lebensräume umsiedeln (z. B. solche, die frisches Totholz oder kleine Äste bewohnen), wohingegen andere Arten jahrzehntelang ihre Population in einer Mulmhöhle erhalten können, wie beispielsweise der Eremit (*Osmoderma eremita*). Erweist sich die Dichte eines potentiellen Habitats aufgrund unzureichender Totholz mengen oder ungeeigneter Habitatstrukturen (z. B. fehlende große Totholzstämmen in fortgeschrittenen Zerfallsstadien) als zu gering, kann die Besiedlung neuer Bäume nicht verhindern, dass die Population an anderer Stelle lokal ausstirbt. Das Überleben von Totholzbewohnern hängt nicht nur von der Menge des vorhandenen Totholzes ab, sondern auch von dessen Qualität. Bei Arten mit engen ökologischen Nischen (Spezialisten) und/oder Arten mit eingeschränkten Verbreitungsfähigkeiten liegt der Schwellenwert für das Aussterben meist niedriger (Müller und Bütler 2010). Der Schwellenwert, ab dem eine Art als vom Aussterben bedroht gilt, bezieht sich auf die Mindestgröße eines für die Art geeigneten Lebensraums. Sinkt die Population unter den Schwellenwert, stirbt sie aus; nur oberhalb dieses Schwellenwerts bleibt sie bestehen. Wird ein Lebensraum zerstört oder fehlt lokal geeigneter Lebensraum, verschwinden die meisten der auf dieses Habitat angewiesenen Arten nicht umgehend. Nach Tilman et al. (1994) erlöschen Populationen nach der Zerstörung ihres Habitats nicht sofort, sondern erst im Laufe der Zeit. Dies wird als „Aussterbeschuld“ bezeichnet. Anders gesagt überlebt eine solche Art als „lebender Toter“ noch längere Zeit in einem Ökosystem, das langfristig nicht mehr für sie geeignet sein wird. Bestimmte vorhandene Arten können somit die letzten verbliebenen Exemplare eines früheren Lebensraums sein. Die Verbreitung der mit kurzlebigen Habitaten wie Totholz assoziierten Arten ist noch nicht umfassend erforscht. Telemetrieuntersuchungen beim Eremiten haben gezeigt, dass mit steigender Zahl der erfassten Tiere auch die gemessenen Wanderdistanzen einzelner beobachteter Arten gestiegen sind (Dubois und Vignon 2008). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass wenige Exemplare ausreichen, um langfristig einen neuen Waldbestand zu besiedeln. Derartige Einzelereignisse sind allerdings nur schwer zu verfolgen.

Auf Bestandsebene führt ein großer Totholzanteil unter natürlichen Bedingungen nicht nur zu einer größeren Vielfalt an Substraten (z. B. verfügt ein ganzer Baumstamm in unterschiedlichen Abschnitten über verschiedene Durchmesser), sondern dahingehend auch zu einem besonders großen Oberflächenbereich. Nach dem Konzept der Inseltheorie (MacArthur und

Wilson 1967) kann man in Stichprobeneinheiten mit größeren Oberflächen einen höheren Artenreichtum erwarten. Bestände mit großen Totholz mengen werden demnach im Allgemeinen mehr totholzbewohnende Arten beherbergen als solche mit geringem Totholz vorkommen.

Zwar ist dieses Beziehungsverhältnis zwischen Artenzahlen und Totholzmenge für boreale Wälder bekannt und belegt (Martikainen et al. 2000), doch für die gemäßigten Wälder Mitteleuropas sind die Aussagen weniger eindeutig. In den wärmeren gemäßigten Wäldern scheinen noch weitere Faktoren auf die xylobionten Artengemeinschaften einzuwirken. Auch wenn die Korrelation zwischen der Vielfalt alt- und totholzabhängiger Arten und Totholzvolumen nur geringfügig ist, ergibt sich noch immer ein positiver Zusammenhang insofern, als die biologische Vielfalt xylobionter Arten von allen Waldbewirtschaftungspraktiken profitiert, die den Totholzanteil im Wald erhöhen (Lassauce et al. 2011).

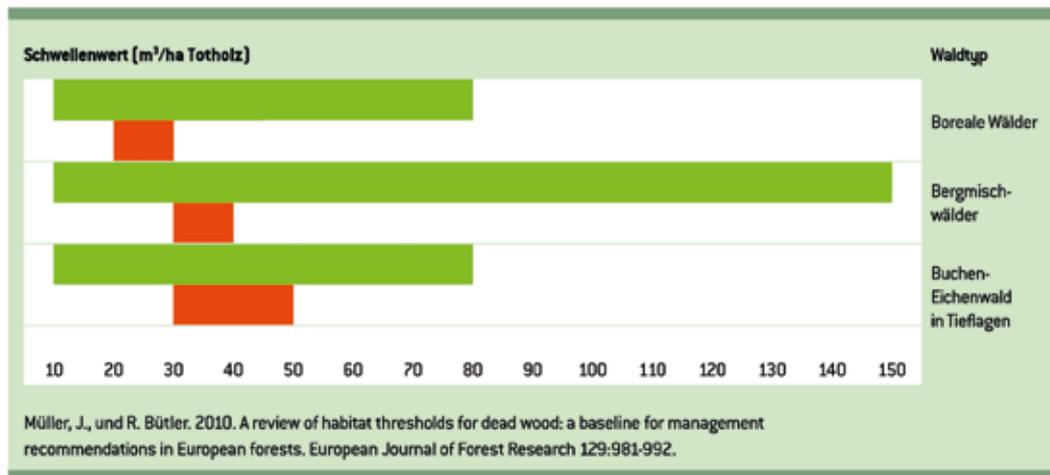


**Abb. 27.** Große Totholz mengen führen zu einer höheren Substratvielfalt. Daraus wiederum lässt sich ableiten, dass Bestände mit großen Totholz mengen im Allgemeinen mehr totholzbewohnende Arten beherbergen als solche mit geringem Totholz vorkommen. Foto von R. Bütler.

▶ *Je nach Waldtyp gelten Totholzanteile von 20 bis 50 m<sup>3</sup>/ha als Schwellenwert für die Erhaltung eines reichhaltigen Spektrums xylobionter Arten. Sehr anspruchsvolle Arten benötigen sogar mehr als 100 m<sup>3</sup>/ha.*

Die definierten Schwellenwerte gelten meist nur für einzelne Arten. Für die Erhaltung ganzer Gemeinschaften ist es jedoch von großem Nutzen, diese Schwellenwerte auf Gesellschaftsebene zu kennen. Das bedeutet, dass es sinnvoll ist, bei der Festlegung von Schwellenwerten für Lebensräume so viele Arten wie möglich zu berücksichtigen, um den Erhalt der gesamten totholzbewohnenden Artengemeinschaft zu erreichen. Müller und Bütler (2010) stellten Literaturrecherchen im Hinblick auf 37 Schwellenwerte für Totholz an, deren Ergebnis sie veröffentlichten. Die meisten betrachteten Artengruppen zeigten einen Spitzenwert bei 20–30 m<sup>3</sup>/ha in borealen Nadelwäldern, 30–40 m<sup>3</sup>/ha in Bergmischwäldern und 30–50 m<sup>3</sup>/ha in Tieflandwäldern. Der Erhalt der meisten betrachteten alt- und totholzbewohnenden Arten kann bei diesen Totholzmengen gesichert werden. Saproxylische Arten oder Artengruppen, die von großen Totholzvorräten abhängig sind, können im Rahmen von Schutzkonzepten, die auf solchen ökologischen Schwellenwerten basieren, allerdings nicht erhalten werden. Moning und Müller (2008) ermittelten einen Totholzschwellenwert von 141 m<sup>3</sup>/ha für Höhlenbrüter. Der Schmarotzerpilz *Antrodia citrinella* trat nur in Beständen auf, die mehr als 120 m<sup>3</sup>/ha Totholz aufwiesen (Bässler und Müller 2010). Beide Beispiele unterstreichen die Notwendigkeit von Waldschutzgebieten, in denen sich Wälder naturnah entwickeln und die Totholzanteile ein Volumen erreichen können, das dem von Urwäldern entspricht.

**Tab. 6.** Totholzschwellenwerte (m<sup>3</sup>/ha) für das Vorkommen einzelner Arten und Artenreichtum in europäischen Wäldern (nach Müller & Bütler 2010), Schwellenbereich in grün, Spitzenwert in rot.



► *Die Förderung von Totholz sollte großflächig umgesetzt werden, steigt doch die Bedeutung von Totholz für alt- und totholzabhängige Arten mit der Größe des Bezugsraums. Auch die zeitliche Dimension sollte in Betracht gezogen werden, denn der kontinuierliche Fortbestand von Wäldern und die Verfügbarkeit von Totholz spielen unter Umständen eine wichtige Rolle für den Schutz der biologischen Vielfalt xylobionter Tier- und Pflanzenarten.*

Die Bedeutung von Totholz für xylobionte Arten sollte unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher Größenordnungen betrachtet werden: auf lokaler, regionaler bzw. Landschaftsebene. Okland et al. (1996) kamen zu dem Schluss, dass Totholz im Hinblick auf den Artenreichtum und die Artenzusammensetzung auf Flächen mittleren (1 km<sup>2</sup>) und großen (4 km<sup>2</sup>) Maßstabs einen wichtigen Faktor darstellt, wohingegen sich auf kleiner Ebene (0,16 ha) nur geringfügige Verbindungen nachweisen ließen. Franc et al. (2007) betonen, dass die Bedeutung von Totholz mit der räumlichen Ebene wächst. Diese Feststellung wiederum kann der Förderung von Totholz dienende forstwirtschaftliche Praktiken begünstigen, die im Sinne der Erhaltung alt- und totholzabhängiger Arten weiträumig eingesetzt werden sollten. Auf Landschaftsebene ist bislang nur wenig über den quantitativen Effekt von Totholz auf die Gemeinschaft von saproxylichen Organismen bekannt, wenngleich dieser vermutlich erheblich sein dürfte. Dies betrifft die Forstwirtschaft auf zwei räumlichen Ebenen: Der Holzeinschlag erfolgt auf Bestandsebene (20–100 ha in Mitteleuropa), wohingegen die Managementplanung für ein ganzes Jahrzehnt auf Landschaftsebene erstellt wird.

Allerdings sollte nicht nur die räumliche, sondern auch die zeitliche Ebene in Betracht gezogen werden. Totholz ist ein dynamischer Lebensraum, der sich im Lauf der Zeit entwickelt und im richtigen Moment am richtigen Ort und in geeigneter Qualität zur Verfügung stehen muss, damit eine Art dort ansässig wird und die Population überlebensfähig ist. Habitattradition bedeutet in diesem Kontext ununterbrochener Totholznachschub. Brunet und Isacson (2009) haben die Bedeutung kontinuierlicher Totholzvorräte und alter Baumbestände für die Erhaltung von Rote-Liste-Arten beleuchtet. Buse (2012) wies nach, dass flugunfähige xylobionte Käfer mit durchgehender Bewaldung korrelieren. Im Umkehrschluss bedeutet das, dass der kontinuierliche Fortbestand von Waldflächen und die Verfügbarkeit von Totholz eine wichtige Rolle für den Schutz der Artenvielfalt von Alt- und Totholzbewohnern zu spielen scheinen, wenn auch nicht alle xylobionten Arten sensibel darauf reagieren. Sensible Arten überleben aufgrund der ökologischen Stetigkeit in ungenutzten Wäldern, wohingegen sie aus Wirtschaftswäldern, in denen mit der Kontinuität der Habitattradition gebrochen wird, verschwinden (Müller et al. 2005). Hinzu kommt, dass sich manche xylobionte Arten im Laufe ihrer Evolution an natürliche Störungen angepasst haben. Wenn Wälder als Wirtschaftswälder nicht mehr nur natürlichen Störungen unterworfen sind, wird nicht nur die Habitattradition unterbrochen, sondern auch das Störungsregime verändert.

► *Totholzvielfalt hinsichtlich Baumart, Durchmesser, Zerfallsklasse und Typ (stehend/liegend) hat eine positive Wirkung auf die Erhaltung saproxylicher Artengemeinschaften.*

Wo große Totholz mengen anfallen, findet man üblicherweise auch eine Vielfalt an Totholzgemeinschaften, wodurch vielfältige Nischen entstehen, welche wiederum die Überlebensfähigkeit zahlreicher xylobionter Arten verbessern. Auch wenn die voneinander unabhängigen Einflüsse von Totholzquantität und -qualität noch unbestimmt sind und Quantität und Qualität möglicherweise eng miteinander korrelieren, wurde die Bedeutung verschiedener Totholztypen in verschiedenen Studien bereits festgestellt. Das heißt, die Erhaltung vielfältiger Totholztypen hinsichtlich Baumart, Durchmesser, Zerfallsklasse und Typ (stehend/liegend) wirkt sich positiv auf den Erhalt xylobionter Artengemeinschaften aus. Dies ist für Spezialisten mit engen ökologischen Nischen und meist niedrigen Populationsdichten von besonders großer Wichtigkeit, da sie besonders gefährdet sind (Jönsson et al. 2008).

► *Die meisten xylobionten Arten haben sich entweder auf Nadel- oder auf Laubbäume spezialisiert; es sind nur wenige Generalisten bekannt. Allerdings gibt es auch Arten mit einem engeren Wirtsspektrum. Mit fortschreitendem Zerfall des Totholzes verliert die Frage der Baumart zunehmend an Bedeutung.*

Xylobionte Artengemeinschaften reichen von reinen Spezialisten bis zu anspruchslosen Generalisten, was ihre Wirtsbäume betrifft. Die größte Einteilung von Wirtsbäumen für xylobionte Arten erfolgt nach Nadel- oder Laubbaumbesiedlern: Die meisten xylobionten Pilze und Käfer haben sich entweder auf Nadel- oder auf Laubbäume spezialisiert; es sind nur wenige Generalisten bekannt. Die Zuordnung zu den beiden Baumartenklassen scheint einem grundlegenden Muster zu folgen (Stokland et al. 2012). Neben dieser groben Spezialisierung haben sich jedoch auch einige Arten auf ein engeres Spektrum an Wirtsbäumen spezialisiert. Insbesondere Erstbesiedler wie Borkenkäfer differenzieren sogar nach Baumart oder -gattung. Mit fortschreitendem Zerfall des Totholzes verliert die Frage der Baumart für die Totholzbewohner zunehmend an Bedeutung, da sich die physikalischen und chemischen Eigenschaften immer weiter annähern. Die strikte Unterscheidung zwischen Nadel- und Laubbaumarten bleibt jedoch über den gesamten Zerfallsprozess hinweg bestehen (Stokland et al. 2012).

► *Einige wenige Totholzstämme mit großem Durchmesser können nicht viele kleine ersetzen: Das Totholzvolumen mag identisch sein, nicht aber die Artengemeinschaften, welche diese bewohnen. Große, dem Zerfall preisgegebene Baumstämme sind als wichtiger Beitrag zur Erhaltung xylobionter Arten erkannt, fehlen jedoch in den meisten Wirtschaftswäldern.*

Der Totholzdurchmesser wirkt sich nicht unbedingt direkt auf die xylobionten Arten aus. Allerdings beeinflusst die Totholzdimension andere Faktoren, wie die Rindenstärke (je älter der Baum, um so dicker und zerfurchter die Rinde) und das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen (große Bäume haben im Verhältnis zum Volumen eine geringere Oberfläche als kleine Bäume), was wiederum Auswirkungen auf Feuchtigkeit und Temperatur hat. Einige Untersuchungen haben den Zusammenhang zwischen der Körpergröße von Totholzkäfern und dem Durchmesser von Totholz beleuchtet. Dieser Zusammenhang beruht auf den verfügbaren Ressourcen, die als limitierender Faktor für die Larvenentwicklung gelten können, auf der Stabilität des Mikroklimas und der Langlebigkeit des Habitats, da Totholz mit großem Durchmesser langsamer zerfällt als solches mit kleinem (Gossner et al. 2013).

Größer dimensioniertes Totholz ist gleichfalls heterogener, da es aufgrund unterschiedlicher Zerfallsklassen und verschiedener Pilze mehr ökologische Nischen bereitstellt. Diese sorgen für die unterschiedlichsten Mikrohabitate, was wiederum die Vielfalt der saproxylichen Arten erhöht. Totholz mit großem und kleinem Durchmesser beherbergt zwar eine ähnliche Anzahl an Arten pro Oberflächen- oder Volumeneinheit (Stokland et al. 2012), doch unterscheiden sich deren jeweilige Artengemeinschaften voneinander (Brin et al. 2011). Das heißt, es

genügt nicht, einige wenige Totholzstämme mit großem Durchmesser durch mehrere kleine Stämme zu ersetzen. Juutilainen et al. (2011) betonen, dass der Artenreichtum und die hohen Bestandszahlen xylobionter Arten möglicherweise nicht ausreichend gewürdigt werden, wenn man sich primär auf groß dimensioniertes Totholz konzentriert. Totholz sollte in den verschiedensten Durchmessergrößen vorgehalten werden, um xylobionte Arten in möglichst großer Vielfalt zu erhalten. In bewirtschafteten Wäldern fehlen große, verrottende Baumstämme (mit einem Durchmesser >50 cm bspw. für *Fagus sylvatica*), die sich für saproxylische Arten als lebenswichtig erwiesen haben.



**Abb. 28.** Totholzstämme mit großem Durchmesser (über 50 cm) sind für saproxylische Arten besonders wertvoll. Foto: T. Lachat

*Im Laufe des Abbaus von frischem zu verrottetem Totholz verändern sich Artengemeinschaften und Artenreichtum im Totholz. Auch die Art und Weise des Absterbens eines Baums wirkt sich auf die Zusammensetzung der Gemeinschaft xylobionter Organismen aus.*

Totholz ist bekanntermaßen ein dynamischer Lebensraum, in dem Arten aufgrund der schrittweisen Zerstörung oder Verschlechterung des Substrats infolge der Zersetzung des Holzes lokal aussterben, woraufhin andere Arten diesen Lebensraum übernehmen. Um das langfristige Überleben dieser Arten zu sichern, müssen neue Flächen zur Verfügung stehen (Jönsson et al. 2008). Während des Abbaus von Frischholz zu verrottetem Totholz verändern sich die biotischen und abiotischen Faktoren des Lebensraums/Substrats erheblich. Grob gesagt lässt sich der Abbau in drei verschiedene Sukzessionsphasen xylobionter Arten (insbesonde-

re wirbelloser Organismen) einteilen: in der Besiedlungsphase dringen Pionierinsekten in den frischen Totholzkörper ein. In der anschließenden Zerfallsphase gesellen sich zu den primären Xylobionten sekundäre Xylobionten und in der Humifizierungsphase werden die bisherigen Bewohner sukzessive von Bodenlebewesen verdrängt (Stokland et al. 2012).

Während des Fortschreitens des Zersetzungsprozesses erfolgt nicht nur ein Artenwechsel, auch der Artenreichtum unterliegt in hohem Maß diesem Vorgang. Basidiomyceten beispielsweise weisen sowohl auf Laub- wie auch auf Nadelbäumen in den mittleren Zersetzungsstadien den höchsten Artenreichtum auf. Einige Studien haben nachgewiesen, dass Käfer ihren höchsten Artenreichtum zu Beginn des Abbauprozesses von Nadelbäumen zeigen, bei Laubbäumen hingegen in den mittleren und späten Zersetzungsstadien (Stokland et al. 2012).

Auch die Art des Absterbens eines Baums wirkt sich auf die Artenzusammensetzung der xylobionten Organismen aus. Ein alter Baum stirbt im Verlauf mehrerer Jahre, um nicht zu sagen Jahrzehnte, vollständig ab und kann als stehendes Totholz (Baumstumpf) lange überdauern, bevor er fällt. Viele verschiedene Organismenarten bewohnen sukzessive einen solchen Baum und schaffen Mikrohabitate, die wiederum anderen Arten als Lebensraum dienen. Ein solches Baumsterben ist ein sehr komplexer Vorgang, der schrittweise erfolgt. Wird ein Baum jedoch gefällt oder fällt er einem plötzlichen Ereignis wie Windbruch oder Feuer zum Opfer, erfolgt die Besiedelung über ganz andere Wege. Diese Unterschiede sind zu Beginn des Abbaus am größten und nivellieren sich gegen Ende der Abbauprozesse ein. Der Grund hierfür liegt darin, dass sich die Eigenschaften von verschiedenen Totholzsubstraten im Verlauf des Zersetzungsprozesses immer weiter annähern.

► *Abiotische Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit sowie biotische Faktoren wie Prädationsdruck und Konkurrenzkampf haben einen großen Einfluss auf die im Totholz lebenden Artengemeinschaften.*

Hinzu kommen abiotische und biotische Faktoren, die einen großen Einfluss auf die im Totholz lebenden Artengemeinschaften haben. Temperatur und Feuchtigkeit sind zwei der bedeutendsten abiotischen Totholz Faktoren, die von dessen Lage und Position (insbesondere stehend als Hochstumpf oder liegend) beeinflusst werden können. Stehendes Totholz ist meist trockener als ein liegender Baumstamm mit Bodenkontakt und ist unter Umständen mehr der Sonne ausgesetzt. Die Frage hierbei lautet nicht, ob es sich um günstigere oder ungünstigere Bedingungen für xylobionte Arten handelt, vielmehr entstehen unterschiedliche Lebensbedingungen, die die Überlebenschance einer bestimmten Organismengruppe erhöhen. Pilze und Moose profitieren generell von feuchten Umweltbedingungen, wohingegen ein trockenes und warmes Klima einer Vielzahl an Totholzkäfern und Flechten entgegenkommt. Ebenso ist darauf hinzuweisen, dass ähnliche Substrate unterschiedliche Artengemeinschaften beherbergen, sobald sie sich in verschiedenen Umgebungen entwickeln (verschiedene Abschnitte des Stamms, Zweige im Kronendach, Waldboden) (Bouget et al. 2011, Foit 2010). Sonstige Einflussfaktoren wie Baum-Mikrohabitate in lebenden Bäumen können sich zusätzlich auf die in Totholz lebenden Artengemeinschaften auswirken.

Was biotische Faktoren angeht, sollten wir auch auf die Wechselbeziehungen zwischen den Arten hinweisen, über die wenig bekannt ist, die aber mit ziemlicher Sicherheit von entscheidender Bedeutung sind. Die Sukzessionspfade zwischen einigen Pilzen und Käferarten oder Räuber und Beute sind hinreichend bekannt (vgl. bspw. Stokland et al. 2012), doch angesichts

der Vielzahl an Interaktionen im Nahrungsnetz der Xylobionten bleiben uns die meisten verborgen (z. B. Konkurrenz oder Kommensalismus).

► *Die Menge an Totholz ist in den vergangenen zehn Jahren europaweit gestiegen. Die Bestandserhaltungsziele für xylobionte Arten wurden allerdings noch nicht erreicht; die Totholz mengen in Wirtschaftswäldern entsprechen im Großen und Ganzen noch nicht dem für die Erhaltung der meisten xylobionten Arten erforderlichen Schwellenwert.*

Aktuell stehen verschiedene Programme für Management und Förderung von Totholz in Waldökosystemen zur Verfügung. Neben der Erhaltung der letzten Urwälder sind segregative Maßnahmen wie die Einrichtung von Waldschutzgebieten und Altholzinseln unerlässlich, um die Entstehung hoher Totholz mengen zu propagieren. Die anspruchsvollsten xylobionten Arten sind nämlich auf große Totholz mengen angewiesen. Ihre Anforderungen an ein breites Spektrum von Totholz mengen und -qualitäten sind mit dem Angebot in Wirtschaftswäldern nicht vereinbar, wo sich der Anteil und die Vielfalt von Totholz substraten sowie die Input- und Outputdynamik von Totholz verändert haben. Angesichts der Tatsache, dass die ermittelten quantitativen Schwellenwerte für die meisten xylobionten Arten über den in Wirtschaftswäldern auftretenden Totholz mengen liegen, empfahlen Müller und Bütler (2010) die Errichtung eines Netzwerks von Waldbeständen mit Totholzanteilen zwischen 20 und 50 m<sup>3</sup>/ha, anstatt in allen Beständen niedrigere durchschnittliche Totholz vorräte erzielen zu wollen.

Grundsätzlich ist die Menge an Totholz in den vergangenen zehn Jahren europaweit gestiegen. Das bedeutet allerdings nicht, dass die Bestandserhaltungsziele für xylobionte Arten bereits erreicht sind. Die signifikant gestiegene Nachfrage nach erneuerbaren Energiequellen wie Brennholz – um die Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen zu verringern und die Emission von Treibhausgasen zu senken – stellt die Forstwirtschaft möglicherweise in Zukunft vermehrt vor die schwierige Aufgabe einer intensiveren Bewirtschaftung. Das heißt, die großen, überalterten Bäume und Totholz vorkommen könnten abgebaut werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich eine derartige Intensivierung der Bewirtschaftung negativ auf die Artenvielfalt der Xylobionten auswirkt. Je mehr die Notwendigkeit des Schutzes der Biodiversität in das Bewusstsein der Waldbesitzer und Forstleute rückt, umso eher ist es möglich, eine Intensivierung der Waldbewirtschaftung unter Berücksichtigung nachhaltiger, angepasster Managementaspekte zu erzielen. Dies ist allerdings nur machbar, wenn alle Beteiligten an einem Strang ziehen: Forscher, Umweltmanager, Naturschutzorganisationen und Entscheidungsträger.

**Abb. 29.** Viele Xylobionten wie Bockkäfer benötigen nicht nur Totholz, sondern auch sonnenbeschienene Orte, an denen Blütenstände gedeihen, von deren Pollen und Nektar sich die erwachsenen Tiere ernähren. Foto: B. Wermelinger.



*Der ökologische Schwellenwert für Totholz mengen von 20–50 m<sup>3</sup>/ha sollte innerhalb eines Netzwerks von Waldbeständen auf Landschaftsebene erreicht werden, anstatt einen insgesamt niedrigeren Mittelwert in allen Einzelbeständen anzustreben.*

#### **Exkurs 16. Empfehlungen für die Praxis**

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt totholzbewohnender Arten hängt von der Totholzquantität und -qualität ab. Allgemein gesagt besteht ein Zusammenhang zwischen hohem Totholzvorkommen und hoher Artenvielfalt in diesem Lebensraum (verschiedene Dimensionen, Zersetzungsstadien, Baumarten, Positionen), was wiederum den ökologischen Wert für xylobionte Arten erhöht. Die Mehrheit dieser Arten überlebt bei folgendem Totholzangebot (Müller und Bütler 2010):

- 20–30 m<sup>3</sup>/ha in borealen Nadelwäldern
- 30–40 m<sup>3</sup>/ha in Bergmischwäldern
- 30–50 m<sup>3</sup>/ha in Tieflandwäldern

Die genannten quantitativen Schwellenwerte für Totholz liegen weit über den Mengen, die üblicherweise in Wirtschaftswäldern vorzufinden sind. Daher wird empfohlen, den ökologischen Schwellenwert für Totholz mengen von 20–50 m<sup>3</sup>/ha innerhalb eines Netzwerks von Waldbeständen auf Landschaftsebene zu erreichen, anstatt einen insgesamt niedrigeren Mittelwert in allen Einzelbeständen anzustreben. Da hochanspruchsvolle xylobionte Arten Totholz mengen von mehr als 100 m<sup>3</sup>/ha benötigen, sind ungenutzte

Wälder für deren Erhaltung unentbehrlich. Totholz mit großem Durchmesser und in späten Zersetzungsstadien sollte vorrangig berücksichtigt werden, da dies in bewirtschafteten Wäldern meist völlig fehlt. Von *Fagus sylvatica*, der in den gemäßigten Wäldern Europas vorherrschenden Baumart, sollte in den Beständen liegendes Totholz von mehr als 50 cm Durchmesser erhalten bleiben.

## Literaturverzeichnis

- Bässler, C. und Müller, J. 2010.** Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemela & Ryvarden. *Fungal Biology* 114:129–133.
- Bouget, C., Brin, A. und Brustel, H. 2011.** Exploring the “last biotic frontier”: Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Forest Ecology and Management* 261:211–220.
- Brin, A., Bouget, C., Brustel, H. und Jactel, H. 2011.** Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15:653–669.
- Brunet, J. und Isacsson, G. 2009.** Restoration of beech forest for saproxylic beetles – effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18:2387–2404.
- Buse, J. 2012.** “Ghosts of the past”: flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *J Insect Conserv* 16:93–102.
- Dubois, G. und Vignon, V. 2008.** First results of radio-tracking of *Osmoderma Eremita* (Coleoptera: Cetoniidae) in French chestnut Orchards. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*:131–138.
- Foit, J. 2010.** Distribution of early-arriving saproxylic beetles on standing dead Scots pine trees. *Agricultural and Forest Entomology* 12:133–141.
- FOREST EUROPE, UNECE und FAO 2011.** State of Europe’s Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
- Franc, N., Gotmark, F., Okland, B., Norden, B. und Paltto, H. 2007.** Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. *Biological Conservation* 135:86–98.
- Gossner, M.M., Lachat, T., Brunet, J., Isacsson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W. W. und Müller, J. 2013.** Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology* 27(3):605–614.
- Jönsson, M., Edman, M. und Jonsson, B. 2008.** Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal oldgrowth *Picea abies* forest. *J Ecol* 96:1065–1075.
- Juutilainen, K., Halme, P., Kotiranta, H. und Monkkonen, M. 2011.** Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 4:342–349.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. und Bouget, C. 2011.** Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11:1027–1039.
- MacArthur, R. und Wilson, E. 1967.** *The theory of island biogeography.* Princeton.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punntila, P., Kaila, L. und Rauh, J. 2000.** Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94:199–209.
- Moning, C. und Müller, J. 2008.** Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256:1198–1208.
- Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. und Zabransky, P. 2005.** Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2:106–113.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992.

- Okland, B., Bakke, A., Hagvar, S. und Kvamme, T. 1996.** *What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway.* *Biodiversity and Conservation* 5:75–100.
- Priewasser, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., und Wohlgemuth, T., 2013.** *Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests.* *European Journal of Forest Research* 132:231–240.
- Ranius, T. und Jonsson, M. 2007.** *Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests.* *Journal for Nature Conservation* 15:120–130.
- Speight, M. 1989.** *Saproxylic invertebrates and their conservation.* In: *Europarat (Hrsg.). Nature and Environment, Strasbourg.* S. 81.
- Stokland, J., Siitonen, J. und Jonsson, B. G. 2012.** *Biodiversity in dead wood.* Cambridge University Press. 509 S.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C. und Nowak, M. 1994.** *Habitat destruction and the extinction debt.* *Nature* 371:65–66.

## 2.3 Konnektivität und Fragmentierung: Inselbiogeographie und Metapopulationen in Elementen später Waldentwicklungsphasen

*Kris Vandekerkhove, Arno Thomaes und Bengt-Gunnar Jonsson*

Große Totholz mengen und ein dichtes Netz an alten und hohlen Bäumen (im Folgenden „Habitatbäume“ genannt, vgl. Kapitel 2.1) sind charakteristische Elemente eines naturbelassenen Waldes, besonders in den späten Entwicklungsphasen (Harmon et al. 1986). Diese Phasen können in naturbelassenen Wäldern bis zu 50 % der Waldfläche umfassen (z. B. Meyer und Schmidt 2008), fehlen allerdings in bewirtschafteten, auch naturnah bewirtschafteten Wäldern gänzlich oder weitgehend. Wirtschaftswälder werden ausschließlich von Aufbau- und Optimalphase dominiert; alle anderen Entwicklungsphasen werden durch die Holzernte unterbunden (Christensen und Emborg 1996, Bobiec 2002). Auch im Rahmen einer selektiven Entnahme und Durchforstung werden „fehlerhafte“ Bäume der späten Entwicklungsphasen (hohle, tote und absterbende Bäume) meist entfernt. Ein erheblicher Teil der Waldbiodiversität ist jedoch ausschließlich oder vorwiegend auf diese Elemente angewiesen, um das Überleben zu sichern, insbesondere saproxyliche, also Totholz bewohnende Arten (Stokland et al. 2012). Siitonen (2001) berechnete, dass ein Rückgang von starkem Totholz um mehr als 90 % wohl zu einem Verlust von wenigstens einem Viertel, wahrscheinlich sogar mehr als der Hälfte aller saproxylichen Arten führen kann. Habitatverlust in Verbindung mit einer Fragmentierung natürlicher Lebensräume lässt diese Quote vermutlich noch stärker ansteigen. Das führt dazu, dass inzwischen die meisten auf Altbestandselemente und späte Entwicklungsphasen angewiesenen Arten bedroht sind.

► *Schutz der Biodiversität in bewirtschafteten Wäldern ist im Wesentlichen eine Frage des gezielten Belassens entscheidender Elemente, um die ‚Verkürzung‘ des Entwicklungsphasenzyklus durch den Ernteeinschlag zu kompensieren.*

Altbestandselemente wie Höhlenbäume und Totholz entstehen von selbst, wenn die Forstwirtschaft es zulässt. In kürzlich aus der Nutzung genommenen mitteleuropäischen Wäldern (mit grundsätzlich niedrigem Totholzanteil) kann das Totholzvolumen durchschnittlich im Jahr um bis zu 1–1,5 m<sup>3</sup>/ha netto auch ohne schwerwiegende Störereignisse anwachsen (u. a. Vandekerkhove et al. 2009). Bei dieser Geschwindigkeit wird nach 50 bis 100 Jahren ein „natürliches“ Totholzniveau erreicht. Einige Elemente der fortgeschrittenen Altersphasen benötigen sogar noch länger, bis sie sich wieder eingestellt haben, wie beispielsweise alte, rindenlose Bäume und große, stark zersetzte Stammelemente. Solche Elemente zu belassen und zu erhalten ist von größter Wichtigkeit, da ihre „Wiederherstellung“ buchstäblich Generationen dauern kann (siehe Exkurs 17). Auch an Standorten, wo als einzige Option aktive Wiederherstellung verbleibt, ist es anzustreben, langsam, aber stetig Elemente der späten Waldentwicklungsphasen anzureichern.

### Exkurs 17. Managementstrategien für die Erhaltung von Altbestandselementen: „die drei R“

- **Reserve (Schützen)**: Schutz vorhandener Altbestandsrelikte (oder anderer Kleinbestände von hohem Wert oder mit entsprechendem Potential) durch die Einrichtung klar umrissener, abgesteckter Gebiete zu diesem Zweck, wie beispielsweise Naturwaldreservate oder Nationalparks, aber auch kleinerer, oft „Waldrefugien“ oder „Altholzinsel“ genannter Schutzgebieten.
- **Retain (Erhalten)**: der bewusste Erhalt von toten, alten oder anderen Habitatbäumen in einem Bestand im Rahmen von Durchforstungs- oder Erntemaßnahmen. Derartige Retentionsbäume sind Schlüsselemente für die „Matrix“ bewirtschafteter Wälder.
- **Restore (Wiederherstellen)**: Auch wenn keine solchen Altbestandsstrukturen aktuell vorhanden sind, kann mithilfe geeigneter Maßnahmen deren Wiederherstellung in geplanten, vernetzten Mustern erfolgen.

Dieses Konzept wurde ursprünglich für die Primärwälder des Pazifischen Nordwestens entwickelt und unter der Bezeichnung „Variable Retention Harvest System“ eingeführt (Franklin et al. 1997, Lindenmayer und Franklin 2002). Es lässt sich aber auch auf gemäßigte Wälder ohne Altbestandselemente anwenden, wo ein „management for old-growthness“ in die waldbauliche Praxis eingebunden wird (Bauhus et al. 2009). Meist geht es gewissermaßen darum, „den Dingen ihren Lauf zu lassen“ und abzuwarten, was passiert. Altbestandselemente wie Höhlenbäume und Totholz entstehen tatsächlich von selbst, wenn die Bewirtschaftung zulässt, dass sie sich entwickeln.

▶ *Altbestandselemente sollten in ein funktionelles Netz eingegliedert werden, um für die Erhaltung der biologischen Vielfalt saproxyli-scher Arten wirkungsvoll zu sein.*

Der erfolgreiche Bestandserhalt einer Population ist nur möglich, solange Fortpflanzung und Besiedlung die durch Abwanderung, Tod oder Räuber entstehenden Verluste kompensieren können. Saproxyliche Arten unterscheiden sich insofern von anderen, als ihr Lebensraum vergänglich ist: hohle und tote Bäume sind nur vorübergehend verfügbar und eignen sich sogar zeitlich noch viel eingeschränkter als Lebensraum für bestimmte Arten (Jonsson 2012). Folglich hängt das Überleben einer Population von deren Fähigkeit und Möglichkeit ab, ein neues Habitat zu besiedeln, bevor das alte untergeht.

▶ *Man kann gewissermaßen sagen, dass eine Population saproxyli-scher Organismen auf einem schmelzenden Eisberg lebt und den nächsten erreichen muss, bevor sich das verbleibende Eis endgültig aufgelöst hat.*

### Exkurs 18. Die Theorie der Inselbiogeographie und Metapopulationen

Die Prinzipien der Inselbiogeographie wurden von MacArthur und Wilson (1967) entwickelt. Sie basieren auf deren Untersuchung der Artenvielfalt auf relativ großen und kleinen Inseln in Festlandsnähe sowie in größerer Entfernung.

Sie formulierten die Kernaussage, dass der Artenreichtum auf größeren Inseln höher ist als auf kleineren und auf nahe am Festland liegenden Inseln wiederum höher als auf weiter entfernten. Dies lässt sich vereinfacht dadurch erklären, dass die Zuwanderung von Arten vom Festland (der Populationsquelle) mit der zu überwindenden Distanz sinkt. Größere Inseln enthalten potentiell vielfältigere Lebensräume und eignen sich daher für mehr Arten; größere, weniger leicht vom Aussterben bedrohte Populationen können sich entwickeln.

Stillgelegte Flächen und Habitatbäume stellen für altbestandsabhängige Arten ein Geflecht aus „Altholzinseln“ und Trittsteinen in einem „Meer“ aus Jung- und Optimalphasenbeständen dar. Wie in der klassischen Inselbiogeographie können größere Habitatinselfen größere (Sub-) Populationen längerfristig tragen (geringeres Aussterberisiko), und Flächen, die sich näher an der Quellpopulation befinden, werden mit größerer Wahrscheinlichkeit besiedelt.

Die **Metapopulationstheorie** wurde im Wesentlichen von Hanski (1999) entwickelt und beschrieben. Sie besagt, dass die Population einer Art aus einer Vielzahl von eigenständigen Teilpopulationen bestehen kann, die in räumlich getrennten, geeigneten Habitaten („patches“) leben, jedoch in kürzester Zeit von einem Standort zu einem anderen wandern können. Diese Subpopulationen bilden gemeinsam eine sogenannte „Metapopulation“.

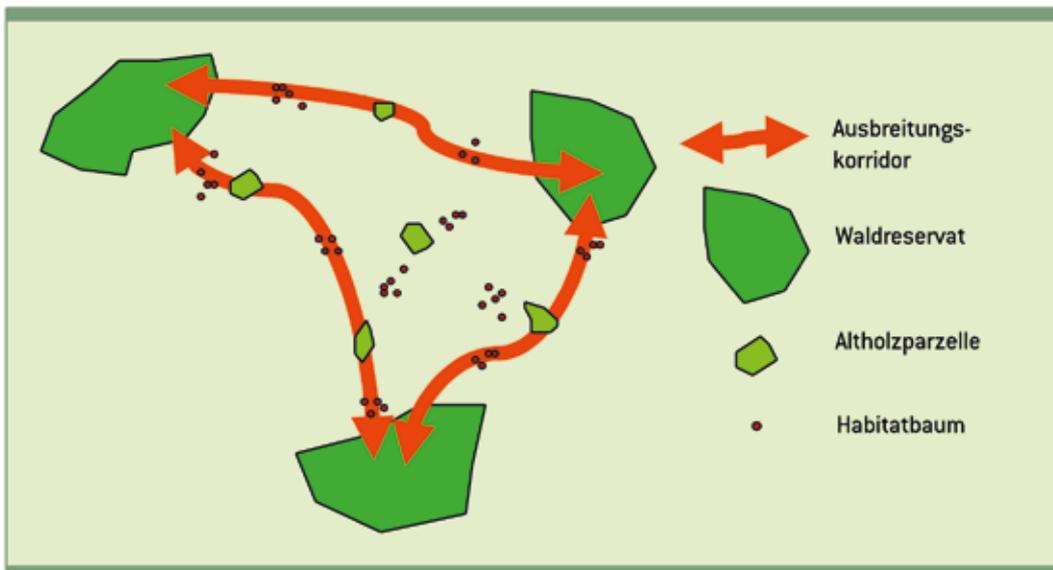
Auch wenn einzelne Standorte und Subpopulationen verlorengehen, überlebt die Population als Ganzes, solange der Austausch der Subpopulationen untereinander erhalten bleibt und diese insgesamt überlebensfähig bleiben. In einigen Fällen kann auch eine eigenständige Kolonie über längere Zeit stabil sein (bspw. Kormorane auf einer Brutinsel). In anderen Fällen, wie bei Totholz, gehen Siedlungsflächen im Lauf der Zeit verloren und entstehen an anderer Stelle neu. Einzelne Individuen (oder Samen) können von ihrem Ursprung ausgehend einen neuen Lebensraum zufällig besiedeln (z. B. Pilze, s. u.), wohingegen andere aktiv nach neuen Lebensräumen suchen (z. B. Käfer). In solchen Fällen spricht man von „Habitat Tracking“.

So lange genügend Habitatflächen für eine Besiedlung zur Verfügung stehen und erreichbar sind, kann sich eine lebensfähige Metapopulation einer Art entwickeln oder erhalten bleiben und so das Überleben einer ganzen Art sichern. Bei einer niedrigen Etablierungsrate hingegen wird die Metapopulation schrumpfen und schließlich aussterben. Dieser Vorgang kann sich über einen längeren Zeitraum hinziehen und erst lange nach dem Verlust des Lebensraums abgeschlossen sein. Arten können noch immer vorhanden sein, auch wenn die Anforderungen an das Habitat nicht mehr erfüllt sind. Dies wird „Aussterbeschuld“ (engl. extinction debt) genannt (u. a. Hanski 1999). Die Wiederbesiedlung eines neu entstandenen, geeigneten Habitats kann sich verzögern, weil Arten nicht bis dahin vordringen können oder noch keine neuen Populationen entwickelt haben. Bei diesem Phänomen handelt es sich um den sogenannten „Besiedlungskredit“ (engl. immigration credit) (u. a. Jackson und Sax 2009).

Die Besiedlung eines geeigneten Lebensraums durch eine Art ist das Ergebnis einer Kombination aus erfolgreicher Ausbreitung und gesicherter Nachkommenschaft (u. a. Jonsson et al. 2005). Ausbreitung ist die Fähigkeit, sich aktiv zu verbreiten. Dies kann über Samen, Sporen oder flugfähige erwachsene Individuen geschehen und sowohl zufällig wie zielgerichtet erfolgen. Etablierung durch Nachkommenschaft beschreibt die Fähigkeit, sich in einem erst kürzlich erreichten Habitat niederzulassen und zu vermehren. Dies hängt stark von der Eignung des betreffenden Lebensraums ab. Einige Arten sind sehr wählerisch, andere weniger. Erfolg hängt in hohem Maß von der artspezifischen Verbreitungsfähigkeit und dem individuellen Reproduktionsvermögen ab.

► *Ein funktionelles Netz aus Altbestandselementen erlaubt es Zielarten, tragfähige Metapopulationen zu entwickeln und zu erhalten. Räumliche und zeitliche Kontinuität und Konnektivität sind dabei wesentliche Elemente.*

Für ein derartiges Netz sind mehrere kleine und große aus der Nutzung genommene Flächen erforderlich, die durch „Korridore“ und „Trittsteine“ in Form von Habitatbäumen innerhalb der Matrix bewirtschafteter Wälder vernetzt werden. Inwieweit sich ein solches Netz als funktionsfähig erweist, hängt von den Habitatansprüchen und der Verbreitungsfähigkeit der Arten ab.



**Abb. 30.** Schematische Darstellung eines funktionellen Netzes von Altbestandselementen: größere stillgelegte Flächen [Naturwaldreservate >10 ha] stehen durch Altholzinseln [1–5 ha] und vereinzelte Habitatbäume miteinander in Verbindung. Flächen mit einer größeren Dichte an Habitatbäumen bilden ganze „Korridore“, doch eine hochqualitative „Matrix“ kann von den meisten Zielarten durchwandert werden. Quelle: Lachat und Bütler 2007.

► *Wie andere Organismen (z. B. Gefäßpflanzen) auch, lassen sich saproxylische Arten anhand ihrer Lebensstrategien klassifizieren, von schnell besiedelnden Ruderalarten bis hin zu stresstoleranten, ortsgebundenen Überlebenskünstlern.*

Einige Arten legen typisches Ruderalverhalten an den Tag: sie weisen eine hohe Reproduktionsrate und ausgeprägte Ausbreitungsfähigkeiten auf. Sie sind in der Lage, in kürzester Zeit neu verfügbare Lebensräume über große Entfernungen hinweg zu besiedeln und eine Vielzahl an Nachkommen zu produzieren. Als typischer Vertreter zu nennen wären hier die Borkenkäfer. Sie müssen derartige Strategien ergreifen, denn ihre Zeit ist knapp; ihr Lebensraum ist sehr kurzlebig (frisch abgestorbenes Kambium) bzw. sie müssen als Erstbesiedler auftreten, um sich gegen andere Arten durchsetzen zu können.

Am anderen Ende des Spektrums stehen Arten, deren Besiedlungsverhalten sehr bedächtig ist, die wenig Nachkommen produzieren, und das häufig erst nach einigen Jahren. Sie zeichnen sich durch Beständigkeit und Langlebigkeit aus, auch was die Lebensspanne des einzelnen Individuums angeht. Hierzu zählen typischerweise Käfer, die im Mulm von Grobhöhlen an sehr alten lebenden und toten Bäumen leben. Mulm ist schwer verdaulich und von geringem Nährwert, die Entwicklung geht nur langsam voran – doch die Baumhöhlen überdauern viele Jahrzehnte, wenn nicht sogar Jahrhunderte. Viele andere Arten greifen auf eine dazwischen angesiedelte Strategie in Verbindung mit hoher oder niedriger Ausbreitungsfähigkeit zurück. Oft stellen sie besondere Ansprüche an ihren Lebensraum oder sind in der Lage, unter besonders unwirtlichen Bedingungen zu überleben, was den Konkurrenzdruck niedrig hält.

► *Die Anforderung an die Beschaffenheit einer funktionellen Habitatvernetzung verknüpft die Ansprüche von beiden Lebensstrategien: schnelle Besiedler benötigen ein kontinuierliches Angebot immer neuer (oft nur kurzlebiger) Lebensräume auf großen Flächen; langsame Besiedler sind auf den Erhalt und die Vergrößerung relikitärer Habitatsinseln angewiesen.*

Angesichts der großen Unterschiede in den Lebensstrategien der saproxylischen Organismengemeinschaft sollten bei der Planung der Vernetzung von Altbestandselementen sämtliche Bedürfnisse berücksichtigt werden, um dieses Netz funktionell zu gestalten. Langfristig und großräumig sollte der kontinuierliche Erhalt von geeigneten Lebensräumen und deren Erneuerung garantiert werden.

Wir möchten diese Theorie mithilfe einiger Artengruppen illustrieren:

**Waldvögel** sind eine eingehend erforschte Gruppe mit gutem Ausbreitungsvermögen. Spechte werden oft als Indikatoren für die Artenvielfalt im Wald gewählt. Die Anforderungen der verschiedenen Spechtarten an ihren Lebensraum sind in der Tat sehr vielfältig. Buntspecht (*Dendrocopos major*) und Schwarzspecht (*Dryocopos martius*) sind dabei weniger ein-

geschränkt als andere Spechte. Sie finden auch in mittelgroßen lebenden Bäumen Nahrung und benötigen nur einige wenige geeignete Nistbäume in ihrem Revier, um ihr Überleben zu sichern. Andere Vertreter wie der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) sind insofern anspruchsvoller, als sich ihre Nahrung nur auf großen Laubbäumen mit reichlichem Moosbewuchs an den Ästen finden lässt (u. a. Pasinelli 2007). Der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) und der Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) sind extrem wählerisch, was ihren Lebensraum angeht. Nahrung und geeigneten Nistraum finden sie nur in Wäldern mit einer hohen Dichte an stehendem Totholz (mindestens 30 m<sup>3</sup>/ha bzw. mehr als 50 m<sup>3</sup>/ha) (Angelstam et al. 2003, Bütler et al. 2004, Müller und Bütler 2010). Die erstgenannten Arten kommen ganz klar auch mit einigen wenigen Habitatbäumen pro Hektar gut zurecht, wohingegen der Mittelspecht auch auf Altbestände in ausreichenden Mengen und eine hohe Dichte an Habitatbäumen innerhalb der Matrix angewiesen ist (Pasinelli 2007, Müller et al. 2009). Dies wird in Gebieten wie Belgien und Holland besonders deutlich, wo sich Buntspecht und Schwarzspecht rasch auf verbesserte Lebensraumbedingungen eingestellt haben. Der Mittelspecht braucht sehr viel länger, allerdings ist er inzwischen auch erfolgreich in neuen geeigneten Lebensräumen ansässig geworden (Vandekerkhove et al. 2011). Sowohl Weißrückenspecht als auch Dreizehenspecht sind auf mehrere größere Altbestände von mindestens 20–100 ha als Brutgebiet für die erfolgreiche Fortpflanzung angewiesen, was bedeutet, dass sie sich meist auf Schutzgebiete beschränken müssen. Habitatbäume und Altholzinseln in bewirtschafteten Wäldern können dahingehend als Trittsteine zwischen den Reservaten dienen und somit ein großräumiges funktionelles Verbundnetz für lebensfähige Metapopulationen ebensolcher Arten bilden.

**Saprobionte Pilze** verbreiten sich grundsätzlich sehr einfach; sie produzieren Millionen Sporen, die sich mehrere hundert Kilometer weit ausbreiten können (u. a. Stenlid und Gustafsson 2001). Allerdings wandert nur eine sehr geringe Zahl dieser Sporen tatsächlich so weit. Der größte Teil fällt im Umkreis von wenigen Metern um den Fruchtkörper zu Boden. Angesichts der großen Menge der produzierten Sporen gibt es dennoch eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass einige tatsächlich große Entfernungen überwinden. Diese sind unerlässlich für die Etablierung neuer Populationen an entfernten Orten (Stenlid und Gustafsson 2001). Im Gegensatz zu Vögeln und Insekten können Sporen nicht aktiv nach zum Keimen geeignetem Substrat suchen und sind somit vollkommen auf den Zufall angewiesen, wenn auch einige von ihnen von Insekten transportiert werden (Jonsson 2012). Selbst wenn eine lebensfähige Spore in weiter Entfernung auf ein geeignetes Substrat fällt und keimen kann, muss eine weitere, passende Spore das gleiche Substrat erreichen, damit aus beiden ein dikaryotisches Myzel entsteht, welches wiederum Fruchtkörper und neue Sporen hervorbringen kann (Stenlid und Gustafsson 2001). Aus diesem Grund sinkt mit der Entfernung die Wahrscheinlichkeit sehr schnell, dass sich ein fruchtbares, neues Myzel bildet, auch wenn die Reproduktions- und Ausbreitungsfähigkeit dies erwarten lassen würde. Eine Untersuchung der Kolonisierungsfähigkeit von *Fomitopsis rosea* in Schweden (Edman et al. 2004) zeigte, dass auch bei einer Ablagerungsrate von 10 Sporen pro m<sup>2</sup> und Stunde sowie verfügbarem, geeignetem Substrat nach 5 Jahren noch keine Besiedlung erfolgt war. Das bloße Vorhandensein von geeignetem Substrat und das Auftreten von Sporen gewährleistet noch keine Besiedlung (Jonsson et al. 2005). Beispiele haben gezeigt, dass zahlreiche Pilzarten keine sonderlich hohen Anforderungen an ihr Substrat stellen; geeignete Habitate in ausreichender Dichte genügen, um eine kontinuierliche Entwicklung neuer, lebensfähiger Populationen zuzulassen (Vandekerkhove et al. 2011). Dem gegenüber steht eine gewisse Zahl hochanspruchsvoller Arten wie der Igel-Stachelbart (*Hericium erinaceus*), welche auch weiterhin selten sind oder aber vollständig fehlen. Sie stehen oft in Zusammenhang mit spezifischen, seltenen und kurzlebigen Substraten (wie Verletzungen oder Fäulnislöcher an überalterten Bäumen). Fällt ihr Lebensraum kurzfristig weg oder geht die Dichte an geeigneten Habitaten zurück, erreichen diese Arten neue Lebens-

räume unter Umständen nicht mehr rechtzeitig, insbesondere dann, wenn die Entfernung zur Ursprungspopulation groß ist (Christensen et al. 2005). Flächen mit hohem Aufkommen an geeignetem Substrat wie Naturwaldreservate, Altholzinseln und alte Baumreihen/Alleen erhöhen nicht nur lokal die Wahrscheinlichkeit für Sporen, geeignete Lebensräume zu erreichen und sich so erfolgreich anzusiedeln, sondern erlauben die Entwicklung größerer Populationen, die lokal weniger vom Aussterben bedroht sind. Diese Satellitenpopulationen können künftig als Ausgangspunkte einer weiteren Ausbreitung dienen (Siitonen 2001, Jonsson et al. 2005). Einige Arten treten allem Anschein nach jedoch nur auf großen Flächen mit einem Totholzanteil von mehr als 100 m<sup>3</sup>/ha auf, wie beispielsweise *Antrodiella citrinella* (Bässler und Müller 2010). Diese Arten befinden sich „jenseits der Möglichkeiten“ eines integrativen Managementansatzes und erfordern besonders große aus der Nutzung genommene Flächen.

### Exkurs 19. Einrichtung eines funktionellen Netzes: einige „Faustregeln“

Die Mindestgröße für lebensfähige Metapopulationen (Sicherstellung des Überlebens der Population und Erhaltung der genetischen Variation) beträgt für viele Tierarten eine geschätzte minimale Populationsgröße von 4.000 bis 5.000 Individuen (Frankham 1995). Die Zahl für lebensfähige Metapopulationen kann bei Arten mit mehrjährigen Lebenszyklen unter Umständen kleiner ausfallen (bei Arten mit einer Generationszeit von 5 Jahren beträgt die „effektive Fortpflanzungspopulation“ etwa 200 Individuen, was einer Gesamtpopulation von 2.000 Individuen entspricht, um Inzucht zu vermeiden – Hamilton, 2009).

Von einigen Käferarten können diese Mengen an einem einzelnen Baum zu finden sein, andere benötigen zwischen zehn und mehreren Dutzend geeigneter Bäume innerhalb der Grenzen ihres Verbreitungsgebiets (z. B. *Osmoderma*). Diese Grenzen betragen für die meisten Arten 1–2 km, andere hingegen (auch wieder *Osmoderma*, sowie *Lucanus*) überwinden kaum Distanzen von mehr als einigen hundert Metern.

Abhängig von den Zielarten sollte das Netz also lockerer (geeignet für die meisten Arten) oder engmaschig um die Reliktpopulationen gebildet werden (zweckmäßig für langsame Besiedler, meist seltene Zielarten).

Für die meisten Arten eignet sich ein Netz aus Altbestandselementen (wie oben beschrieben) in nicht zu großen Abständen. Ein Verbundnetz sollte also folgende Elemente vereinen:

- eine oder mehrere große, aus der Nutzung genommene Flächen (>10 ha bis zu mehreren hundert Hektar)
- vernetzte „Waldrefugien“ (Mindestgröße für stillgelegte Altholzinseln >1 ha – Müller et al. 2012).
- Abstände von 1–2 km zwischen diesen Flächen stellen für die meisten Arten kein Problem dar, können für andere allerdings eine nahezu unüberwindbare Hürde sein (Brunet und Isacson 2009).
- eine geeignete, qualitativ hochwertige Matrix, die optimale Ausbreitungsmöglichkeiten zu den stillgelegten Flächen bietet, aber auch per se Lebensräume für viele verschiedene Arten stellt. Erhaltung von mindestens 5–10 Habitatbäumen pro Hektar (tote Baumriesen, Alt- und Höhlenbäume) sowohl in Gruppen als auch vereinzelt und in sonnenbeschienenen wie in schattigen Lagen (weitere Einzelheiten hierzu siehe Kapitel 2.1 zu Habitatbäumen).

- man sollte für ausbreitungslimitierte Arten mit hohen Ansprüchen an Habitatkontinuität die Augen nach „Hotspots“ und Reliktpopulationen offen halten, wo sich lokal ein dichtes und funktionstüchtiges Netz aus stillgelegten Flächen schaffen lässt, in denen sich langfristig lebensfähige (Meta-) Populationen entwickeln können. Gleichzeitig müssen für diese Arten Relikthotspots auch außerhalb der strengen Waldgrenzen berücksichtigt werden.
- und schlussendlich muss man auch realistisch bleiben. Typische „Urwald“zeigerarten sind anspruchsvoll; um sie zu erhalten, müssen große Schutzgebiete eingerichtet werden. Integrative naturgemäße Waldwirtschaft kann für solche Arten eine bessere Transitmatrix herstellen, kann aber auf Dauer keine lebensfähigen Populationen dieser Arten beherbergen.

### **Jenseits des Waldes: die Notwendigkeit funktioneller Verbundnetze auf der größeren Landschaftsebene**

Für größere räumliche Landschaftseinheiten brachte der führende Experte der Metapopulationsforschung Ilkka Hanski vor Kurzem die von ihm postulierte „Drittel eines Drittels“-Faustregel ins Gespräch (Hanski 2011). Er stellt fest, dass in Landschaften, deren Fläche zu mindestens einem Drittel geeignete Lebensräume für „Habitatspezialisten“ enthält, kein Verlust von Metapopulationen durch Fragmentierung zu erwarten ist. Innerhalb dieses Drittels wiederum sollte ein Drittel des Lebensraums entsprechend bewirtschaftet (oder stillgelegt) werden, um Idealbedingungen für die (Art-) Erhaltung zu schaffen. Mit diesem Ansatz unterstreicht er die Notwendigkeit konzertierter Naturschutzbemühungen und der Zusammenführung von stillgelegten Flächen, um geeignete Habitate in ausreichender Zahl zu erhalten, deren funktionstüchtige Netze ineinandergreifen und eine größere räumliche Ebene verbinden. Gleichzeitig wird auch betont, dass diese Netze nicht nur abgelegene oder weniger ergiebige Gebiete, sondern alle möglichen Habitattypen erfassen sollten.

**Saproxyliche (xylobionte) Käfer** stellen in Hinblick auf eine mögliche Besiedlung vergleichbare Anforderungen an ihr Habitat und dessen Verfügbarkeit wie saprobionte Pilze, der Prozess wird jedoch durch das stark unterschiedliche Ausbreitungsvermögen der einzelnen Arten noch weiter kompliziert (Jonsell et al. 1999). Einige Arten, die oft mit ausgesprochen vergänglichen Habitaten in Verbindung gebracht werden (wie Borkenkäfer), verfügen über sehr hohe Ausbreitungsfähigkeiten und sind selbst nur sehr kurzlebig. Langlebige Totholzmikrohabitate bewohnende Arten (wie Mulmhöhlenbewohner) weisen ein niedriges Ausbreitungspotential und eine höhere Lebensspanne auf (erstmalig beschrieben von Southwood 1977). Brunet und Isacsson (2009) fanden heraus, dass weniger anspruchsvolle Arten durch eine Isolation von Altbeständen nicht so stark beeinträchtigt wurden wie anspruchsvollere Arten oder solche mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit (die somit stärker gefährdet sind und häufig auf der Roten Liste stehen), auf die sich bereits wenige hundert Meter signifikant auswirkten. Einige Arten schienen nicht in der Lage, ungeeigneten Lebensraum von 2 km Größe zu überwinden. Jonsell et al. (1999) kamen zu dem Schluss, dass die von ihnen untersuchten Pilzbewohner geeignete Substrate innerhalb eines Radius von 1 km um ihren Ausgangspunkt besiedeln können, wobei allerdings bereits nach 150 m die Besiedlung abnahm. Für manche Arten wie ***Osmoderma eremita*** stellen bereits Entfernungen von mehr als 200 m eine Besiedlungshürde dar (Hedin et al. 2008). Thomaes (2009) errechnete, dass der Hirschkäfer (***Lucanus cervus***) im Laufe von 30 Jahren einen maximalen Besiedlungsradius von 1 km erreicht. Hinzu kommt, dass einige dieser wenig mobilen Arten auch in der Wahl ihrer Habitate sehr anspruchsvoll sind. Sie sind auf Orte mit hoher räumlicher und zeitlicher Habitatkontinuität und naturbelassene Wälder angewiesen

(„Urwaldreliktarten“) und werden deshalb häufig als Zeigerarten für Habitatkontinuität genutzt (Müller et al. 2005). Die meisten Totholzkäfer sind in der Lage, in einer unter integrativen Aspekten geschaffenen, funktionellen Vernetzung aus Habitatbaumgruppen und Altholzinseln in erreichbarer Nähe (einige hundert Meter Distanz) lebensfähige Populationen aufzubauen. Für die weniger mobilen Mulmbewohner sollte eine Erhaltungsstrategie darauf abzielen, ihre Reliktpopulationen zu lokalisieren und ihren Lebensraum zu erhalten sowie in der unmittelbaren Nachbarschaft zu vergrößern (Hedin et al. 2008, Thomaes 2009). Gegenwärtig finden sich viele derartige Arten meist in Kopfbäumen und Obstgärten/Streuobstwiesen in offenen Landschaften (Alexander 2008), vereinzelt auch in Waldrandnähe. Verbundnetze, die über die strengen Waldgrenzen hinausreichen, sollten für diese Arten dringend in Betracht gezogen werden.

► *Ein funktionelles Netz von Altbestandselementen sollte auf verschiedene individuelle Lebensstrategien zugeschnitten sein und folglich größere und kleinere Flächen umfassen, die aus der Nutzung genommen und durch ein dichtes Netz aus toten und lebenden Habitatbäumen verknüpft wurden.*

Wir können schlussfolgern, dass ein funktionelles Netz aus Habitatbäumen und Altholzinseln in bewirtschafteten Wäldern für die Erhaltung der Vielfalt von auf Altbestände angewiesenen Arten unerlässlich ist. Integrative und segregative Naturschutzkonzepte ergänzen sich optimal und sind unentbehrlich, wenn die Schutzziele zur Sicherung der Artenvielfalt im Wald erreicht werden sollen (Frank et al. 2007). Eine kürzlich veröffentlichte Abhandlung von Gossner et al. (2013) kam zu dem Schluss, dass der Reichtum saproxylicher Arten in seiner gesamten Bandbreite nur dann erhalten werden kann, wenn die Bewirtschaftung von Wäldern mit ehrgeizigen Retentionszielen verzahnt wird (wodurch ein durchschnittliches Totholzvolumen von mindestens 20 m<sup>3</sup>/ha erreicht werden sollte). Zusätzlich sollte ein Verbundnetz streng geschützter Flächen ausgewiesen werden, deren Populationsbestände als Quellen für den Wirtschaftswald dienen und zugleich als Rückzugsflächen für die am stärksten gefährdeten Arten fungieren können, die auf „Urwald“bedingungen angewiesen sind.

#### **Exkurs 20. Von der Theorie zur Praxis: vernetzte Habitatbäume und stillgelegte Flächen im Zonienwald (Flandern, Belgien).**

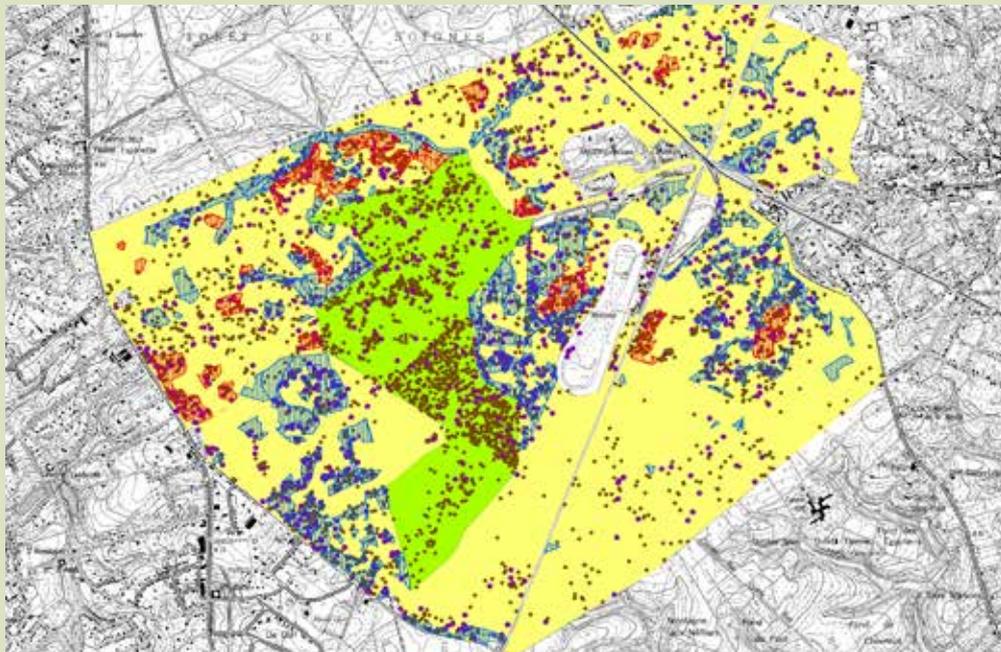
Der Zonienwald am südlichen Rand des Großraums Brüssel blickt auf eine besondere Nutzungsvergangenheit zurück, die heute zu einer hohen Dichte an alten Bäumen („Methusalembäume“) und Bestandspartien, meist buchendominiert, geführt hat. In dem von der Flämischen Forstverwaltung bewirtschafteten Teilstück (2.500 ha) sind die Bestände auf einer Fläche von etwa 400 ha mehr als 180 Jahre alt, einige sogar über 230 Jahre. Diese Bestände zeichnen sich durch eine hohe Dichte an Baumriesen aus, von denen man bis zu 20–30 pro Hektar findet. Im gesamten erfassten Gebiet wurden mehr als 7.000 Bäume mit einem Umfang von >3 m gezählt. Etwa die Hälfte davon befindet sich in Altbeständen, die übrigen verteilen sich als Einzelbäume auf die Gesamtfläche, sind aber auch in alten Alleen zu finden. Das Totholzvolumen in den bewirtschafteten Flächen ist aktuell noch gering (<10 m<sup>3</sup>/ha). Das gesamte Gebiet ist zum besonderen Schutzgebiet (BSG Habitatrictlinie) und Landschaftsschutzgebiet erklärt worden. Das Gelände ist ein Hotspot für viele auf alte Buchen angewiesene Artengruppen wie Fledermäuse,

Mykorrhiza- und saprobionte Pilze, epiphytische Moose und Flechten, holzbewohnende Schwebfliegen und Tothholzkäfer (z. B. *Stictoleptura scutellata*, *Gnorimus nobilis*).

Ein funktionelles Netz von Methusalembäumen und aus der Nutzung genommenen Flächen wurde im Rahmen eines neuen Managementplans entwickelt (Brichau et al. 2013). Dieses Verbundnetz besteht aus einem großen Naturwaldreservat (>200 ha) und kleineren, stillgelegten Waldflächen (jeweils 5–10 ha), die sich insgesamt über 75 ha erstrecken und streng geschützt sind. Sie werden durch „Altholzinseln“ mit einer Gesamtfläche von 250 ha und engmaschig vernetzten, einzeln oder in kleinen Gruppen stehenden Methusalembäumen verbunden. Für diese Bäume wurde ein dynamischer Ansatz gewählt: einzelne Bäume dürfen weiterhin gefällt werden (wenn von ihnen eine Gefährdung ausgeht oder sie von außergewöhnlichem Wert sind), allerdings müssen sie durch einwachsende Exemplare ersetzt werden. Die Gesamtzahl sollte nie unter den gegenwärtigen Wert von 7.000 Stück sinken und die Altholzinseln sollen ihren Altbestandscharakter beibehalten, das heißt, sie werden nicht flächig genutzt, sondern der Einschlag erfolgt stets selektiv. Sobald sie die Zusammenbruchphase erreichen und somit ihre Altbestandsfunktion verlieren, können die Flächen wieder in die reguläre Nutzung aufgenommen werden, sind aber an anderer Stelle durch geeignete, ausgewiesene Bestände zu ersetzen.

Die Auswahl der Inseln und Habitatbäume erfolgt primär nach ihrem aktuellen Vorkommen in den vorhandenen Altbeständen. Aber auch die Vernetzung zwischen den Retentionsflächen und einzelnen Habitatbäumen wurde bei der Planung berücksichtigt.

Die Retentionselemente werden in eine Matrix eingebunden, die geprägt ist von der Ernte einzelner Bäume oder kleiner Gruppen unter Erhaltung von Habitatbäumen. Dies gewährleistet wiederum das Einwachsen alter Bäume und langfristig ein höheres Tothholzvolumen. Sämtliche toten und absterbenden Bäume bleiben in den Retentionsinseln erhalten, aber auch auf den anderen Bestandsflächen bis zu einem Schwellenwert von etwa 10 m<sup>3</sup>/ha.



**Abb. 31.** Ein Ausschnitt des Zonienwaldes mit Naturwaldreservat (grün), aus der Nutzung genommenen Flächen (rot), Altholzinseln (blau) und den Standorten von Methusalembäumen mit einem Umfang von >3 m (braun) und >3,50 m (violett).

## Literaturverzeichnis

- Alexander, K. N. A. 2008.** The special importance of traditional orchards for invertebrate conservation, with a case study of the BAP priority species the Noble Chafer *Gnorimus nobilis*. *Landscape Archaeology and Ecology* 7:12–17.
- Angelstam, P. K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusin'ski, G. und Roberge, J.-M. 2003.** Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation — dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40:473–482.
- Bässler, C. und Müller, J. 2010.** Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemelä & Ryvarden. *Fungal Biology* 114:129–133.
- Bauhus, J., Puettmann, K. und Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258(4):525–537.
- Bobiec, A. 2002.** Living stands and dead wood in the Białowieża Forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165:125–140.
- Brichau, I., Huvenne, P., Vaes, F., De Groot, M., Emmerechts, W., Vandekerckhove, K., Roelandt, B., Raes, D., Bartolomees, E., Van de Leest, L., Bennekens J. 2013.** Uitgebreid bosbeheerplan Zoniënwoud. ANB, Brussel.
- Brunet, J. und Isacsson, G. 2009.** Restoration of beech forest for saproxylic beetles – effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18:2387–2404.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. und Schlaepfer R. 2004.** Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-alpine forest. *Biological Conservation* 119:305–318.
- Christensen, M., Heilmann-Clausen, J., Walley, R. and Adamcik, S. 2005.** Wood-inhabiting fungi as indicators of nature value in European beech forests. In: Marchetti, M. (Hrsg.) *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality*. *EFI Proceedings* 51: 229–237.
- Christensen, M. und Emborg, J. 1996.** Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 85:47–51.
- Edman, M., Krüys, N. und Jonsson, B.G. 2004.** Local dispersal sources strongly affect colonisation patterns of wood-decaying fungi on experimental logs. *Ecological Applications* 14:893–901.
- Frank, G., Parviainen, J., Vandekerckhove, K., Latham, J., Schuck, A. und Little, D. (Hrsg.). 2007.** COST Action E27 Protected Forest Areas in Europe – Analysis and Harmonisation (PROFOR): Results, Conclusions and Recommendations. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). Wien, Österreich. 211 S.
- Frankham, R. 1995.** Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66:95–107.
- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D.A. und Tappeiner, J. C. 1997.** Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm, K.A., Franklin, J.F. (Hrsg.). *Creating a Forestry for the 21st century. The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington, DC. S. 111–139.
- Gossner, M., Lachat, T., Brunet, J., Isacsson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W. und Müller J. 2013.** Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology* 27(3):605–614.
- Grime, J.P. 1979.** *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley and Sons.
- Hanski, I. 1999.** *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. 313 S.
- Hanski, I. 2011.** Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40:248–255.
- Hamilton, W. D. 2009.** *Population Genetics*. Wiley-Blackwell, Chichester UK.
- Harmon, F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. und Cummins, K. W. 1986.** Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133–302.
- Hedin, J., Ranius, T., Nilsson, S. und Smith, H. 2008.** Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity Conservation* 17:675–684.

- Jackson, S. T. und Sax, D. F. 2009.** Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25:153–160.
- Jonsell, M., Norlander, G. und Jonsson, M. 1999.** Colonization patterns of insects breeding in wood-decaying fungi. *Journal of Insect Conservation* 3:145–161.
- Jonsson, B. G., Krüys, N. und Ranius, T. 2005.** Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39:289–309.
- Jonsson, B. G. 2012.** Population dynamics and evolutionary strategies. In: Stokland, J.N., Siitonen, J. und Jonsson, B.G. (Hrsg.) *Biodiversity in Dead Wood (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press.
- Lachat, T. und Bütler, R. 2007.** Gestion des vieux arbres et du bois mort; îlots de sénescence, arbres-habitat et métapopulations saproxyliques. Bericht von WSL und EPFL, Lausanne für OFEV.
- Lindenmayer, D. B. und Franklin, J.F. 2002.** *Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington DC. 351 S.
- MacArthur, R. H. und Wilson, E. O. 1967.** *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New York.
- Meyer, P. und Schmidt, M. 2008.** Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. *Beiträge aus der NW-FVA*, Band 3:159–192.
- Müller, J., Pöllath, J. Moshhammer, R. und Schröder, B. 2009.** Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 257:502–509.
- Müller, J., Büssler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. und Zabransky, P. 2005.** Urwald relict species– Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online* 2: 106–113.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992.
- Müller, M., Lachat, T. und Bütler, R. 2012.** Wie groß sollen Altholzinseln sein? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163:49–56.
- Pasinelli, G. 2007.** Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* and *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16:1283–1298.
- Pianka, E.R. 1970.** On r and K selection. *American Naturalist* 104:592–597
- Siitonen, J. 2001.** Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49:11–41.
- Southwood, T. 1977.** Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 336–365.
- Stenlid, J. und Gustafsson, M. 2001.** Are rare wood fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins* 49:85–91.
- Stokland, J.N., Siitonen, J. und Jonsson, B.G. (Hrsg.) 2012.** *Biodiversity in Dead Wood (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press.
- Thomaes, A. 2009.** A protection strategy for the stag beetle (*Lucanus cervus*, (L., 1758), *Lucanidae*) based on habitat requirements and colonisation capacity. In: Buse, J., Alexander, K., Ranius, T. und Assmann, T. (Hrsg.). *Saproxylic Beetles – their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles*. Pensoft Publishers. S. 149–160.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Menke, N., Meyer, P. und Verschelde, P. 2009.** When nature takes over from man: dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-West- and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258:425–435.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Walley, R., Köhler, F., Crevecoeur, L., Govaere, L., Thomaes, A. und Verheyen K. 2011.** Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45(5): 909–936.

## 2.4 Natürliche Störereignisse und Walddynamik in europäischen Wäldern der gemäßigten Zone

*Thomas A. Nagel, Miroslav Svoboda und Momchil Panayotov*

Waldökosysteme sind dynamisch; ihre Zusammensetzung und Struktur befinden sich stetig im Wandel. Ursache für diese Veränderungen sind eine Vielzahl an Prozessen, die auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen ablaufen und zwischen kleindimensionierten Konkurrenzbeziehungen und klimatischen Veränderungen im Lauf von Jahrtausenden angesiedelt sind. Einer der bedeutendsten Einflussfaktoren auf die Walddynamik sind natürliche Störereignisse, die wir in diesem Kapitel betrachten. Alle Waldökosysteme sind Störungen ausgesetzt, sei es das vereinzelte Absterben eines großkronigen Baums aufgrund eines Krankheitserregers oder die durch Trockenheit oder Pflanzenfresser verursachte, breit gestreute moderate Mortalität oder aber schwere Waldbrände, Windbruch oder Insektenkalamitäten, um nur einige zu nennen. Im vergangenen Jahrhundert entwickelte sich auf dem Gebiet der Ökologie ein neues Schlüsselkonzept, dessen Ansatz in der Anerkennung der dynamischen, eben nicht statischen, Struktur und Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften bestand, deren Gleichgewicht immer wieder von natürlichen Störungen unterbrochen wird (Pickett und White 1985).

► *Die entscheidenden Muster der Waldstrukturen und -zusammensetzung resultieren größtenteils aus einem speziellen natürlichen Störungsregime, welches sich als die Summe aller Störungen in einem geographisch abgegrenzten Waldgebiet und deren Wechselwirkungen definiert und nach Störungshäufigkeit, Störungswirkung und Störungsausmaß beschrieben werden kann.*

Weltweit lässt sich in vielen gemäßigten Wäldern, wo Brände und andere den Bestand entscheidend verändernde Störungen nur selten auftreten, beobachten, dass die Walddynamik üblicherweise auf relativ stetiger, kleindimensionierter Mortalität von einzelnen, das Kronendach bildenden Bäumen (d. h. Lückendynamik) beruht. Dies führt zu feinstrukturierten, altersheterogenen Beständen, welche von schattentoleranten Arten in späten Sukzessionsphasen dominiert werden. Im Gegensatz dazu werden Bestandsstruktur und -zusammensetzung von borealen Wäldern entscheidend von Bränden gestaltet, woraus ein Landschaftsmosaik aus Waldflächen unterschiedlicher Sukzessionsstadien entsteht. Diese Beispiele stellen allerdings grobe Vereinfachungen dar, denn natürliche Störungsregime innerhalb einer Region sind meist sehr komplex und variieren sowohl räumlich als auch zeitlich. Anders ausgedrückt können gemäßigte Wälder von Zeit zu Zeit von mittelschweren Störungen wie Windwurf oder Schneebruch betroffen werden. Hingegen durchlaufen boreale Wälder teilweise lange Perioden ohne schwerwiegende Störungen, während derer nur vereinzelte Bäume absterben. Die Komplexität erschöpft sich allerdings nicht nur in zeitlichen Schwankungen und dem Schwe-

regrad der Störungen, sondern wird noch weiter erhöht durch heterogene Landschaften sowie durch Rückkopplungen von heutiger Vegetation mit früheren Störungen und Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Störungstypen. Die Kenntnis natürlicher Störungsabläufe und deren komplexe Auswirkungen auf Waldökosysteme wirken sich maßgeblich auf eine integrative Waldbewirtschaftung aus, welche Nutzholzwirtschaft und Erhaltung der biologischen Vielfalt verknüpft. Der Leitgedanke dahinter ist die Vorstellung, dass waldbauliche Praktiken, die natürliche Störungsmuster nachbilden, mit großer Wahrscheinlichkeit dazu beitragen können, die heimische Artenvielfalt zu erhalten (Hunter 1999). Dem zugrunde liegt die Annahme, dass sich alle in einem Waldökosystem lebenden Arten in Waldstrukturen entwickelt haben, die durch natürliche Störungen geprägt waren. Die daraus entstandene Waldzusammensetzung gilt es durch geeignete Maßnahmen zu erhalten und damit einen Verlust an Biodiversität zu verhindern. Solche Änderungen im Zeitverlauf natürlicher Ökosystemmuster und -prozesse werden auch als „natürliche oder historische Schwankungsbreite“ (NRV oder HRV) bezeichnet (Landres et al. 1999).

► *Ein fundiertes Verständnis der natürlichen Störungsprozesse und ihres Einflusses auf Struktur und Zusammensetzung des Waldes auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen ist der Schlüssel für eine erfolgreiche Erhaltung der biologischen Vielfalt im Rahmen von integrativem Waldmanagement.*

Im folgenden Abschnitt geben wir eine kurze Übersicht über die Störungsregime in den zwei wichtigsten europäischen Waldtypen der gemäßigten Zone, nämlich buchendominierten Wäldern (einschließlich der Buchen-Tannen-Mischwälder) und Fichtenwäldern. Unser Schwerpunkt liegt auf diesen Waldgesellschaften nicht nur deshalb, weil sie große Teile Europas bedecken, sondern auch aufgrund der Tatsache, dass es durchaus noch Altbestände dieser Waldtypen gibt, welche die erforderlichen Referenzbedingungen erfüllen, um natürliche Störungen und deren Entwicklungsdynamik beobachten und analysieren zu können. Altbestandrelikte sind vor allem noch in den vergleichsweise abgeschiedenen Regionen des Dinarischen Gebirges, der Karpaten und der Ostalpen zu finden und spiegeln daher nicht die gesamte Bandbreite der Störungsmuster dieser in ganz Europa vorkommenden Waldtypen wider. Die anschließende Diskussion bezieht sich also in erster Linie auf die Wälder in den Regionen Mittel- und Südosteuropas.

Wenngleich Altbestand- und Urwaldrelikte im 20. Jahrhundert das Ziel zahlloser wichtiger Forschungsarbeiten waren, wurden Störereignisse, insbesondere solche mit mittlerer bis hoher Störungsintensität, häufig vernachlässigt. Die frühesten Studien stellten detaillierte Beschreibungen der Bestandsstrukturen und der Phytosoziologie von weiträumigen Pflanzengemeinschaften in den Mittelpunkt. Das hieraus entstandene Modellkonzept legte nahe, dass eine relativ kontinuierliche Mortalität einzelner Kronendachbäume (kleinräumige Lückendynamik) auf Bestandesebene zu einem Gleichgewicht in Struktur und Zusammensetzung führte. Die heterogene Zusammensetzung von Beständen ließ sich zudem primär auch auf die Unterschiede in den Standortbedingungen zurückführen und weniger auf frühere Störungen. In jüngerer Zeit haben zahlreiche Untersuchungen die Rolle natürlicher Störungsprozesse in den Altbestandrelikten eingehender betrachtet. Das hat zu einer schrittweisen Überarbeitung der traditionellen Sichtweise geführt. Heute gelten Ökosysteme aufgrund natürlicher Störungen vermehrt auch als Nichtgleichgewichtssysteme.

► *Anders als herkömmliche Denkmodelle, die eine natürliche, stabilitätsbetonte Walddynamik propagieren, sind Ökologen und Forstleute inzwischen zu einem Nichtgleichgewichtsmodell übergegangen, das die Bedeutung natürlicher Störungen als wichtige Impulsgeber für die Walddynamik hervorhebt.*

Die europäischen Gebirgsregionen werden zu einem großen Teil von Buchenbeständen oder Buchen-Nadelbaum-Mischwäldern bedeckt. Großflächige schwere Störereignisse treten in diesen Regionen selten bis gar nicht ein. Ein bedeutender Einflussfaktor für die Bestandsdynamik ist daher eine relativ kontinuierliche Mortalität alter Kronendachbäume. Die Gründe, warum Altbäume absterben, sind vielfältig. Häufig steckt eine Kombination mehrerer Ursachen dahinter wie Krankheitserreger, die zu einem Absterben des Stammes und Wurzelabbau führen, in Verbindung mit mittelstarkem Wind, hohen Schneelasten und/oder Trockenheit. Diese Form der Mortalität wird häufig „endogene“ oder „Hintergrund-“ Mortalität genannt, denn sie bezieht sich auf die Gesamtlebensdauer des Baumes (Abb. 32). Dies gilt auch dann, wenn das letztlich zum Tod des Baumes führende Ereignis „exogener“ Natur ist, also ein externer Prozess, beruhend auf abiotischen und biotischen Faktoren wie Wind, Schnee, Insekten und Krankheitserregern.



**Abb. 32.** Stehende, abgestorbene Tanne und Ulme im Perucica-Waldreservat, einem Urwald mit Buchen-Tannen-Mischbestand in Bosnien-Herzegowina. Diese Form der endogenen Hintergrundmortalität alter Kronendachbäume führt zu feinstrukturierten, ungleichaltrigen Beständen, die für die meisten Wälder der gemäßigten Zone typisch sind. Foto: T. Nagel.

Auch wenn kein Zweifel besteht, dass die Hintergrundmortalität von Bäumen eine zentrale Rolle für die dynamischen Prozesse dieser Wälder spielt, unterstreichen jüngste Untersuchungen, dass sie nicht für alle Unterschiede in den Waldstrukturen und der Zusammensetzung von Alt-

beständen verantwortlich ist. Einige der Untersuchungen haben beispielsweise die Merkmale von Kronendachlücken betrachtet und kamen zu dem Schluss, dass die meisten Öffnungen in Kronendächern innerhalb eines Bestands von geringer Größe sind und durch den Tod von einem oder zwei Bäumen (d. h. Hintergrundmortalität) verursacht werden. Allerdings werden auch größere Öffnungen bis hin zu mehreren tausend Quadratmetern mit einer Vielzahl umgeknickter und entwurzelter Lücken bildender Bäume beobachtet (Drösser und von Lüpke 2005, Nagel und Svoboda 2008, Kucbel et al. 2010). Jahrringstudien zur Rekonstruktion von Jahrhunderte zurückliegenden Störungsmustern unterstützen die Ergebnisse der Lückenuntersuchungen (Splechtna et al. 2005, Nagel et al. 2007, Firm et al. 2009, Šamonil et al. 2012). Zum einen belegen sie, dass sich die Baum mortalität unterschiedlich entwickelt; in einigen Jahrzehnten lassen sich häufiger Störereignisse beobachten als in anderen. Zum anderen treten zwar in den meisten Jahrzehnten nur Störungen mit geringer Wirkung (d. h. Lückendynamik oder Hintergrundmortalität) auf, allerdings lassen sich auch vereinzelte periodische Störungsspitzen beobachten. Große Kronendachlücken und anhand von Jahrringen rekonstruierte beträchtliche Störereignisse sind meist mit Stürmen und Sturmereignissen in Verbindung zu bringen, wenngleich auch schwerer Schneefall oder Eisablagerungen dafür in Betracht kommen. Zusammenfassend kann man sagen, dass die Untersuchungen keine Belege für großflächige bestandszerstörende Störungswirkungen in buchendominierten Wäldern zutage gefördert haben. Allerdings wurde deutlich, dass zeitweilig auftretende Störereignisse mit mittleren Schäden am Kronendach in vielen Wäldern höchstwahrscheinlich eine wichtige Rolle spielen.

**Unmittelbare Beobachtungen mittelschwerer Schäden nach Stürmergebnissen in Urwäldern der gemäßigten Zonen machen die Komplexität von Mortalitätsmustern deutlich, die von vereinzelten Lücken bis zu kleinen Windwurfflächen reichen.**

Derartige Ereignisse können sich erheblich auf die Baumverjüngung auswirken (Nagel und Diaci 2006). Vereinzelte Lücken in einem Waldbestand erhöhen die Lichtmenge in den unteren Stockwerken des Waldes, was beispielsweise mit einer stärkeren Vermehrung schattentoleranter Arten wie der Buche einhergehen kann (Abb. 33). Größere Lücken hingegen fördern das vermehrte Wachstum von weniger schattentoleranten Arten wie Ahorn, Esche und Ulme, insbesondere wo die Erneuerung schattentoleranterer Arten weniger weit fortgeschritten ist (Nagel et al. 2010).

Im Gegensatz zu den oben beschriebenen buchendominierten Wäldern haben in den Bergen Mittel- und Südosteuropas natürlich vorkommende Fichtenbestände in den vergangenen Jahrzehnten zahlreiche Wellen von bestandsveränderndem Windbruch und Borkenkäferbefall erlebt (Abb. 34). Diese Störereignisse lösten vielfältige Kontroversen aus, denn nach herkömmlicher Auffassung sind derartige Vorkommnisse nicht Teil eines natürlichen, regionalen Störungsregimes, sondern das Resultat früherer forstwirtschaftlicher Praktiken, die zu homogenen (d. h. Wäldern einer Art mit Bäumen ähnlicher Größen) Fichtenbeständen führten. Da homogene Wälder tendenziell anfälliger sind für Ereignisse mit hoher Störungswirkung, besonders biotische Störfaktoren wie Krankheiten oder Insektenbefall, können die jüngsten, oben beschriebenen Ereignisse, durchaus die Folge Jahrhunderte zurückliegender Landnutzungspraktiken sein, die den Aufbau derartiger Strukturen gefördert haben. Eine alternative Erklärung wäre, dass großflächige, homogene Fichtenwälder auf natürliche Weise nach einschneidenden, bestandszerstörenden Ereignissen wie Windwurf, Borkenkäferbefall oder einer Kombination aus beidem entstanden sind.



**Abb. 33.** Typische Zerstörungsmuster nach mittelschweren Störungen durch Wind jüngeren Datums in zwei buchendominierten Waldschutzgebieten in Slowenien. Foto: T. Nagel.



**Abb. 34.** Windbruch, gefolgt von Borkenkäferbefall in einem Fichtenwald im bulgarischen Naturschutzgebiet Bistrichko Braniste. Der Baumbestand des zerstörten Waldes war annähernd gleichaltrig (100–130 Jahre) und mit identischen Baumhöhen. Foto: M. Panayotov.



**Abb. 35.** Großflächiger Borkenkäferbefall in Fichtenwäldern im Landschaftsschutzgebiet Šumava und im Nationalpark Bayerischer Wald entlang der tschechisch-deutschen Grenze. Zwischen 1994 und 2012 sind dem etwa 10.000 ha Wald zum Opfer gefallen. Foto: Z. Krenova.

Sind großflächige bestandszerstörende Ereignisse Teil des Spektrums natürlicher Störereignisse in Fichtenwäldern oder spiegeln sie das Erbe vergangener Managementpraktiken wider? Sind sie neuartig und auf den Klimawandel zurückzuführen? Jüngste Forschungen werfen ein erhellendes Licht auf einige dieser Fragen. Dendroökologische Untersuchungen in der Tatra und dem Böhmerwald legen nahe, dass dort innerhalb der vergangenen beiden Jahrhunderte phasenweise schwerwiegende Störereignisse in Form von Stürmen und Borkenkäferbefall eingetreten sind (Zielonka et al. 2009, Svoboda et al. 2012). Im Bereich der Tatra schaffen ungewöhnlich intensive sogenannte „Bora“-Winde Bedingungen für wiederholte bestandszerstörende Störereignisse. Historische Daten deuten darauf hin, dass Windwurf oder Borkenkäferbefall in Böhmen häufige Störereignisse darstellen. Andere dendroökologische Studien in Fichtenwäldern unterstreichen die Variabilität früherer Störungsregime in Mittel- und Südosteuropa. So

belegten zum Beispiel Szewczyk et al. (2011) eine Vielzahl von Störereignissen in den Nordwestkarpaten, die zu kleinen Lückenbildungen geführt haben, während Panayotov et al. (2011) eine große Bandbreite an Störungen im Rila-Gebirge in Bulgarien rekonstruierten, die von kleinen dynamischen Lücken bis zu Windwurfflächen zwischen 1 und 10 ha Größe reichen.

► *Die Umsetzung waldbaulicher Praktiken, bei denen natürliche Störungsprozesse nachgeahmt werden, stellt eine Herausforderung dar und ist oft mit vielen Schwierigkeiten verbunden.*

Im folgenden Abschnitt beschäftigen wir uns kurz mit den allgemeinen Konsequenzen für die Forstwirtschaft, unabhängig von Waldtyp oder Störungsregime. Der Vereinfachung halber bietet es sich an, Entscheidungen auf Landschafts-, Bestands- und Baumebene zu unterscheiden (u. a. Hunter 1999).

Auf Landschafts- und Bestandsebene können Störungswirkung und -häufigkeit sowie räumliche Muster einen Rahmen für waldbauliche Entscheidungen liefern. Unter praktischen forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten sind Artenzusammensetzung, Umtriebszeit, Waldbausystem, räumliche und zeitliche Verjüngungsordnung entscheidend. Die Altersstruktur auf Bestands- und Landschaftsebene sowie jährliche Erntemengen sind Größen, die der Nachahmung landschaftsweiter Referenzbedingungen dienen können. Ein entscheidendes Hindernis hierbei sind fehlende Referenzbedingungen, um Störungsprozesse und Walddynamik für ganz Mitteleuropa zu analysieren. Jüngste Forschungen haben allerdings ergeben, dass die räumliche und zeitliche Variabilität von Störungsprozessen größer ist, als herkömmliche Modelle nahelegen. Dies würde bedeuten, dass waldbauliche Maßnahmen auf Landschaftsebene nicht nur spätsukzessive Waldstrukturen und -zusammensetzung nachahmen sollten, sondern auch Sukzessionsstadien und strukturelle Komplexität, die aus mittleren bis schweren Störungen resultieren. Die Anteile der verschiedenen Sukzessionsstadien am Landschaftsmosaik erfordern allerdings sorgfältige Abwägung. Forstwirtschaftliche Entscheidungen sollten, wenn möglich, die Vielfalt auf Landschaftsebene, basierend auf klar definierten Zielen und bekannten Referenzbedingungen, für einen gegebenen Bereich widerspiegeln. Die Bestimmung der Umtriebszeit sollte zusammen mit dem Verjüngungssystem und der jährlichen Erntemenge sicherstellen, dass die gewünschte Altersstruktur auf Landschaftsebene erhalten wird (Hunter 1999). Um die Bedingungen später Sukzessionsphasen zu erhalten, gilt es, Störungsregime geringer bis mittlerer Schwere, verbunden mit einem geeigneten Verjüngungssystem, nachzustellen und zwischen den einzelnen Eingriffen ausreichend lange Erholungsphasen einzubauen. Um frühe Sukzessionsstadien zu erhalten, reicht es meist, Lebensräume nach natürlichen Störungen in die forstliche Planung zu integrieren und die nach Störungsereignissen üblicherweise vorgenommenen Eingriffe zu unterlassen.

► *Waldbewirtschaftung sollte nicht nur Waldstrukturen und Muster der späten Sukzessionsphasen auf Landschaftsebene nachahmen oder wiederherstellen, sondern auch solche, die aus Störungen mit schwerer Wirkung resultieren. Letzteres lässt sich beispielsweise dadurch erzielen, dass nach schweren Störereignissen auf einigen Flächen auf die Aufarbeitung von Schadholz verzichtet wird.*

Auf Bestands- und Baumebene sind die biologischen Hinterlassenschaften natürlicher Störereignisse der Dreh- und Angelpunkt eines auf natürlichen Störungen basierenden Managementansatzes, da diese entscheidenden Lebensraum für viele Waldorganismen darstellen. Baumveteranen- und Totholzmanagement sind zwei hinlänglich bekannte Beispiele dafür, wie durch forstwirtschaftliche Entscheidungen Referenzbedingungen spätsukzessiver Phasen entstehen können. Der Erhalt mittlerer und großer stehender und liegender Totholzstämmen in verschiedenen Zerfallsstadien und spät- (schattenverträglichen) bzw. frühsukzessiven (lichtbedürftigen) Habitaten wirkt sich langfristig auf die Vielfalt der Totholzbewohner aus. Zudem kann auf dem Waldboden liegendes Totholz unter bestimmten Standortbedingungen ein für die Regeneration einiger Baumarten erforderliches Substrat sein. Das heißt, nach einer natürlichen Störung sind die Erhaltung gewisser Mengen lebender Bäume, Baumstümpfe, entwurzelter und geknickter Bäume die Kernelemente im Management bewirtschafteter Wälder. Die Einführung komplexerer räumlicher und zeitlicher Erntemuster, unabhängig von strengen Waldbausystemen (z.B. Plenter-, Femel- oder Schirmschlagsysteme), sind nötig, um die im Anschluss an eine natürliche Störung entstehenden, meist hochvariablen Mortalitätsmuster nachzustellen.

► *Nur auf der Grundlage fundierter Kenntnisse der geschichtlichen Bandbreite natürlicher Störungen und ihrer Variabilität lässt sich der Einfluss von Klimaveränderungen auf Störungsregime und Walddynamik besser beurteilen.*

Bislang haben wir uns hauptsächlich auf die historischen Muster natürlicher Störereignisse konzentriert beziehungsweise darauf, wie diese als Referenzpunkte für modernen Waldbau dienen können. Allerdings muss deutlich hervorgehoben werden, dass forstwirtschaftliche Praktiken, die auf historischen Referenzdaten beruhen, zukünftig an Bedeutung verlieren, falls sich die Prognosen für den Klimawandel als richtig erweisen (Millar et al. 2007). Klimatische Veränderungen führen nicht nur zu einer Verschiebung der Waldvegetation, sondern auch zu künftigen Störungsregimen (Dale et al. 2001). Ein insbesondere für die Fichtenwälder der Region relevantes Beispiel sind die wärmeren Sommer, die es dem Borkenkäfer potenziell ermöglichen, mehrere Generationen pro Jahr zu entwickeln (Wermelinger 2004), was wiederum einen häufigeren und schwereren Befall fördern kann, vor allem in Verbindung mit einer Schwächung der Bäume durch Dürreperioden. Trotz möglicher, durch Klimaschwankungen ausgelöster Veränderungen sind fundierte Kenntnisse der geschichtlichen Bandbreite von Störungen und ihrer Variabilität erforderlich, um zukünftige Ereignisse absehen zu können. Managementsysteme, die strukturelle Komplexität fördern und die Artenvielfalt sowohl auf Bestands- als auch auf Landschaftsebene erhöhen, sollten weiterhin Anpassungen an Klimaveränderungen verbessern. Beobachtung und Kontrolle sowie adaptive Managementansätze und die Akzeptanz eines Nichtgleichgewichtsmodells für Störungsregime aufgrund klimatischer Instabilität dürften hierbei erfolgsentscheidend sein (Mori 2011).

## Literaturverzeichnis

- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J. und Wotton, B. M. 2001.** Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51:723–734.
- Drösser, L. und von Lüpke, B. 2005.** Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51:446–457.
- Firm, D., Nagel, T.A. und Diaci, J. 2009.** Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* 257:1893–1901.
- Hunter Jr., M.L. 1999.** Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 698 S.
- Kucbel, S., Jaloviar, P., Saniga, M., Vencurik, J. und Klimas, V. 2010.** Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *European Journal of Forest Research* 129:249–259.
- Landres, P. B., Morgan, P. und Swanson, F.J. 1999.** Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Millar, C. I., Stephenson, N. L. und Stephens, S. L. 2007.** Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145–2151.
- Mori, A. S. 2011.** Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology* 48:280–292.
- Nagel, T. A. und Diaci, J. 2006.** Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research* 36:629–638.
- Nagel, T. A., Levanic, T. und Diaci, J. 2007.** A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in Slovenia. *Annals of Forest Science* 64:891–897.
- Nagel, T. A. und Svoboda, M. 2008.** Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus-Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2728–2737.
- Nagel, T. A., Svoboda, M. und Rugani, T. 2010.** Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus-Abies* forest of Bosnia-Herzegovina. *Plant Ecology* 208:307–318.
- Panayotov, M., Kulakowski, D., Dos Santos, L. L., und Bebi, P. 2011.** Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management* 262:470–481.
- Pickett, S. T. A. und White, P. S. 1985.** The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Šamonil, P., Dolezelova, P., Vasickova, I., Adam, D., Valtera, M., Kral, D.J. und Sebkova, B. 2012.** Individual-based approach to the detection of disturbance history through spatial scales in a natural beech-dominated forest. *Journal of Vegetation Science*. In Druck.
- Splechtna, B. E., Gratzner, G. und Black, B. A. 2005.** Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16:511–522.
- Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T., Fraver, A. S., Rejzek, J. und Bace, R. 2012.** Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23:86–97.
- Szewczyk, J., Szwagrzyk, J. und Muter, E. 2011.** Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Canadian Journal of Forest Research* 41:938–944.
- Wermelinger, B. 2004.** Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* – a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202:67–82.
- Zielonka, T., Holeksa, J., Fleischer, P., und Kapusta, P. 2009.** A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science* 21:31–42.

## 2.5 Erhalt und Management von spezialisierten Arten: Das Vermächtnis von Naturwäldern und traditionellen Kulturlandschaften

*Per Angelstam, Marine Elbakidze und Asko Lõhmus*

► *Es braucht Möglichkeiten, Naturwälder und traditionelle Kulturlandschaften zu erhalten, um spezialisierten Arten einen Lebensraum zu bieten, welche in Landschaften, die auf maximale Holz- und Energieprodukte bewirtschaftet werden, keine Habitate mehr finden.*

Nach Betrachtung der Landschaftsgeschichte Europas kommen wir zu dem Schluss, dass spezialisierte Arten nur dann erhalten werden können, wenn die Dynamik natürlicher Wälder und vorindustrielle Kulturlandschaften berücksichtigt werden. Als Nächstes halten wir es vor dem Hintergrund intensivierter Landnutzung einerseits und Nutzungsaufgabe andererseits für notwendig, traditionelle Kulturwaldlandschaften zu erhalten, zu pflegen und wiederherzustellen. Aus unserer Sicht wäre es wichtig, Erkenntnisse zu Planzielen hinsichtlich des Lebensraumbedarfs bestimmter Arten einzuholen sowie einen wissenschaftlichen Dialog zu entwickeln. Zwar steht für uns der europäische Kontinent im Mittelpunkt, jedoch sind die in diesem Kapitel gemachten Aussagen auch auf andere Systeme übertragbar.

► *Für die Erhaltung der Arten-, Habitat- und Prozessvielfalt in Naturwäldern sowie in Kulturlandschaften ist es unentbehrlich, die Landschaftsgeschichte zu kennen.*

Der europäische Kontinent war einst weitgehend von Wäldern bedeckt, die von einer natürlichen Dynamik geprägt waren. Im Laufe von Jahrtausenden wurden diese Wälder und Naturwaldlandschaften allmählich in Kulturlandschaften umgewandelt. Deren traditionelle agrosilvopastorale Landnutzungssysteme gingen einher mit dörflichen Strukturen und ganzheitlicher Nutzung von Holz- und Nichtholzprodukten (Exkurs 21). Von der Mitte eines traditionell aufgebauten Dorfes bis hin zur Peripherie fanden sich in den Feldern, Wiesen, Weiden und Waldweiden eine steigende Zahl an Lebensräumen für Arten, welche an natürliche Fluss-, Küsten- und Alpenwiesen-Ökosysteme angepasst waren. Viele baumbewohnende Waldarten fanden Lebensräume in stehenden Baumriesen, Kopfbäumen und Hecken sowie Stocktrieben in den Feldrainen entlang der Ackerparzellen. Andere Naturwaldarten fanden Lebensräume in Allmendflächen.

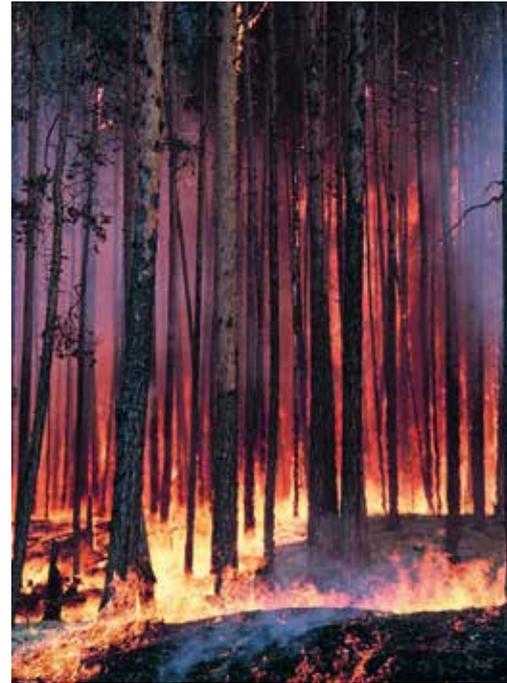
Mit der Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft gingen die Flächen naturbelassener Wälder und die Kulturwälder zurück. Um spezialisierte Arten zu erhalten, konzentrierte man sich vermehrt auf die Schaffung von sich selbst überlassenen Schutzgebieten in Wäldern und Feuchtgebieten und auf Umweltschutzprogramme für die Landwirtschaft mit dem Ziel, Kulturlandschaften zu erhalten. Ein funktionelles Netzwerk an Lebensräumen aus einerseits Schutzgebieten (wie Natura 2000) und andererseits auch aus speziell bewirtschafteten Flächen kann jedoch nur zum Erfolg führen, wenn man eine landschaftliche Perspektive einnimmt. Das heißt, neben Qualität, Größe und Gesamtgröße von Flächen mit hohem Erhaltungswert unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Ausdehnung und der unwirtschaftlichen Flächen dazwischen muss auch der Dialog zwischen den Vertretern verschiedener Formen der Landnutzung gefördert werden. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Erhaltung der biologischen Vielfalt auf der Landschaftsebene eine Vorstellung braucht sowohl von der natürlichen Walddynamik wie auch von der traditionellen Bewirtschaftung von Kulturlandschaften. Je nach Kulturgeschichte ist das aber unterschiedlich zu gewichten.

### Exkurs 21. Das traditionelle Dorf

Naturwälder und andere Waldflächen wurden mit traditionellen Methoden bewirtschaftet, lange bevor die Forstindustrie und die Intensivlandwirtschaft entwickelt wurden. Ein wesentlicher Teil der weltweiten Waldflächen wird heute noch von alteingesessenen und indigenen Bevölkerungsgruppen bewirtschaftet. Solche Kulturlandschaften basieren meist auf traditionell angelegten Dörfern mit einer Kernzone bis hin zur Dorf-Peripherie. Im Dorfzentrum befinden sich Häuser und Gärten, nach außen hin schließen sich Ackerflächen, Mähwiesen, Weiden und schließlich der Wald an (d. h. der klassische domus, hortus, ager, saltus und silva-Aufbau (u. a. Elbakidze und Angelstam 2007)). Landschaften, die von der modernen wirtschaftlichen Entwicklung bislang nur bedingt betroffen sind, sind häufig geprägt von agrosilvopastoralen Landnutzungsformen und naturnahen Ökosystemen (Angelstam et al. 2013a). Für die Artengemeinschaften in Wäldern und gehölzdominierten Landschaften bedeutet dies, dass ihre Ursprünge sowohl in natürlichen Wäldern wie auch in Kulturlandschaften liegen können.

► *Die Erhaltung von Arten und Landschaften mit Wäldern, gehölzdominierten Flächen und Einzelbäumen ist nur möglich, wenn sowohl das Erbe natürlicher Wälder als auch vorindustrieller Kulturlandschaften berücksichtigt wird.*

Um Arten in lebensfähigen Populationen zu erhalten, braucht es ein breites Spektrum an Störungsregimen, die unterschiedliche Lebensräume bzw. Prozesse und damit auch verschiedene Arten fördern. Der Begriff Naturnähe erfordert ein Verständnis dafür, inwieweit Kulturlandschaften hinsichtlich Arten, Lebensräumen und Prozessen variieren. Solche Störungen umfassen sowohl natürliche abiotische wie biotische, aber auch anthropogene Faktoren (Tabelle 7). Wie bereits im Modell natürlicher Störungsregime für naturnahe Waldwirtschaft postuliert, muss das für den jeweiligen Wald gewählte Managementsystem mit der historisch entwickelten ökologischen Situation des betreffenden Waldtyps in Einklang stehen (Angelstam 2006). Dies stellt die Forstwirtschaft vor neue Herausforderungen (Puettman 2010).



**Abb. 36.** Eine nahezu naturbelassene Waldlandschaft im ungarischen Börzsöny nach Windwurf (links) und Waldbrand in einem offenen Kiefernwald auf sandigem Untergrund in Nordwestrussland (rechts). Fotos: Per Angelstam.

Drei wesentliche Störungsregime sind für Waldökosysteme kennzeichnend (u. a. Angelstam und Kuuluvainen 2004): (1) Sukzession nach bestandserneuernden Störungen von Jung- bis Altwaldbeständen mit Lichtbaumarten zu Beginn sowie schattentoleranten Arten in späteren Entwicklungsstadien, (2) Kohortendynamik auf trockenen sowie (3) Lückendynamik auf gut wasserversorgten Standorten (Abb. 36). Analoge natürliche Bedingungen wie in den für Kulturlandschaften typischen offenen Waldlandschaften lassen sich in Ökosystemen finden, wo Klima, Bodenbeschaffenheit oder komplexe Beziehungsgeflechte zwischen abiotischen oder durch Herbivoren verursachten Störungen das Baumwachstum einschränken (Abb. 36).

**Tab. 7.** Beispiele für häufige abiotische, biotische und anthropogene Störungen, die sich auf die Erhaltung natürlicher und kultureller Biodiversität auswirken.

Art der Störungen	Perspektive für die natürliche Biodiversität	Perspektive für die kulturelle Biodiversität
<b>Wind</b>	Totholz, offener Boden und spezielle Kleinstandorte werden durch die Entwurzelung von Bäumen geschaffen.	Totholz wird meist entfernt und als Brennholz verwendet.
<b>Überschwemmung</b>	Durch natürliche Strömungsdynamik entstehen wichtige Lebensräume in Gewässern bzw. an deren Ufern.	Häufig werden Wiesen und Weiden be- und entwässert sowie aktiv geflutet, um deren Produktivität zu steigern.
<b>Waldbrand</b>	Große Flächen, selten	Kleine Flächen, häufig
<b>Große Pflanzenfresser</b>	Vorherrschend Laubfresser	Vorherrschend Grasfresser
<b>Insekten und Pilze</b>	Wichtige natürliche Störungen	Unbedeutend
<b>Aktivität des Menschen</b>	Unbedeutend, sofern es nicht um Maßnahmen zur Wiederherstellung geht	Entscheidend, unter anderem auch Mähen, Beweiden, Kappen, auf den Stock setzen, Zerkleinern etc.



**Abb. 37.** Eine traditionelle, vorindustrielle Kulturlandschaft in den Karpaten (Ukraine). Üblicherweise gruppieren sich die Häuser entlang einer Dorfstraße und folgen der traditionellen Zonenform mit Dorfkern bis hin zur Peripherie. Die Zonen bauen üblicherweise folgendermaßen aufeinander auf: [1] bebaute Fläche mit Wohnhäusern, Kirche und örtlichem Verwaltungsgebäude, [2] Obst- und Gemüsegärten, [3] Äcker, [4] Heuwiesen, [5] Weideland und [6] Wald. Alle diese Elemente dienen dazu, die unterschiedlichen Bedürfnisse der Landeigentümer zu befriedigen. Foto: Per Angelstam.

Zu den traditionellen vorindustriellen Bewirtschaftungsformen von Grasland, offenen und geschlossenen Wäldern zählen Beweidung, Mahd und Einzelbaumbewirtschaftung unterschiedlichen Intensitätsgrads, die eine strukturell vielseitige Landschaft hervorgebracht haben (Abb. 37). Almen mit ihrer vielfältigen und reichen Flora, Heuwiesen und kleine, heckenumsäumte Ackerflächen sowie weitere Strukturelemente sind das Ergebnis jahrhundertealter, traditioneller Landbewirtschaftungsformen. Artenreiche und strukturell vielseitige Biotope entlang von Zäunen und Steinmauern bieten zahlreichen walddtypischen Arten Lebensräume. Extensive Grünlandbewirtschaftung begünstigt lichtbedürftige Gefäßpflanzen und an diese Strukturen gekoppelte Tierarten. Die traditionelle Bewirtschaftung von Ackerflächen schafft günstige Bedingungen für Arten, die auf Freiflächen und Waldränder angewiesen sind (Bezák und Halada 2010).

► *Eine intensivere Waldnutzung auf der einen Seite und die Aufgabe der Bewirtschaftung von Kulturwaldflächen auf der anderen Seite sind aktuell zwei parallel ablaufende Prozesse in europäischen Landschaften. Dies führt zu neuen Herausforderungen, aber auch zu neuen Möglichkeiten für den Erhalt natürlicher Waldarten einerseits und von Kulturfolgern andererseits.*

## **Exkurs 22. Das Vermächtnis von Naturwald und Kulturlandschaft – am Beispiel der Karpaten**

In den Karpaten befinden sich Europas größte Bergwaldflächen, die letzten großflächigen Vorkommen natürlicher montaner Buchenwald- bzw. Tannen-Buchen-Ökosysteme, sowie Altbestände und Urwaldrelikte (Angelstam et al. 2013a, Pâtru-Stupariu et al. 2013). Dort gibt es noch schattentolerante Buchen- und andere Laubwälder, geprägt durch natürliche Lückendynamik, bzw. es gibt Wälder, welche die verschiedenen Phasen der Sukzession nach Windwurf oder Eisbruch durchlaufen. Gleichzeitig gibt es auch noch naturnahe Auenwälder, die sich in Kohorten entwickeln bzw. einer natürlichen Dynamik unterliegen. Entsprechend findet man in den Karpaten einige der intaktesten Wildflusssysteme Europas. In den Tälern der Karpaten befinden sich noch zahlreiche Überschwemmungswälder. Dank natürlicher Waldelemente, wie großer Baumveteranen, Totholz und langsam wachsender Bäume in Kulturlandschaften, können walddtypische Arten auch außerhalb der üblichen Naturwaldgebiete leben, wie etwa in baumbestandenem Grasland, welches Laubstreu, Früchte und Baumaterial für Werkzeuge liefert.

Deshalb gibt es in dieser Region bis heute Populationen, die in anderen Gebieten Europas bereits ausgestorben sind. Auch sehr seltene, spezialisierte Arten sowie Großraubtiere und Herbivoren mit großen Revieransprüchen kann man hier noch finden. Hinzu kommen zahlreiche endemische Arten. Für die Wanderung und Ausbreitung von Pflanzen und Tieren ist das Karpatengebirge ein wichtiger Korridor zwischen den Wäldern und Waldgebieten Nord- und Südeuropas.

Naturwälder und Kulturlandschaften in Europa entwickeln sich aktuell in verschiedene Richtungen: (1) Schutz in Form von Naturreservaten und Nationalparks, (2) Intensivierung der Holzernte, (3) Entwicklung von naturnahen Waldbaukonzepten und (4) Nutzung als Erholungsraum und dessen touristische Erschließung sind einige Konzepte, welche momentan die Entwicklung natürlicher Artenvielfalt in Wäldern beeinflussen. Europas Kulturlandschaften entwickeln sich in drei verschiedene Richtungen: entweder (1) befinden sie sich außerhalb der EU und werden weiterhin traditionell bewirtschaftet, oder (2) sie unterliegen den mit einer intensiven Landwirtschaft und Urbanisierung einhergehenden Veränderungen oder (3) ihre Bewirtschaftung wird eingestellt und sie werden aufgeforstet, da ländliche Gegenden in der EU zunehmend an Bevölkerung verlieren. Diese Entwicklungen begünstigen eine Wieder-Verwilderung durch Renaturierung ursprünglicher Landschaften; entsprechend ist der Erhalt von Spezialisten vorindustrieller Kulturlandschaften aufwändiger. Möchte man an Kulturlandschaften gebundene Biodiversität erhalten, müssen Bewirtschaftungsmethoden der vorindustriellen Kulturlandschaften oder vergleichbare Praktiken in Betracht gezogen werden. Ohne umfassendes Verständnis für lokale Gegebenheiten wird es schwierig, indigenes Wissen und wissenschaftliche Erkenntnisse zusammenzuführen, welche dann zu landschaftspflegerischen Maßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt kombiniert werden.

Werden die Voraussetzungen für die Landnutzung geändert, indem beispielsweise Subventionen gekürzt werden und die Ertragsmöglichkeiten zurückgehen, bietet das die Gelegenheit, durch Renaturierung den ursprünglichen Zustand der Landschaft wiederherzustellen (Bauer et al. 2009). Der Begriff „rewilding“ (hierzu gibt es keine entsprechende deutsche Übersetzung) tauchte in den 1990er Jahren auf und hatte den Schutz und die Wiederherstellung von wertvollen Strukturen in Kernzonen von Großschutzgebieten zum Ziel bzw. wollte deren

Konnektivität fördern oder Prädatoren und Schlüsselarten wieder ansiedeln (z.B. Soulé und Noss 1998). Die Wiederansiedlung großer Raub- und Weidetiere sowie kontrolliertes Brennen und Gewässerrenaturierung sind gute Beispiele dafür, wie unbeeinflusste Prozesse potenziell in Gang gesetzt werden können. Gleichzeitig werden sich langfristig auswirkende Eingriffe durch den Menschen unterbunden, mit dem Ziel, ökologische Prozesse aufrecht zu erhalten und das Erbe von Naturwäldern in Form von Habitaten und damit einhergehenden Arten zu unterstützen. Basierend auf einer Studie zur öffentlichen Einstellung zu Renaturierungsprozessen in der Schweiz empfahlen Bauer et al. (2009), die Meinungen der betroffenen Personengruppen zu Natur und „rewilding“ im Vorfeld abzufragen und bei Eingriffen in die Landschaft eng mit ihnen zusammenzuarbeiten. Auch im Vereinigten Königreich mit seiner langen Landnutzungsgeschichte fand Carver (2007) Wildniskerngebiete in signifikanter Größe und Umfang, aus denen sich ein räumlich kontinuierliches Netzwerk an Wildnisflächen aufbauen lässt, von denen Mensch und Tierwelt profitieren. Navarro und Pereira (2012) argumentieren, dass Maßnahmen zu „rewilding“ von der Politik als eine Option für das Landmanagement anerkannt werden sollten. Insbesondere in Randgebieten könnte das im Rahmen der Programme zur Entwicklung des ländlichen Raums und des Tourismus in Europa eine Alternative sein.

Um das Erbe der kulturellen Biodiversität in Waldlandschaften zu erhalten, die von modernen Bewirtschaftungsverfahren dominiert sind, gibt es momentan zwei komplementäre Strategien. Einerseits geht es darum, überlieferte soziale Gefüge zu erhalten beziehungsweise die Naturschutzgemeinschaft dabei zu unterstützen, historische Landnutzung weiter zu betreiben. Diese Strategie ist limitiert durch zur Verfügung stehende Gelder, öffentliches Interesse und die Kapazität, neue Produkte zu entwickeln oder Märkte für traditionelle Güter zu erschließen. Der Erhaltungswert der in Fennoskandien einst weit verbreiteten Wiesen mit einzelnen Gehölzen (ein prioritärer Lebensraum in der EU) ist abhängig von Mäheinsätzen, die lokal durch die Bereitstellung von Mitteln für den Naturschutz und die Pflege von Sonderreservaten unterstützt werden (Sammul et al. 2008). Dank wissenschaftlicher Fakten gibt es Ermessensgrundlagen, ob durchgewachsene Flächen wieder zu Mähwiesen mit Gehölzen renaturiert werden oder sich zu zukünftigen Laubwäldern mit Altholzelementen entwickeln sollen (Palo et al. 2013). Kleinteilige Flächen, die eine Reihe von kulturbezogenen Habitaten abdecken, können in Nordeuropa innerhalb von bewirtschafteten Wäldern als „Schlüsselbiotope“ geschützt werden (Timonen et al. 2010). Vergleichbare Ansätze bestehen für die Arterhaltung in Kleingewässern und in Hecken bzw. heckenähnlichen Strukturen, allerdings können meistens nur Teile der historisch gewachsenen Vielfalt erhalten werden.

Die alternative Strategie ist, sich die moderne Landnutzung zunutze zu machen und die damit einhergehenden Möglichkeiten weiterzuentwickeln. Kahlschlag, Straßenränder, Entwässerungsgräben, Überlandleitungstrassen, militärische Übungsgelände und Bergbaugelände sind Beispiele für Öffnungen in Wäldern, die verschiedenen Störungsregimen unterworfen und mit geringen Erhaltungskosten verbunden sind. Kahlschlagsysteme und damit verbundene Veränderungen der Bodenstruktur können für einige gefährdete Offenlandpflanzen zukünftigen Lebensraum darstellen (Pykälä 2004). Der mittlerweile weltweit verbreitete Ansatz der „Retention Forestry“ erhält besondere Strukturen während der Holzernte. Das erhöht das Lebensraumangebot für zahlreiche Arten der frühen Sukzessionsphasen (Gustafsson et al. 2012). Die Erforschung des Potenzials solcher neu entstehenden Habitatstrukturen ist ein vorrangiges Ziel.

► *Erkenntnisse zu Referenzlandschaften für biologische Vielfalt lassen sich sowohl durch Untersuchungen der Reliktstrukturen von Natur- und Kulturlandschaften erlangen als auch durch das Studium der Landschaftsgeschichte.*

Nur wer das natürliche und kulturelle Erbe von solchen Referenzlandschaften versteht, ist in der Lage, die biologische Vielfalt zu bewahren. Elementare Fragen der Ökosystemforschung sind unter anderem: Welche Habitate entstehen durch welche Prozesse und in welchem Umfang sind daran gekoppelte Arten darauf angewiesen? Unter Berücksichtigung sozialer Systeme müssen regional angepasste Konzepte zu Steuerung, Koordination und Raumordnung entwickelt und umgesetzt werden.

Whyte (1998) kam zu dem Schluss, dass Regionen mit verzögerter Entwicklung beziehungsweise mit verankerten Traditionen noch immer hauptsächlich in Nordeuropa, entlang der Atlantikküste und in den Gebirgen Mitteleuropas, des Mittelmeerraums und des Kaukasus anzutreffen sind. Die Entfernung solcher Gebiete von den wirtschaftlichen Hauptzentren wächst nicht nur geographisch von Westen nach Osten, sie besteht auch zwischen Hoch- und Tiefland. In den bergigen Ökoregionen Kontinentaleuropas überlagern sich diese Parameter, was eine Erklärung dafür liefert, warum sich hier die Hotspots natürlicher und kultureller Biodiversität befinden (Exkurs 22). Solche Hotspots sind sowohl für die Erhaltung vor Ort als auch als Referenz für die Wiederherstellung der Biodiversität in anderen Regionen von enormem Wert.

► *Erhaltung und Förderung von natürlicher und kultureller Biodiversität setzt Managementmaßnahmen voraus, die auf Landschaftsebene umgesetzt werden müssen und die bestimmte Arten, Habitate und Prozesse mit einschließen.*

Erhaltung biologischer Vielfalt ist ein integraler Bestandteil der allgemeinen normativen Forderungen der Nachhaltigkeit. Die Entwicklung von Bewirtschaftungssystemen, die historische Störungsregime natürlicher und kultureller Landschaften nachahmen, stellt eine große Herausforderung dar, bei der Bürger, Politik und Gesellschaft zusammenarbeiten müssen. Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher und sozialer Systeme, die auf dörflichen Strukturen basieren, sind ebenso wichtig wie tragfähig vernetzte Schutzgebiete und die Umsetzung von Maßnahmen zur nachhaltigen Nutzung von Land und Wasser. Europa stellt hierbei ein Quasi-Experiment dar, in dem sich die Länder und Regionen in ihrer natürlichen und kulturellen biologischen Vielfalt stark unterscheiden. Dabei kann man Europa als großes Versuchsfeld auf der Skala einer Großlandschaft betrachten, in dem die Wechselbeziehungen zwischen ökologischen und sozialen Systemen systematisch untersucht werden. Ziel ist es, einen integrierten Ansatz zur landschaftsweiten Erhaltung der Artenvielfalt und des kulturellen Erbes zu entwickeln (Exkurs 23, Axelsson et al. 2011).

### **Exkurs 23. Empfehlungen für einen integrierten Ansatz zur Erhaltung der Artenvielfalt und ökologischen Nachhaltigkeit auf Landschaftsebene**

Der Begriff integrierter Ansatz auf Landschaftsebene verdeutlicht, bei Fragen ökologischer Nachhaltigkeit ein größeres funktionelles geographisches Gebiet zu berücksichtigen und sowohl soziale als auch ökologische Systeme und ihre Wechselwirkungen in die Betrachtungen mit aufzunehmen. Axelsson et al. (2011) rekonstruierten den Landschaftsansatz und identifizierten fünf Kernmerkmale: (1) Fokus auf große Flächen von mehreren zehntausend bis zu mehreren Millionen Hektar, abhängig von Nachhaltigkeitsfragen; (2) Zusammenarbeit von Partnern aus den verschiedenen gesellschaftlichen Bereichen und Interessengebieten auf allen Ebenen; (3) Verpflichtung zur nachhaltigen Entwicklung und analytische Vorgehensweise bei allen Fragen der Nachhaltigkeit; (4) Herleitung neuer Erkenntnisse, um überliefertes Knowhow für sozial akzeptable, tragfähige Lösungen nutzbar zu machen; (5) Austausch von Wissen und Erfahrungen. Je nach Ansprüchen der Zielarten soll sich das Netzwerk aus den genannten Kernmerkmalen, lockerer (geeignet für die meisten Arten) oder engmaschiger um die Reliktpopulationen (zweckmäßig für langsame Besiedler, meist seltene Zielarten) bilden.

### **► *Wie viel ist genug? Planziele als Maßstäbe für die Bewertung von Nachhaltigkeit.***

Die Einführung ertragsorientierter Forstwirtschaft und intensiver Landwirtschaft führt üblicherweise zu einem Rückgang der Totholzmenge, funktioneller Konnektivität und ökologisch intakter Flächen. Eine große Herausforderung besteht darin, evidenzbasierte Erfolgsziele für die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu ermitteln und als Managementleitlinien zu nutzen. Dabei wäre dies sinnvoller als über Zertifizierungssysteme oder über aktuelle Zustände in bewirtschafteten Wäldern zu diskutieren. Es ist gleichfalls von entscheidender Wichtigkeit, dass Landmanagement alle Dimensionen abdeckt, von Einzelbäumen und Beständen bis hin zu Landschaften und Regionen. Wichtig ist zudem ein partizipatorisches Naturschutzmanagement, bei dem alle gesellschaftlichen Akteure zusammenkommen und gemeinsam diskutieren. Dabei sollte die Wirkrichtung für die Planung Top-down verlaufen, die Umsetzung allerdings Bottom-up erfolgen.

Indikatoren für nachhaltige Waldwirtschaft und andere Landnutzungsformen wurden verschiedentlich zusammengetragen, doch ein umfassendes Monitoring und Vergleichsmöglichkeiten mit Leistungszielen für positive Zustände sind und bleiben eine Herausforderung. Das Konzept „Naturnähe“ ist geeignet, um die Rolle eines Ökosystems als nachhaltigen Anbieter von Naturkapital zu bemessen. Geht es darum, bestimmte Arten zu erhalten, können nichtlineare Reaktionen bestimmter Arten bei Habitatverlust dazu dienen, angepasste Erfolgsziele zu formulieren (u. a. Villard und Jonsson 2009, Törnblom et al. 2011). Um zu definieren, wie viel Lebensraum ausreicht, um eine Art langfristig zu erhalten, können anhand vorliegender Erkenntnisse Normen erarbeitet werden, die definieren, welche Eigenschaften ein Wald aufweisen muss, um für Artenbestände als geeigneter Lebensraum zu gelten (Angelstam et al. 2013b). Es gilt zu beachten, dass es große Differenzen in der Anzahl von Habitaten in Landschaften gibt, die unterschiedliche Bestandsgeschichten aufweisen. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Menge an Totholz am Boden: in Wäldern, die einer natürlichen Dynamik

unterliegen, ist diese sehr viel höher als in den unter modernen Aspekten bewirtschafteten Waldlandschaften. Dies erklärt, warum seltene Arten, die von besonderem Interesse sind, in ersteren, nicht aber in letzteren zu finden sind (u. a. Roberge et al. 2008).

► *Die Grundvoraussetzung für den Erhalt des vorhandenen Naturkapitals ist ein fundierter Dialog mit dem Ziel, die Zusammenarbeit zwischen allen Interessengruppen auf Landschafts- und regionaler Ebene zu verbessern. Beispiele für Konzepte, welche dies fördern, sind Biosphärenreservate, Modellwälder und LTSER.*

Es gibt verschiedene Wege, den Dialog zwischen den Akteuren herzustellen. Hierfür sollten Managementteams gebildet werden, welche den jeweiligen Situationen angepasst werden: Wissenschaftler, Landbewirtschaftler und politische Entscheidungsträger sollten gemeinsam Entscheidungen treffen und Erfolg oder Misserfolg der von ihnen erarbeiteten Strategie gemeinsam tragen. Ein Beispiel hierfür ist der sogenannte Modellwaldansatz. Hier werden Partnerschaften zwischen Bürgern und Institutionen gefördert, die gemeinsam Ziele im Sinne der Nachhaltigkeit erreichen wollen (IMFN 2008). Die UNESCO-Biosphärenreservate sind ein weiteres Beispiel (Elbakidze et al. 2013). Beiden Konzepten ist gemein, dass die Bewirtschaftungseinheit – bestehend aus einer existierenden Landschaft mit ihren charakteristischen Ökosystemen, wirtschaftlichen Aktivitäten der Akteure und Interessengruppen – als Stätte der Synthesebildung, Innovation, Entwicklung und Bildung dient. Die Long Term Socio-Economic and Ecosystem Research (LTSER)-Plattformen integrieren eine ortsspezifische Überprüfung und Bewertung der Nachhaltigkeit von Landschaften unter Einbindung aller Akteure (Haberl et al. 2006).

► *Um lebensfähige Populationen aller natürlich vorkommenden walddtypischen Arten zu erhalten, müssen historische Habitatstrukturen und Ökosystemfunktionen sowohl in Naturwäldern als auch in Kulturlandschaften berücksichtigt werden.*

Grundlage für die Erhaltung der Biodiversität in europäischen Landschaften sind Aspekte mit natürlichem und kulturellem Hintergrund. Wir plädieren für ein neuartiges Konzept für Forschung und Entwicklung, das auf dem Austausch von langfristig in verschiedenen Ländern und Regionen gesammelten Erkenntnissen und Erfahrungen beruht und gleichzeitig natürliches und kulturelles Erbe mit modernen Formen der Landnutzung verbindet. Davon profitiert sowohl die Wissenschaft als auch die Praxis: natürliche Ressourcen, auf denen unsere Lebensgrundlage und Lebensqualität aufbauen, werden so langfristig und nachhaltig geschont.

Damit sich dieser Ansatz durchsetzen kann, braucht es ein neues transdisziplinäres Fach, welches schrittweise etabliert werden muss und dabei Ökosystemmanagement auf Landschaftsebene beziehungsweise die Einbindung sozioökonomischer Systeme ermöglicht. Dies wiederum erfordert einen verbesserten Austausch zwischen Forschung, Technik und Lehre in integrativem Management von natürlichen Ressourcen sowie Steuerung und Koordination von regional angepassten Lösungen (u. a. Elbakidze et al. 2013).

## Literaturverzeichnis

- Angelstam, P. 2006.** Maintaining cultural and natural biodiversity in Europe's economic centre and periphery. In: Agnoletti, M. (Hrsg.). *The Conservation of cultural landscapes*. CAB International. S. 125–143.
- Angelstam, P., Elbakidze, M., Axelsson, R., Čupa, P., Halada, L., Molnar, Z., Patru-Stupariu, I., Perzanowski, K., Rozyłowicz, L., Standovar, T., Svoboda, M. und Törnblom, J. 2013a.** Maintaining cultural and natural biodiversity in the Carpathian Mountain ecoregion: need for an integrated landscape approach. In: Kozak J., Ostapowicz, K., Bytnerowicz, A. und Wyżga, B. (Hrsg.). *Integrating nature and society towards sustainability*. Springer. DOI: 10.1007/978-3-642-12725-0\_28.
- Angelstam, P. und Kuuluvainen, T. 2004.** Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51:117–136.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Axelsson, R., Elbakidze, M., Bergman, K.-O., Dahlberg, A., Degerman, E., Eggers, S., Esseene, P.-A., Hjältén, J., Johansson, T., Müller, J., Paltto, H., Snäll, T., Soloviy, I. und Törnblom, J. 2013b.** Evidence-based knowledge versus negotiated indicators for assessment of ecological sustainability: the Swedish Forest Stewardship Council standard as a case study. *AMBIO* 42(2):229–240.
- Axelsson, R., Angelstam, P., Elbakidze, M., Stryamets, N. und Johansson, K.-E. 2011.** Sustainable development and sustainability: Landscape approach as a practical interpretation of principles and implementation concepts. *Journal of Landscape Ecology* 4(3):5–30.
- Bauer, N., Wallner, A. und Hunziker, M. 2009.** The change of European landscapes: Human-nature relationships, public attitudes towards rewilding, and the implications for landscape management in Switzerland. *Journal of Environmental Management* 90: 2910–2920.
- Bezák, P. und Halada, L. 2010.** Sustainable management recommendations to reduce the loss of agricultural biodiversity in the Mountain Regions of NE Slovakia. *Mt Res Development* 30(3):192–204.
- Carver, S. 2007.** Rewilding in England and Wales: A Review of recent developments, issues, and concerns. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-49*: 267–272.
- Elbakidze, M. und Angelstam, P. 2007.** Implementing sustainable forest management in Ukraine's Carpathian Mountains: The role of traditional village systems. *Forest Ecology and Management* 249:28–38.
- Elbakidze, M., Hahn, T., Mauerhofer, V., Angelstam, P. und Axelsson, R. 2013.** Legal framework for biosphere reserves as learning sites for sustainable development: a comparative analysis of Ukraine and Sweden. *AMBIO* 42(2):174–187.
- Gustafsson, L., Baker, S., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A. und Franklin, J.F. 2012.** Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience* 62:633–645.
- Haberl, H., Winiwarter, V., Andersson, K., Ayres, R. U., Boone, C., Castillo, A., Cunfer, G., Fischer-Kowalski, M., Freudenburg, W. R., Furman, E., Kaufmann, R., Krausmann, F., Langthaler, E., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Redman, C. L., Reenberg, A., Wardell, A., Warr, B. und Zechmeister, H. 2006.** From LTER to LTSER: conceptualizing the socioeconomic dimension of long-term socioecological research. *Ecology and Society* 11(2):13.
- IMFN 2008.** *Model Forest development guide*. Ottawa: International Model Forest Network Secretariat.
- Navarro, L. M. und Pereira, H. M. 2012.** Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15:900–912.
- Palo, A., Ivask, M. und Liira, J. 2013.** Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats – Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators* 34:336–344.
- Pătru-Stupariu, I., Angelstam, P., Elbakidze, M., Huzui, A. und Andersson, K. 2013.** Using spatial patterns and forest history to identify potential high conservation value forests in Romania. *Biodiversity and Conservation* 22(9):2023–2039.

- Puettman, K.J. 2010.** Silvicultural challenges and options in the context of global change: “Simple” fixes and opportunities for new management approaches. *Journal of Forestry*(September 2010):321–331.
- Pykälä, J. 2004.** Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science* 7:29–34.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P. und Villard, M.-A. 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141:997–1012.
- Sammul, M., Kattai, K., Lanno, K., Meltsov, V., Otsus, M., Nõuakas, L., Kukk, D., Mesispuu, M., Kana, S. und Kukk, T. 2008.** Wooded meadows of Estonia: Conservation efforts for a traditional habitat. *Agricultural and Food Science* 17:413–429.
- Soulé, M. und Noss, R. 1998.** Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8:19–28.
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A. und Mönkkönen, M. 2010.** Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25:309–324.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Degerman, E., Henrikson, L., Edman, T. und Temnerud, J. 2011.** Catchment land cover as a proxy for macroinvertebrate assemblage structure in Carpathian Mountain streams. *Hydrobiologica* 673:153–168.
- Villard, M.-A. und Jonsson, B.-G. 2009.** Setting conservation targets for managed forest landscapes. Cambridge University Press.
- Whyte, I.D. 1998.** Rural Europe since 1500: Areas of retardation and tradition. In: Butlin, R.A. und Dodgshon, R.A. (Hrsg.) *An historical geography of Europe*. Oxford University Press.



## 2.6 Management für Zielarten

*Bengt-Gunnar Jonsson und Juha Siitonen*

► *Richten wir unser Augenmerk nur auf Strukturmerkmale, riskieren wir, Arten mit besonderen Ansprüchen zu übersehen.*

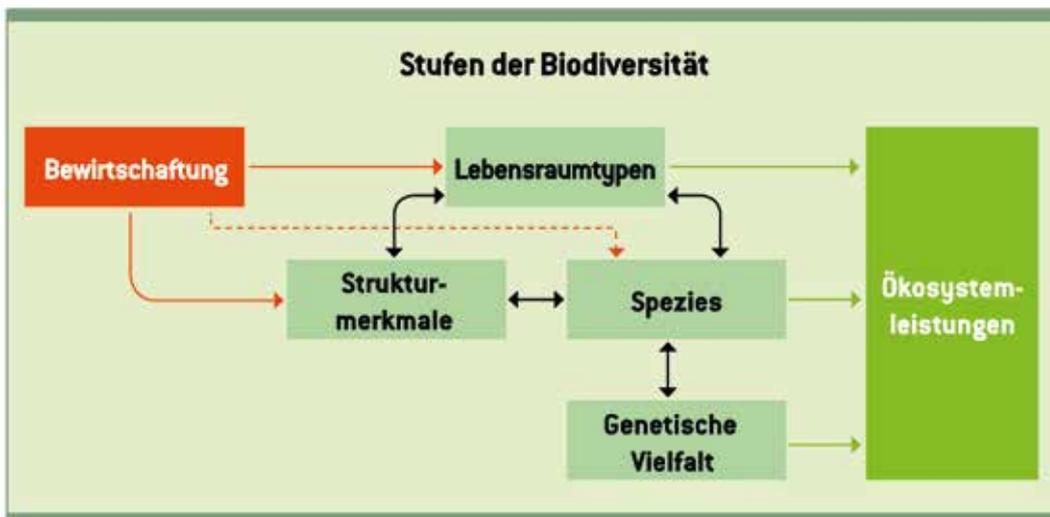
Im Waldnaturschutz stehen meist allgemeine Habitateigenschaften im Mittelpunkt des Interesses, wie naturnahe Baumartenzusammensetzung, ungleiche Altersstrukturen und die möglicherweise wichtigste von allen: alte und tote Bäume. Die am weitesten verbreitete Strategie zur Erhaltung der Biodiversität ist das Nachahmen von natürlicher Walddynamik auf Bestands- und Landschaftsebene. Beispielsweise sind Einzelbaumernte oder Gruppenstellung gängige Alternativen zu traditionellen flächigen Ernteverfahren (z. B. Kahlschlag oder Großschirmschlag), um naturbelassene Habitatinseln, einzelne Retentionsbäume und Totholz in den Hiebsflächen zu erhalten. Dem zugrunde liegt die Annahme, dass es durch die Nachahmung natürlicher Störungen möglich sein sollte, die für die Arten lebenswichtigen strukturellen Merkmale und Prozesse zu erhalten. Verfechter dieser Strategie argumentieren, dass es einfacher ist, sich auf Strukturmerkmale als auf Arten zu konzentrieren, von denen es zu viele gibt, um die Habitatanforderungen jeder einzelnen Art berücksichtigen zu können. Das wiederum bedeutet, dass es oft erforderlich ist, Strukturmerkmale anstelle von Arten zu verwenden (Abb. 38).

Zwar erfasst dieser sogenannte Grobfilteransatz (im Sinne von Hunter et al. 1988) vermutlich die Anforderungen vieler Waldarten, doch können dabei einige Aspekte der Waldbiodiversität nicht erfasst und einige Arten mit besonderen Ansprüchen übersehen werden. Möglicherweise täuscht dieser Ansatz auch darüber hinweg, dass das Vorkommen spezieller Strukturen nicht automatisch das Vorkommen aller mit einem bestimmten Waldtyp assoziierten Arten garantiert. Es empfiehlt sich also, bei der Managementplanung auch eine definierte Gruppe von Zielarten zu berücksichtigen, um sicherzustellen, dass anspruchsvollere Arten ebenfalls lebensfähige Populationen erhalten, was wiederum Rückschlüsse auf den Erfolg der Managementmaßnahme erlaubt. Dies wird im Naturschutz oft als Feinfilteransatz bezeichnet. Die Einbindung sorgfältig ausgewählter Zielarten stellt eine wichtige Ergänzung der eher allgemeinen Maßnahmen dar und liefert dem Management eine biologische „Quittung“ für die eingeleiteten Maßnahmen.

### **Exkurs 24. Grob- und Feinfilteransatz**

Grob- und Feinfilterkonzepte wurden schon vor etwa 25 Jahren vorgestellt (Hunter et al. 1988). Ursprünglich gingen sie mit der Vorstellung einher, dass bestimmte Lebensraumtypen geschützt werden können, indem ein repräsentatives Flächennetz stillgelegt wird (Grobfilter), wohlwissend, dass dies unzureichend ist, um lebensfähige Populationen aller vorkommenden Arten zu schützen. Daher rührt die Forderung, den Grobfilter durch auf einzelne Arten gerichtete Maßnahmen zu ergänzen. Dieser Ansatz wurde indes dahingehend weiterentwickelt, dass eher generell relevante Habitateigenschaften (Grobfilter) stellvertretend für die Artenvielfalt neben spezifischen Habitatansprüchen (Feinfilter) von Arten, die durch breit angelegte Maßnahmenbündel nicht geschützt wer-

den, in die Managementplanung aufgenommen wurden. Er kann als konzeptioneller Rahmen für die Naturschutzplanung betrachtet werden. Um festzustellen, in welchem Umfang eine bestimmte Habitateigenschaft vertreten sein muss, ist unbedingt deren natürliche Variabilität in ihrer gesamten Breite zu berücksichtigen (Landres et al. 1999). Auf Artenebene ist das Augenmerk auf die individuellen Anforderungen und die Populationsdynamik zu richten. Dies bietet einen breiten Ausgangspunkt für Naturschutzmaßnahmen: die EU-Vogelschutz- und Habitatrichtlinien fordern beispielsweise einen günstigen Erhaltungszustand sowohl der bezeichneten Lebensraumtypen (basierend auf Strukturen und Funktionen) als auch der damit einhergehenden typischen Arten, wodurch der Grob- wie auch der Feinfilteransatz aufgenommen wurden.



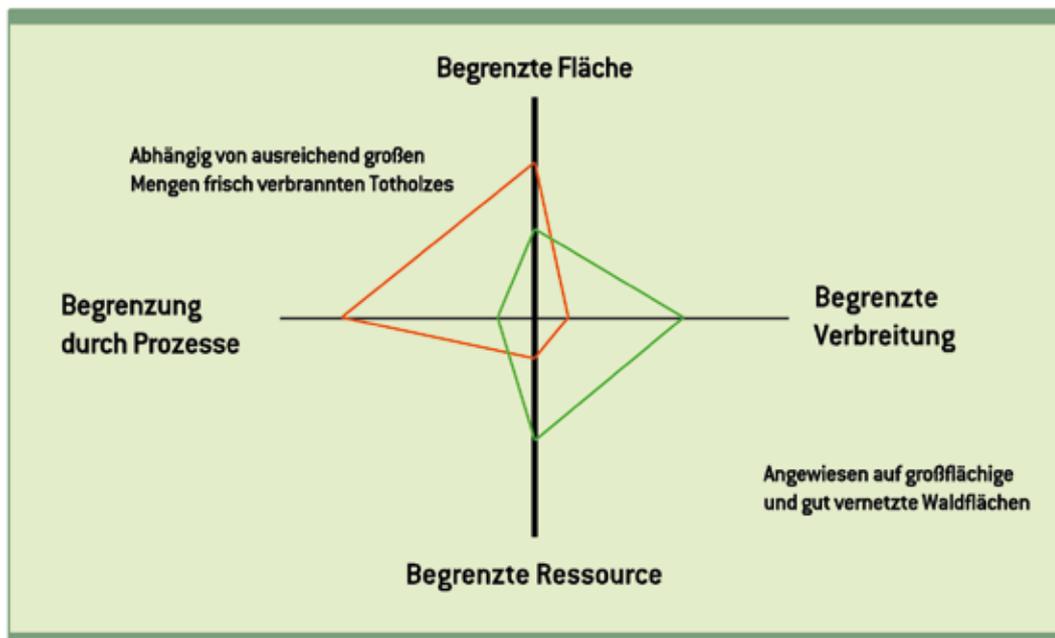
**Abb. 38.** Ebenen der Biodiversität. Allgemein lässt sich die Vielfalt des Lebens auf drei Ebenen beschreiben: der Vielfalt der Gene, der Arten und der Ökosysteme. Unter dem Gesichtspunkt des Managements ist es sinnvoll, der Biodiversität eine weitere Ebene hinzuzufügen: Strukturmerkmale. Die verschiedenen Ebenen der Biodiversität stehen in Wechselbeziehung zu einander und stellen gemeinsam Ökosystemleistungen bereit. Management bedeutet in der Praxis fast immer, entweder bestimmte Lebensraumtypen oder aber einzelne Strukturen zu erhalten (Grobfilteransatz). Auch wenn der Fokus auf einzelne Arten gerichtet ist (Feinfilteransatz), läuft es letztendlich doch auf den Erhalt von Lebensraumtypen oder Strukturen hinaus, die für die Erhaltung dieser Populationen unabdingbar sind.

► *Die sorgfältige Auswahl von Zielarten ist ein entscheidender Schritt zur Ergänzung des Grobfilteransatzes und für die Bewertung der Managementmaßnahme.*

Natürlich können nicht alle Arten berücksichtigt werden, weshalb eine sorgfältige Auswahl repräsentativer Zielarten von großer Bedeutung ist. Mindestens zwei verschiedene Aspekte sollten bei den Managemententscheidungen in Betracht gezogen werden. Zum einen sollten die ausgewählten Arten solche umfassen, die nicht unter allgemeine Managementmaßnahmen fallen, d. h. Spezialisten, die bestimmte Habitatstrukturen und Substrate benötigen, welche nur schwer zur Verfügung zu stellen sind. Zum anderen sollten auch solche Arten gewählt

werden, die sich leicht überwachen lassen und bei der Bewertung des Erfolgs der gewählten Maßnahme als Kontrollinstrumente dienen können.

Schließlich ist bei der Wahl der Zielarten mit zu berücksichtigen, durch welche Faktoren ihr Vorkommen in der Waldlandschaft tatsächlich begrenzt wird. Der limitierende Faktor ist ausschlaggebend und kann als Blaupause für den Vergleich von Managementkonzepten dienen. Wir empfehlen, Zielarten anhand der folgenden vier limitierenden Faktoren auszuwählen: **ressourcenlimitierte, räumlich limitierte, ausbreitungslimitierte und prozesslimitierte Arten**. Wählt man Zielarten anhand dieser Faktoren aus, ist es unserer Meinung nach möglich, die ganze Bandbreite der Habitatansprüche von Waldarten abzubilden. Im Kern handelt es sich hierbei nur um eine Verfeinerung der einfachen, generellen Feststellung, dass alle Arten kontinuierlich geeignete Ressourcen in ausreichenden Mengen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets benötigen. Für einzelne Arten schließen sich die vier begrenzenden Faktoren nicht gegenseitig aus, können sich allerdings unterschiedlich stark auswirken (Abb. 39). Im Folgenden ziehen wir totholzbewohnende (saproxyliche / xylobionte) Arten als Beispiele heran. Zwar sind viele andere Substrat- und Lebensraumtypen für die Artenvielfalt im Wald von Bedeutung, doch gehört Totholz zu den kritischsten Aspekten in den meisten Wirtschaftswäldern.

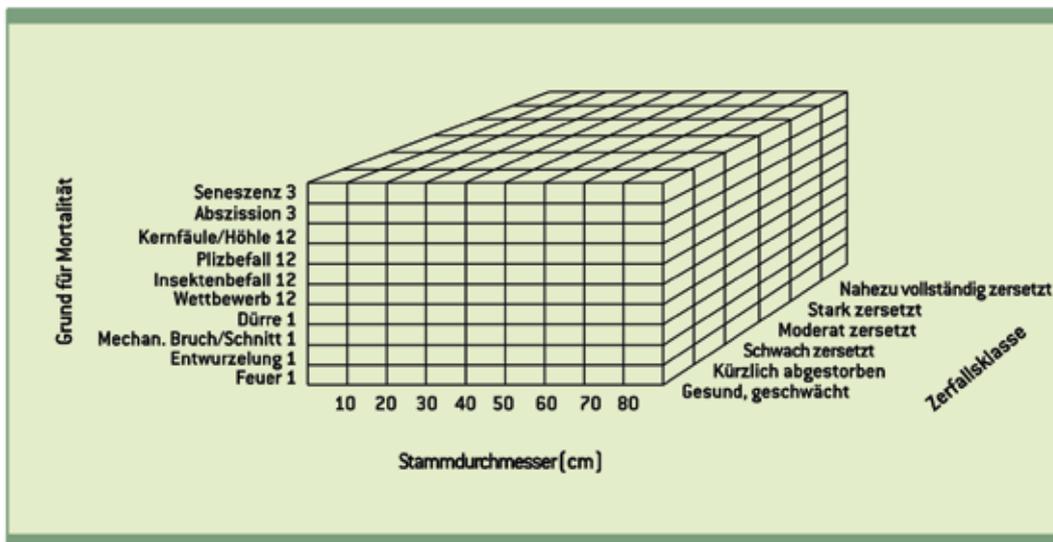


**Abb. 39.** Arten sind verschiedenen limitierenden Faktoren unterworfen. Indem Zielarten gewählt werden, die von diesen Faktoren limitiert werden, können Bedingungen geschaffen werden, die sich für eine größtmögliche Zahl an Arten eignen. Das Sterndiagramm beschreibt eine Art (rote Linie), die auf frisch verbranntes Holz (Prozess und Ressource) angewiesen ist, und eine weitere, die von großen Flächen gut vernetzter Habitats (Raum und Verbreitung) abhängt. Die limitierenden Faktoren dieser beiden Arten sind völlig unterschiedlich.

► *Idealerweise sollten Zielarten gewählt werden, die verschiedenen limitierenden Faktoren unterliegen, um so die generelle Bedeutung von Erhaltungsmaßnahmen zu verbessern.*

**Ressourcenlimitierte Arten.** Der einfachste Grund für das Fehlen einer Art in einem Waldbestand oder gar einer Landschaft ist das Fehlen geeigneter Ressourcen. Für saproxyliche Arten ist Totholz kein homogenes Substrat. Es tritt in ganz unterschiedlichen Formen auf und selbst wo es in großen Mengen vorkommt, können bestimmte Totholztypen gänzlich fehlen. Verschiedene Baumarten, Zersetzungsstadien, Baumdurchmesser, Mortalitätsursachen und beliebige Kombinationen dieser Faktoren führen zu Substraten, die sich möglicherweise für einzelne Zielarten eignen. Durch das Management sollte im Idealfall sichergestellt werden, dass die gesamte Substratbreite abgedeckt wird (Abb. 40).

In intensiv bewirtschafteten Wäldern mit vergleichsweise kurzen Umtriebszeiten fehlen insbesondere Bäume mit großem Durchmesser in fortgeschrittenen Zersetzungsstadien (nahezu) gänzlich. Die Mehrheit der auf Birken als Substrat angewiesenen bedrohten Baumpilzarten in Dänemark wurde beispielsweise nur auf Stämmen mit einem Durchmesser >70 cm verzeichnet (Heilmann-Clausen und Christensen 2004) – ein wirklich seltenes Substrat in bewirtschafteten Wäldern. Ein weiteres Beispiel für seltene Substrate sind trockene und rindenlose tote Kiefern. Diese sogenannten „Kelobäume“ waren historisch in den Tieflandkiefernwäldern Europas wohl weit verbreitet, gehören aber zu den ersten Totholztypen, die zurückgehen, sobald Wälder bewirtschaftet werden. Heute sind sie in größerem Umfang nur noch in abgelegenen borealen Gebieten und an einigen wenigen Tieflandstandorten anzutreffen, wie dem Białowieża-Urwald (Niemelä et al. 2002).



**Abb. 40.** Totholz lässt sich nicht nur anhand von Volumen klassifizieren. Verschiedene Typen von Totholz müssen gleichfalls berücksichtigt werden, da viele Arten nur Totholz mit bestimmten Eigenschaften nutzen können. Die Abbildung verdeutlicht die Variabilität dreier wichtiger Faktoren für eine Baumart, nämlich Baumgröße, Zerfallsklasse und Mortalitätsursache. Um das gesamte Spektrum aller Substrattypen zu erhalten, sind daneben auch verschiedene Baumarten nötig. Quelle: Nach Stokland et al. 2012.



**Abb. 41.** A: Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) ist ein gutes Beispiel für Arten mit beschränkten räumlichen Möglichkeiten (Foto: Alain Saunier). B: Der Eremit (*Osmoderma eremita*) gehört zu den alte Baumhöhlen bewohnenden Arten mit begrenzten Ausbreitungsmöglichkeiten (Foto: Heinz Bußler). C: Die Larven des Käfers *Pytho kolwensis* leben unter der Rinde umgestürzter Fichten in Fichten-Moorwäldern fortgeschrittener Entwicklungsphasen. Diese Art unterliegt sowohl begrenzten Ausbreitungsmöglichkeiten als auch Prozessbeschränkungen und ist auf kontinuierliche lokale Baumortalität angewiesen (Foto: Reijo Penttilä). D: Der Schlauchpilz *Daldinia loculata* besiedelt von Feuer abgetötete Birken auf Waldbrandflächen. Mit diesem Pilz sind zahlreiche Insektenarten assoziiert (Foto: Reijo Penttilä). E: Der Schwarze Kiefernprachtkäfer (*Melanophila acuminata*) ist ein klassisches Beispiel für stark feuerabhängige (pyrophile) Arten. Er verfügt über Infrarotsensoren, mit deren Hilfe er Waldbrände lokalisiert (Foto: Petri Martikainen). F: Die Rindenwanze *Aradus laeviusculus* zählt zu den zahlreichen Insekten, die Brandflächen unmittelbar nach einem Waldbrand besiedeln. Von Bränden abhängige Waldarten sind prozesslimitiert (Foto: Petri Martikainen).



**Räumlich limitierte Arten.** Viele seltene Spezialisten benötigen nicht nur spezifische Ressourcen, sondern auch ausreichend große Lebensräume, wo die kritische Ressource Werte jenseits des artenspezifischen Schwellenwerts erreicht. Ein Reihe von Studien speziell zu Spechten veranschaulichen, dass spezialisierte Spechtarten auf relativ große Waldflächen mit ausreichender Totholzmenge angewiesen sind. Der Weißrückenspecht beispielsweise füttert seine Jungen in erster Linie mit Bockkäfer- und anderen großen Larven, die in toten Laubbäumen leben. Nur in einem totholzreichen Laubwald von mindestens 50 ha Größe kann ein Spechtpaar erfolgreich Junge großziehen und sich vermehren (Aulén 1988). Auf Landschaftsebene sollte die durchschnittliche Grundfläche von toten Laubbäumen mehr als 1,4 m<sup>2</sup>/ha auf einer Fläche von 100 ha betragen, um die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, dass diese Art vorkommt (Roberge et al. 2008). Um eine lebensfähige Population an Weißrückenspechten mit mehreren nistenden Paaren in einem Gebiet zu erhalten, muss Laubwald nicht nur qualitativ hochwertig sein sondern auch mindestens 10–20 % der Landschaftsfläche einnehmen; andernfalls wird die Art sukzessive verschwinden (Carlsson 2000). Das Brutrevier des Mittelspechts (Abb. 41A) muss mindestens 15 ha (Kosiński 2006) umfassen; auf Landschaftsebene ist das Vorkommen der Art besonders wahrscheinlich, wenn die Grundfläche von Laubbäumen mit großem Stammdurchmesser auf einer Fläche von 100 ha 1 m<sup>2</sup>/ha übersteigt (Roberge et al. 2008). Der Dreizehenspecht wiederum benötigt beispielsweise stehendes Totholz von 1,3 m<sup>2</sup>/ha Grundfläche (was einem Volumen von etwa 15 m<sup>3</sup>/ha entspricht), verteilt über 100 ha Nadelwald, um langfristig erhalten zu bleiben (Bütler et al. 2004). Es sei darauf hingewiesen, dass die in diesen Beispielen aufgeführten Bedingungen für ein Paar oder einige wenige Paare der genannten Arten gelten. Um lebensfähige Populationen innerhalb einer größeren Landschaft zu erhalten, gelten möglicherweise andere Voraussetzungen.

**Ausbreitungslimitierte Arten.** Arten, die auf temporären Substraten wie zersetztem Holz leben, müssen sich immer wieder neu ausbreiten. Ihre Ausbreitungsfähigkeit variiert allerdings abhängig von der spezifischen Langlebigkeit von Substrat und Lebensraum. Einige Arten kommen in einem Substrat möglicherweise nur einen Sommer lang vor, wie die meisten Borkenkäfer, die im Kambiumring frisch abgestorbener Bäume leben, während andere Arten jahrzehntelang das gleiche Substratelement bewohnen können. Von der Langlebigkeit von Substraten geht ein starker Selektionsdruck aus, weshalb die verschiedenen Arten über stark unterschiedliche Ausbreitungsfähigkeiten verfügen. Die Fragmentierung von Waldlandschaften und der Verlust sowie die zunehmende Isolierung spezifischer Habitate, Habitateigenschaften oder -merkmale stellt eine ernstzunehmende Bedrohung für alle Arten dar, die auf langlebige, aber im Rückgang begriffene Substrate angewiesen sind.

Ein gutes Beispiel hierfür sind Baumhöhlen bewohnende Arten. Der Eremit (*Osmoderma eremita*) (Abb. 41B) lebt in Höhlen an großen und alten Eichen und anderen Laubbäumen. In Nordeuropa verbringen etwa 85 % dieser Lebewesen ihr Leben an dem Baum, in dem sie geschlüpft sind. Diejenigen, die den Baum verlassen, wandern meist nicht weiter als 200 m, das heißt, sie verlassen üblicherweise noch nicht einmal den Bestand (Ranius und Hedin 2001, Hedin et al. 2008). Diese Art gilt inzwischen aufgrund ihrer geringen Ausbreitungsfähigkeit in Verbindung mit einem Rückgang an Waldweiden und anderen Habitaten mit alten Bäumen als gefährdet und wurde in die Habitatrichtlinie aufgenommen. Um Arten wie den Eremiten zu erhalten, ist es nötig, die Kontinuität kritischer Substrate lokal sicherzustellen und, soweit möglich, die Konnektivität zwischen geeigneten Waldbeständen zu verbessern.

**Prozesslimitierte Arten.** Einige Arten treten vorwiegend oder ausschließlich in bestimmten Sukzessionsstadien auf. Für diese Arten müssen alle Störungsprozesse, welche die Sukzessionsdynamik bestimmen, erhalten werden. Hinsichtlich der saproxylichen Arten wären dies Feuer, Sturm, Überschwemmungen und andere Prozesse, die tote Bäume hinterlassen. Einige Arten

sind gegebenenfalls darauf angewiesen, dass ihr Substrat lokal dauerhaft anzutreffen ist. Zwar könnte man argumentieren, dass hierbei die Ausbreitungsfähigkeit das ausschlaggebende Kriterium ist, doch kann eine solche Art auch als prozesslimitiert gelten, denn sie ist von Prozessen abhängig, die ihr Substrat herstellen. Ein Beispiel hierfür ist der Käfer *Pytho kolwensis* (Abb. 41C), der umgestürzte Fichten bewohnt, die bereits einige Jahre tot sind. Angesichts seiner geringen Ausbreitungsfähigkeit und seines relativ kurzzeitigen Auftretens in einzelnen Stämmen hängt er stark von einer lokal kontinuierlichen Mortalität der Bäume ab (Siitonen und Saaristo 2000).

In vielen Waldökosystemen spielt Feuer eine bedeutende Rolle. *Daldinia loculata* (Abb. 41D) ist ein holzersetzer Schlauchpilz, der in Nordeuropa auftritt und auch in Mitteleuropa vereinzelt anzutreffen ist. Er tritt ausschließlich in durch Feuer abgetöteten Birken auf und somit ausschließlich im Kontext von Waldbränden. In einer Studie aus Mittelschweden wies Wikars (2001) eine starke Korrelation zwischen feuerabhängigen Insekten und der Häufigkeit des Vorkommens von mit *D. loculata* besiedelten Birken nach. Die Einzelheiten des Zusammenspiels sind noch nicht hinlänglich bekannt, doch wurde festgestellt, dass viele der feuerabhängigen Insekten in den Fruchtkörpern der Pilze leben, was auf eine enge Verbindung hinweist. Ein weiteres Beispiel stammt aus der Gruppe der Insekten, die direkt im Anschluss an einen Brand in von Feuer abgetöteten Bäumen ihre Eier ablegen. Einige von ihnen sind in einem so hohen Maß auf Brandflächen angewiesen, dass sie Infrarotsensoren entwickelt haben, um Waldbrände zu lokalisieren. Ein klassisches Beispiel hierfür ist der Schwarze Kiefernprachtkäfer *Melanophila acuminata* (Abb. 41F). Andere Arten, wie einige Rindenwanzen (*Aradus spp.*) (Abb. 41E), besiedeln Brandflächen umgehend, nachdem das Feuer abgeebbt ist. Diese feuerabhängigen Arten weisen häufig bemerkenswerte Ausbreitungsfähigkeiten auf.

► **Eine Analyse von Schwellenwerten kann quantitative Zielvorgaben liefern; allerdings sind hier Grenzen gesetzt.**

Eine entscheidende Frage bei der Suche nach dem limitierenden Faktor ist: „wie viel ist genug?“ Gäbe es nur eine Antwort, hätte die Waldwirtschaft ein leistungsstarkes Instrument und ein klar umrissenes Ziel, auf das man hin arbeiten könnte. Angesichts der Vielzahl an Waldarten und zu berücksichtigenden Aspekten ist es allerdings schwierig, diese Frage zu beantworten. Quantitative Schwellenwerte zu bestimmen, ist eine wichtige und zweckdienliche Forschungsaufgabe, und für einige Arten und Habitateigenschaften liegen quantitative Zielvorgaben vor. Was die Größe des ursprünglichen, auf Landschaftsebene zu erhaltenden Lebensraums angeht, weisen die meisten empirischen und theoretischen Studien auf einen Wert um die 20 % hin (u. a. Hanski 2011). Einzelne Arten erfordern allerdings andere quantitative Ziele, wie an den Spechten oben exemplarisch dargestellt. Diese Anhaltswerte können zwar als Orientierungshilfen dienen, allerdings ist bei der Umsetzung Vorsicht geboten. Auch wenn wir annehmen können, dass die meisten Arten limitierenden Faktoren und deren Schwellenwerten unterliegen, sind Unterschiede zwischen den Arten, Artengruppen und selbst innerhalb der gleichen Art zwischen Gruppen in verschiedenen Regionen wahrscheinlich (u. a. Ranius und Fahrig 2006, Müller und Bütler 2010). Auf die gesamten Biota des Waldes übertragen legt dies nahe, dass wir für viele Faktoren keine einheitliche, allgemeingültige Antwort geben können, sondern nur allgemein sagen können: „Je mehr, desto besser“. Indem Zielarten sorgfältig anhand ihrer Abdeckung einer möglichst großen Bandbreite an limitierenden Faktoren gewählt werden, können wir wenigstens für diese Arten geeignete Bedingungen herstellen, und indem wir ihre Ansprüche an den Lebensraum erfüllen, werden wir vermutlich auch vielen anderen Arten weiterhelfen.

### Exkurs 25. Empfehlungen

Tatsächlich gibt es sehr viele Arten, selbst wenn wir nur bedrohte saproxyliche Arten betrachten, und wir können nicht all deren Habitatansprüche gleichzeitig berücksichtigen. Sorgfältig ausgewählte Zielarten sollten Arten von besonderer Bedeutung umfassen (u. a. die in die Vogelschutz- und Habitatrichtlinien aufgenommenen Rote-Liste-Arten), aber auch solche, die sich für die Beurteilung von Managementzielen eignen. Wenn wir uns darüber im Klaren sind und akzeptieren, dass verschiedene Arten durch unterschiedliche Faktoren begrenzt werden, können wir eine Reihe wichtiger Fragen verknüpfen. Dies könnte auch die Integration lokaler Standortfaktoren (ausreichende Ressourcen in einem Waldstück) mit Zielen auf Landschaftsebene (geeignete Lebensräume innerhalb des Verbreitungsraums und geeignete Habitate zur Stärkung lebensfähiger Populationen) fördern.

Eine mögliche Lösung für das Problem ist die Verringerung der Zahl der betrachteten Arten, wie etwa bei Tikkanen et al. (2007). Ursprünglich umfasste deren Untersuchungssystem 140 Arten. Sie wurden von Tikkanen et al. anhand ihrer bevorzugten mikroklimatischen Bedingungen (sonnig, indifferent, schattig), Wirtsbaumarten, Zersetzungsstadien und Eigenschaft des Baums (z. B. liegendes oder stehendes Totholz) in Gruppen eingeteilt. Das Ergebnis waren nur noch 27 Gruppen mit überlappenden Habitatansprüchen. Dies scheint ein vielversprechender Ansatz zu sein, der auch herangezogen werden kann, um eine repräsentative Reihe von Zielarten zu wählen.

Die Bestimmung von Schwellenwerten für kritische Habitat- und Landschaftsfaktoren sowie kritische Populationsgrößen und deren räumliche Anforderungen sind erforderlich, um relevante quantitative Ziele für Wirtschaftswälder zu erhalten. Diese Daten liegen für einige Arten vor. Idealerweise sollten wir allerdings zusätzlich über Informationen zu möglichst vielen anderen Arten mit abweichenden limitierenden Faktoren verfügen. Die Bemessung von Schwellenwertbedingungen ist ein wichtiger erster Schritt bei der Implementierung einer Zielartenstrategie im Waldnaturschutz.

Konflikte und Kompromisse machen einen großen Teil der Arbeit aus und es ist unwahrscheinlich, dass innerhalb eines Waldbestandes alle Ziele erreicht werden können. Hinzu kommen neben dem Interessenkonflikt von Wirtschaftlichkeit und Habitatansprüchen von bestimmten Arten auch mögliche Konflikte zwischen den Zielarten selbst. Nicht alle Anforderungen sind ähnlich und es wird dadurch folglich unmöglich, für alle Zielarten innerhalb eines bestimmten Waldes geeignete Bedingungen zu schaffen. Dies legt nahe, dass klare Entscheidungen hinsichtlich der Prioritäten in einzelnen Beständen zu treffen sind und auch die Naturschutzplanung mitsamt allen Integrationskonzepten unbedingt die Landschaftsebene berücksichtigen muss. Dies ist umso wichtiger, als viele Artenpopulationen große Teile der Landschaft für ihr langfristiges Überleben nutzen und nicht ohne sie auskommen können.

## Literaturverzeichnis

- Aulén, G. 1988.** Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker *Dendrocopus leucotos* in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 14. 194 S.
- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. und Schlaepfer, R. 2004.** Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119:305–318.
- Carlsson, A. 2000.** The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the whitebacked woodpecker (*Dendrocopus leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131: 215–221.
- Hanski, I. 2011.** Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40:248–255.
- Hedin, J., Ranius, T., Nilsson, S. G. und Smith, H. G. 2008.** Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation* 17:675–684.
- Heilmann-Clausen, J. und Christensen, M. 2004.** Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201:105–117.
- Hunter, M. L., Jacobson, G. L. und Webb, T. 1988.** Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2:375–385.
- Kosiński, Z. 2006.** Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests – a case study from Poland. *Annales Zoologici Fennici* 43:198–210.
- Landres, P. B., Morgan, P. und Swanson, F.J. 1999.** Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992.
- Niemelä T., Wallenius, T. und Kotiranta, H. 2002.** The Kelo tree, a vanishing substrate of specified wood-inhabiting fungi. *Polish Botanical Journal* 47:91–101.
- Ranius, T. und Fahrig, L. 2006.** Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:201–208.
- Ranius, T. und Hedin, J. 2001.** The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126:363–370.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P. und Villard, M.-A. 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141:997–1012.
- Siitonen, J. und Saaristo, L. 2000.** Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94:211–220.
- Stokland, J., Siitonen, J. und Jonsson, B.G. 2012.** *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J. und Matero, J. 2007.** Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: cost-effective measures for multi-species conservation. *Biological Conservation* 140:359–372.
- Wikars, L.-O. 2001.** The wood-decaying fungus *Daldinia loculata* (Xylariaceae) as an indicator of fire-dependent species. *Ecological Bulletins* 49:263–268.



Die Prozesse, Funktionen und Strukturen in Waldökosystemen sind direkt und indirekt abhängig von dem Spektrum der Arten, aus dem sie sich zusammensetzen. Zusätzlich zu der floristischen Ausstattung spielen faunistische Elemente eine Schlüsselrolle im Ökosystem Wald. Sie dienen als Katalysatoren in Nährstoffkreisläufen und stellen Bindeglieder zwischen Pflanzen, Pilzen und Mikroorganismen dar. Für die Analyse der Artenvielfalt im Wald ist daher die Identifizierung geeigneter Gruppen von Indikatorenarten von übergeordneter Bedeutung. Dies dürfte die Ökologen vor eine Herausforderung stellen, da sich unter den geschätzten 5.000 Arten, die man normalerweise in einem mitteleuropäischen Wald erwarten kann, nur wenige Artengruppen befinden, welche die Kriterien erfüllen, als Indikatoren für forstökologische Evaluierungen zu dienen. Zu diesen Kriterien zählen: eine ausreichend große Anzahl von Arten, welche die für mitteleuropäische Wälder typischen komplexen Strukturen und deren repräsentative Nischen besetzen, fundiertes ökologisches Fachwissen, Beschreibung auf Artenebene sowie die Abdeckung eines breiten Spektrums von Aufgaben und trophischen Stufen (z. B. Saprophagen, Phytophagen, Zoophagen) innerhalb eines Ökosystems.

*Aegolius funereus*

## 3 Indikatorartengruppen und die Schwellenwerte ihrer Habitatansprüche

In Kapitel 3 werden ausgewählte Artengruppen vorgestellt und Managementoptionen für diese erörtert. Dieses Kapitel widmet sich im Wesentlichen der Komplexität unterschiedlicher Habitatansprüche und ihrer potentiellen Schwellenwerte in mitteleuropäischen Wäldern. Um die Komplexität des Themas zu illustrieren, konzentrieren sich die verschiedenen Abschnitte auf einige ausgewählte Gruppen, zu denen fundiertes Fachwissen vorhanden ist. Das Kapitel ist in sieben Abschnitte aufgeteilt:

- 3.1 Waldvögel und ihre Habitatansprüche
- 3.2 Waldinsekten und ihre Habitatansprüche
- 3.3 Waldspezifische Vielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten
- 3.4 Die Bedeutung der biologischen Vielfalt von Mycorrhizapilzen für die Funktionalität von Waldökosystemen
- 3.5 Flechten: sensible Indikatoren für Veränderungen in Wäldern
- 3.6 Spinnen im Ökosystem Wald
- 3.7 Gehäuse- und Nacktschnecken als Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung



## 3.1 Waldvögel und ihre Habitatansprüche

*Pierre Mollet, Simon Birrer und Gilberto Pasinelli*

► *Vogelpopulationen funktionieren weiträumig und sind großflächig gute Indikatoren für die biologische Vielfalt und Bewirtschaftung von Wäldern.*

Die Vogelgemeinschaften in den Wäldern Europas unterscheiden sich hinsichtlich der Anzahl vorhandener Arten sowie der Artenzusammensetzung. Großräumig sind diese Unterschiede in erster Linie die Folge klimatischer Unterschiede. Auf lokaler Ebene spielen neben dem Klima auch andere natürliche Faktoren wie z. B. Topographie, Wasserverfügbarkeit und Bodenproduktivität eine wichtige Rolle. Allerdings ist die strukturelle Vielfalt und damit die Verfügbarkeit von wichtigen Ressourcen für Vögel in den meisten Wäldern vor allem von einem zentralen Faktor abhängig: von der Bewirtschaftung durch den Menschen. Seit hunderten, mitunter sogar tausenden von Jahren wurden in Mittel-, West- und Südeuropa nahezu alle Wälder intensiv vom Menschen genutzt. Dabei führten regionale Unterschiede der sozioökonomischen Systeme und Prozesse europaweit zu einer großen Vielfalt von Waldtypen, die sich in ihrem Wert als Lebensraum für Vögel unterscheiden. In den nächsten Jahren und Jahrzehnten werden sich die Wälder Europas wegen mehrerer Einflussfaktoren verändern: a) Flächenzuwachs als Folge des Einwachsens ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen, b) Klimaerwärmung und c) zunehmende Nachfrage nach Holz als Baumaterial und Energielieferant.

► *Für die Sicherung der Artenvielfalt bei den Vögeln des Waldes ist es von entscheidender Bedeutung, dass Managementstrategien entwickelt werden, mit denen auf der ganzen Waldfläche eine für Vögel wichtige Strukturvielfalt erhalten werden kann, die wichtige Ressourcen bereitstellt.*

Alle Vögel benötigen Ressourcen für die Nahrungssuche und für das Brutgeschäft. Einige Arten haben darüber hinaus Habitatansprüche, die nicht unmittelbar mit der Nahrungssuche oder dem Brutgeschäft zusammenhängen, jedoch für die Ausübung artspezifischen Verhaltens erforderlich sind. So ist zum Beispiel die Waldschnepfe *Scolopax rusticola* eine Art, die für ihren Balzflug in der Dämmerung (engl.: roding) offene Bestände braucht, wogegen sowohl das Brutgeschäft als auch die Nahrungssuche durchaus in eher dichtem Wald stattfinden können. Leitet man aus den Habitatansprüchen der Waldvögel Strukturelemente ab, die durch die Waldbewirtschaftung mehr oder weniger direkt beeinflusst werden können, entsteht die folgende Liste. Für weitere Informationen über die Ökologie von Waldvögeln empfehlen wir Fuller et al. (2012) und Scherzinger (2011).

**Kronendach.** Die Baumkronen mit ihrer enormen Biomasse aus Zweigen, Ästen und Blättern oder Nadeln bieten vielfältige Lebensräume für wirbellose Tiere und damit eine reichhaltige Nahrungsquelle für insektenfressende Vögel. Auch Arten, die bei der Nahrungssuche auf Samen oder Früchte angewiesen sind, bietet das Kronendach einen reichen Nahrungsgrund. Es ist außerdem wichtig für große Greifvögel, die in den Baumkronen nisten, jedoch außerhalb des Waldes, für gewöhnlich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, auf Nahrungssuche gehen.

**Lücken, Strauch- und Krautschicht.** Lücken im Kronendach, im Allgemeinen das Resultat menschlicher Aktivitäten oder von Stürmen, Lawinen, Erdbeben, Insektenfraß, dem Absterben einzelner Altbäume oder Feuer, werden schnell von mehr oder weniger lichtbedürftigen Sträuchern und krautigen Pflanzen besiedelt. Diese Vegetationsschicht kann sich je nach Größe der Lücke, Bodenbedingungen und Feuchtigkeit unterschiedlich entwickeln. Bei größeren Lücken dominiert häufig eine dichte Strauchschicht, bestehend aus kleinen, bis zu 3-4 m hohen Bäumen, die bestimmten Arten wie der Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla* oder der Gartengrasmücke *Sylvia borin*, Nistmöglichkeiten und Nahrung bietet. In kleineren Lücken mit eher schattigen Bedingungen oder in Lücken auf magerem Boden gibt es manchmal nur eine Krautschicht, die aus Zwergsträuchern wie Heidelbeeren *Vaccinium spp.*, Kräutern und Gräsern besteht und hier und da von kleinen Flächen offenen Bodens durchsetzt ist. In dieser niedrigen und heterogenen Vegetation der Krautschicht finden zahlreiche Bodenbrüter wie Raufußhühner (*Tetrao ssp.* und *Bonasa bonasia*) oder der Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* gute Nistmöglichkeiten.

Gelegentlich gibt es großflächige Lücken im Wald, auf denen nur wenige vereinzelt stehende Bäume übrig geblieben sind und deren Boden aus spärlicher, niedriger Vegetation und bloßem Erdreich besteht. Für eine wichtige Gruppe von Vogelarten, wie z. B. den Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*, ist dies ein bevorzugter Lebensraum. Diese Vögel sind Höhlenbrüter und ernähren sich von Gliederfüßlern, die sie auf offenem Boden finden. Großflächige Lücken sind außerdem wichtig für die nächtlichen Nahrungssuchflüge des Ziegenmelkers *Caprimulgus europaeus*. Unabhängig davon, ob sie zur Holzproduktion genutzt werden oder ungenutzt sind: in den heutigen Wäldern Europas sind solche Strukturen selten, da sich in größeren Lücken normalerweise recht schnell Sträucher und krautige Pflanzen ansiedeln. Die langfristige Erhaltung solcher Lebensräume ist wahrscheinlich nicht mit forstlichen Eingriffen, sondern nur mit anderen Aktivitäten möglich, z. B. durch Beweidung (Rinder, Schafe oder Ziegen, je nach lokalen Gegebenheiten) oder regelmäßige Feuer.



**Abb. 42 und 43.** Die Kombination von offenem Boden und einzeln stehenden Bäumen stellt ein sehr gutes Habitat für Höhlenbrüter dar, die sich von Arthropoden auf spärlich bewachsenen Böden ernähren, wie beispielsweise den Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus*. Der 310 ha große Kiefern-Eichenwald in Abb. 42 im Wallis, Schweiz, brannte im Jahr 2003 nieder. In den folgenden Jahren stieg die Anzahl der Brutpaare des bis dahin in diesem Gebiet nicht vorkommenden Gartenrotschwanzes auf 97 im Jahr 2008 und fiel dann wieder auf 86 Paare im Jahr 2010 (Sierro et al. unveröffentlichtes Datenmaterial). Fotos: T. Wohlgemuth (links) und B. Rügger (rechts).

**Altbäume und Totholz.** Totholz enthält in seinen vielen unterschiedlichen Formen eine Vielzahl an wirbellosen Tieren, die insbesondere im Winter als Nahrung für insektenfressende Vögel wie beispielsweise Spechte wichtig sind. Außerdem bieten die in totem und verrottendem Holz entstehenden Faulhöhlen Nistgelegenheiten für sekundäre Höhlenbrüter wie Meisen *Parus ssp.* oder den Kleiber *Sitta europaea*, die nicht in der Lage sind, Nisthöhlen selbst zu bauen. Einzelne Altbäume sind für viele Vogelarten von Bedeutung, da sie für gewöhnlich mehr tote Äste, mehr Faulhöhlen, mehr verrottendes Holzmaterial und mehr Höhlen aufweisen als junge Bäume. Die Verfügbarkeit von toten Ästen und Baumhöhlen wird zusätzlich von der Baumartenzusammensetzung beeinflusst. Eichen *Quercus ssp.* beispielsweise bieten weitaus mehr solcher Strukturen als Buchen *Fagus sylvatica* und sind darüber hinaus bekannt für ihre grobe, rissige Borke, in der spezialisierte Arthropodenfresser wie Mittelspecht *Dendrocopos medius* und Baumläufer *Certhia ssp.* ihre Nahrung finden. Besonders die abgestorbenen, noch stehenden Baumstämme sind wertvolle Habitatelemente für Waldvögel. Liegendes Totholz hingegen bietet zwar immer noch Nahrung für Spechte, hat jedoch darüber hinaus keine Bedeutung mehr als Ressource für Höhlenbrüter.

**Altbestände.** Für einige Vogelarten, insbesondere den Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* und den Dreizehenspecht *Picoides tridactylus*, sind jedoch wenige einzelne Altbäume mit Totholzelementen nicht ausreichend. Populationen dieser Arten kommen ausschließlich in Beständen mit großen Totholzanteilen auf Flächen von mehreren hundert Hektar Größe vor. Insbesondere der Weißrückenspecht ist stark abhängig von großen Totholz mengen und verzeichnet in vielen Ländern dramatische Populationsrückgänge aufgrund der Waldbewirtschaftung (Czeszczewik und Walankiewicz 2006, Virkkala et al. 1993).



**Abb. 44.** Der Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* ist ein Indikator für großflächige alte Wälder mit großen Totholz mengen, die üblicherweise in bewirtschafteten Wäldern nicht anzutreffen sind. Foto: J. Peltomäki.

**Baumarten.** Die Vogelartengemeinschaften in Nadel- und Laubwäldern sind unterschiedlich. Im Allgemeinen ist in ersteren die Artenzahl geringer als in letzteren (Mosimann et al. 1987). Einige Vogelarten, wie z. B. der Dreizehenspecht oder die Tannenmeise *Parus ater*, kommen praktisch nur in Nadelwäldern vor. Andere wiederum, wie der Mittelspecht oder der Pirol *Oriolus oriolus*, sind nur in Laubwäldern zu finden. Zahlreiche andere Vogelarten jedoch, wie beispielsweise der Buntspecht *Dendrocopos major* oder der Buchfink *Fringilla coelebs*, sind nicht auf bestimmte Baumarten angewiesen. Sie sind regelmäßig in Nadel-, Misch- und Laubwäldern anzutreffen. In letzteren ist die Populationsdichte meist höher, vermutlich aufgrund der im Vergleich zu Misch- und Nadelwäldern höheren Nahrungsverfügbarkeit. Die Pflanzung von Nadelbaumarten in Tieflandwäldern, deren natürliche Vegetation hauptsächlich aus Laubbaumarten besteht, führt zum Verlust von Lebensräumen für Arten, die Laubholzbestände benötigen und verringert so die Vielfalt an Waldvogelarten (Baguette et al. 1994, du Bus de Warnaffe und Deconchat 2008). Darüber hinaus werden intensiv bewirtschaftete Nadelbaumbestände normalerweise in eher jungem Alter geerntet, so dass die Strukturvielfalt dort relativ gering bleibt.

► *Waldvögel spiegeln die Vielfalt ihrer Lebensräume wider. Einige Arten sind gute Indikatoren für die Offenheit und Lückigkeit von Wäldern; andere für Bestände mit geschlossenem Kronendach; weitere für große Bäume mit vielen Höhlen und wieder andere für kurzfristige Sukzessionsstadien nach Waldbränden. Unterschiedliche Strategien der Waldbewirtschaftung tragen zum Erhalt der Artenvielfalt von Waldvögeln bei.*

Zusätzlich zu den oben genannten Habitatelementen, die alle mehr oder weniger unmittelbar vom Waldbau beeinflusst werden, gibt es einen weiteren Anspruch an das Habitat, der normalerweise nur wenig mit der Waldbewirtschaftung zu tun hat, aber in einigen Situationen dennoch von Förstern berücksichtigt werden sollte. Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* reagiert negativ auf die Gegenwart des Menschen (Brenot et al. 1996, Thiel et al. 2011), insbesondere im Winter und während der Balz- und Brutzeit. Störungen durch den Menschen sind in den ausgedehnten und zusammenhängenden borealen Wäldern nicht zwangsläufig ein Problem; in den südlichen Teilen des Verbreitungsgebiets jedoch, wo die geeigneten Lebensräume üblicherweise klein und fragmentiert sind, können sie für das lokale Überleben des Auerhuhns kritisch sein. Waldbewirtschafteter können dazu beitragen, Störungen zu verringern, indem sie auf den Bau von Straßen und Wegen in Auerhuhnlebensräumen verzichten.

► *Um die biologische Vielfalt der Avifauna im Wald zu erhalten, sollten europäische Wälder auf ihrer gesamten bewaldeten Fläche alle oben genannten Habitatelemente bieten.*

Offene Fragen beziehen sich auf die Quantität, die räumliche Verteilung und die Fläche: wie viele Alt- und Totbäume sind in einem bestimmten Gebiet erforderlich? Wieviel Prozent

der bewirtschafteten Waldfläche sollten eher offen sein, mit einer gut entwickelten Strauchschicht, und wie groß sollte der Anteil von Beständen mit geschlossenem Kronendach sein? Wie groß dürfen oder sollten diese Bestände sein? Welches ist die maximale Entfernung zwischen zwei Elementen des gleichen Typs, um kritische Isolationseffekte zu vermeiden?

Bisher gibt es leider keine wissenschaftlichen Daten, um diese Fragen zu beantworten; einzige Ausnahme ist die Frage der erforderlichen Totholzmenge. Müller und Bütler (2010) liefern dazu eine Metaanalyse von 37 Untersuchungen zum Thema Schwellenwerte. Acht dieser Studien enthalten Daten über Vögel. Basierend auf den Angaben von Müller und Bütler (2010) ist es möglich, Empfehlungen für die Totholz mengen in Wirtschaftswäldern anhand von drei Waldtypen zu formulieren: Buchen-Eichenwälder des Tieflands, montane Buchen-Tannen-Fichtenmischwälder sowie boreoalpine Fichten-Kiefernwälder (Tab. 8). Können diese empfohlenen Totholzvolumen in bewirtschafteten Wäldern zur Verfügung gestellt werden, finden nahezu alle auf Totholz angewiesenen Vogelarten geeignete Habitate. Dennoch sind wir der Überzeugung, dass es erforderlich ist, ein gut vernetztes System unbewirtschafteter, großer Waldschutzgebiete über die gesamte Landschaft hinweg zu etablieren, in denen die Mengen an Totholz noch sehr viel größer sind. Nur mit einem solchen System unbewirtschafteter Wälder wird es möglich sein, überlebensfähige Populationen bestimmter Vogelarten wie des Weißrückenspechts zu erhalten.

**Tab. 8.** Empfohlene flächendeckende Mengen an Totholz in Wirtschaftswäldern für Vögel (nach Müller und Bütler (2010))

Waldtyp	Totholz m <sup>3</sup> /ha
Tieflandwald – Buchen-Eichenwald	30–50
Bergwald – Buchen-Tannen-Fichten-Mischwald	30–60
Boreoalpiner Fichten-Kiefernwald	20–50

Für die Sicherung der künftigen Artenvielfalt der Waldvögel Europas können folgende Empfehlungen für die Praxis ausgesprochen werden:

1. In allen Wirtschaftswäldern

- a. herrscht stets ein Gleichgewicht zwischen mittelalten, für die Holzernte bereiten Beständen mit eher geschlossenem Kronendach und offenen, jungen Beständen mit einer gut entwickelten Strauchschicht;
- b. entspricht der Totholzanteil pro Hektar den in Tabelle 8 empfohlenen Mengen; und
- c. folgt die Auswahl der Baumarten der natürlichen Vegetation, d. h. Nadelbaumbestände in Tieflandwäldern, wo die natürliche Vegetation hauptsächlich aus laubtragenden Arten besteht, sind auf ein Minimum reduziert.

2. Parallel zu allen Wirtschaftswäldern besteht über die gesamte Landschaft verteilt ein gut vernetztes System ungenutzter, großer Naturwaldreservate.

Trotzdem herrscht ein dringender Bedarf an Untersuchungen für die Etablierung von Schwellenwerten bestimmter Habitatelemente für spezialisierte Vogelarten.

## Literaturverzeichnis

- Baguette, M., Deceuninck, B. und Muller, Y. 1994.** Effect of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broadleaved forest area. *Acta Oecol.* 15:275–288.
- Brenot, J. F., Catusse, M. und Ménoni, E. 1996.** Effets de la station de ski de fond du plateau de Beille (Ariège) sur une importante population de Grand Tétrás *Tetrao urogallus*. *Alauda* 64: 249–260.
- Czeszczewik, D. und Walankiewicz, W. 2006.** Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Białowieża Forest. *Ann. Zool. Fenn.* 43:221–227.
- Du Bus de Warnaffe, G. und Deconchat, M. 2008.** Impact of four silvicultural systems on birds in the Belgian Ardenne: implications for biodiversity in plantation forests. *Biodivers. Conserv.* 17:1041–1055.
- Fuller, R. J., Smith, K. W. und Hinsley, S. A. 2012** Temperate western European woodland as a dynamic habitat for birds: a resource-based view. In: Fuller, R.J. (Hrsg.): *Birds and habitat: Relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. S. 352–380.
- Mosimann, P., Naef-Daenzer, B. und Blattner, M. 1987.** Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 84:275–299.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. Forest Res.* 129: 981–992.
- Scherzinger, W. 2011.** Der Wald als Lebensraum der Vogelwelt. In: Wallner, R. (Hrsg.): *Wald – Biotop und Mythos*. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 23. Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar. S. 27–154.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Palme, R. und Jenni, L. 2011.** Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ibis* 153:122–133.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. und Tiainen, J. 1993.** Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biol. Conserv.* 66:47–53.

## 3.2 Waldinsekten und ihre Habitatansprüche

*Beat Wermelinger, Thibault Lachat und Jörg Müller*

► *Unter den Insekten gibt es einige sehr bekannte Gruppen wie Käfer, Ameisen und Schmetterlinge, die sehr gut als Indikatoren für biologische Vielfalt, ökologische Integrität und Waldbewirtschaftung geeignet sind.*

Insekten bilden eine überaus vielfältige taxonomische Kategorie und machen über die Hälfte der Diversität aller terrestrischen Arten aus. Grob geschätzt, sind ungefähr 30.000 Insektenarten in den europäischen Wäldern vertreten. Sie reagieren auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Ebenen auf die strukturelle Komplexität von Wäldern und werden sowohl durch natürliche als auch vom Menschen verursachte Störungen wie Windwurf, Holzernte und Fragmentierung beeinflusst. Insekten werden als gute Indikatoren für die allgemeine Biodiversität und Integrität von Wäldern betrachtet, da sie zahlreiche der für ökologische Indikatoren definierten Anforderungen erfüllen: Viele von ihnen sind relativ einfach und kosteneffizient mit standardisierten Methoden zu erfassen, die Messdaten sind aufgrund der großen Häufigkeit von Insekten zuverlässig und sie decken eine breite Palette von Lebensweisen, Habitatansprüchen und funktionellen Gruppen mit wichtigen Funktionen in Waldökosystemen ab (Ferris und Humphrey 1999, Maleque et al. 2006). Aufgrund ihrer kurzen Lebenszyklen reagieren sie sensibel und schnell auf Veränderungen in ihrer Umgebung.

Bis auf wenige Ausnahmen wurden als Indikatoren in Wäldern bisher taxonomische oder funktionelle Gruppen gegenüber einzelnen Arten bevorzugt. Zu diesen Indikatorengruppen zählen Ameisen (Formicidae), Schmetterlinge (Lepidoptera), Schwebfliegen (Syrphidae), Leigimmen (Terebrantes) und nahezu alle Käfer, insbesondere Laufkäfer (Carabidae), Bockkäfer (Cerambycidae), alle Totholzkäfer und Mistkäfer (Teil der Familie der Scarabaeidae). Unter den zahlreichen Umweltfaktoren, die bekannterweise die Artenvielfalt beeinflussen, wie z. B. Brutsubstrat, Nahrungsangebot oder Kronendurchlässigkeit/Sonneneinstrahlung, stellen die Menge und die Qualität von Totholz die wichtigste Grundvoraussetzung für xylobionte Insekten dar und wurden daher bislang am ausgiebigsten erforscht. Es gibt kaum quantitative Informationen zu anderen Habitatansprüchen von Waldinsekten.

► *Totholz ist eine unverzichtbare Ressource für tausende von xylobionten (in Holz lebenden) Organismen. Allein die Ordnung der Käfer beinhaltet in Mitteleuropa über 1.400 xylobionte Arten und ist somit ein guter Indikator für biologische Vielfalt. Je nach Waldtyp werden für ein reichhaltiges Spektrum xylobionter Arten Totholzanteile von 20 bis 80 m<sup>3</sup>/ha empfohlen.*

Totholz ist allgemein als essentielle Ressource für viele Arten und als Indikator für die Naturnähe von Wäldern anerkannt. Xylobionte Insekten, die diese Ressource verwerten, reagieren sehr sensibel auf die Art und Intensität der Waldbewirtschaftung sowie auf deren Auswirkungen auf die Quantität und Qualität von Totholz. Xylobionte Organismen sind, zumindest während eines bestimmten Teils ihres Lebenszyklus, auf totes oder sich zersetzendes Holz oder auf die in diesen Substraten vorhandenen Organismen angewiesen (Speight 1989). Unter den xylobionten Insekten wurden die Ansprüche von Käfern bislang am umfassendsten untersucht (Abb. 45). Man betrachtet sie als hervorragende Indikatoren für die allgemeine biologische Vielfalt von Wäldern, da sie unterschiedliche Habitatqualitäten repräsentieren. Totholz stellt dabei ganz offensichtlich eine primäre Grundvoraussetzung dar. Die Menge von Totholz und/oder dessen Vielfalt korrelieren positiv mit dem Artenreichtum xylobionter Käfer. Bockkäfer, eine einfach zu bestimmende Gruppe, sind besonders gute Indikatoren nicht nur für die Menge von Totholz, sondern auch für die Offenheit von Wäldern und das Vorhandensein von Blüten (Müller et al. 2008). Der Grund dafür ist, dass die meisten dieser Arten während ihrer Larvenentwicklung auf Rinde und Holz in unterschiedlichen Qualitäten als Nahrung angewiesen sind, sich jedoch im Adultstadium von Blütenpollen ernähren, um ihren Reifungsprozess abzuschließen. Letztere Ressource steht hauptsächlich in besonnten, offenen Waldhabitaten oder in Wäldern mit vielen Lücken und Waldrändern zur Verfügung. Offene Wälder beherbergen nicht nur eine höhere Anzahl von Bockkäferarten, sondern auch allgemein mehr Indikatorarten aus der Gruppe der Käfer (Lehnert et al. 2013). Hirschkäfer (Lucanidae) gelten als geeignete Indikatorgruppe für Habitats mit großen Totholzanteilen in unterschiedlichen Klimaverhältnissen (Lachat et al. 2012).



**Abb. 45.** Der Balkenschröter (*Dorcus parallelipipedus*) ist ein guter Indikator für warme Buchenwälder mit mittlerem bis hohem Totholzanteil. Foto: B. Fecker.

Die Forderung nach einem einzigen Schwellenwert für Totholz wird der Komplexität dieses facettenreichen Substrats und seiner Bewohner nicht gerecht. Zu dieser Ressource gehören unterschiedliche Baumarten und -positionen, Zerfallsstadien sowie Durchmesser und jede Insektenart ist auf spezielle Totholzeigenschaften angewiesen. Im Allgemeinen geht ein Anstieg des Totholzvolumens mit einem Anstieg der Vielfältigkeit des jeweiligen Substrats einher (Similä et al. 2003).

Eine von Müller und Bütler (2010) durchgeführte umfangreiche Meta-Analyse von Literaturdaten liefert ein Set von Schwellenwerten für unterschiedliche Waldtypen in Europa (siehe Exkurs 26). Da diese Zahlen auf verschiedenen systematischen Gruppen wie Pilzen, Pflanzen, Insekten und Vögeln basieren, sind die ausschließlich für Totholzkäfer geltenden Schwellenwertbereiche enger. Xylobionte Käfer benötigen tendenziell mehr Totholz als andere Gruppen von Organismen. Die für sie erforderliche Totholzmenge beträgt 40 bis 70 m<sup>3</sup>/ha in Buchen-Eichenwäldern der Tieflagen, 35 bis 140 m<sup>3</sup>/ha in Bergmischwäldern (Buche-Tanne-Fichte) und 24 bis 70 m<sup>3</sup>/ha in boreoalpinen Fichten-Kiefernwäldern. Das obere Ende dieser Bereiche ist insbesondere für bedrohte Arten von Bedeutung (Müller et al. 2008). Aus diesen Ergebnissen können Empfehlungen für minimale Totholzvolumen abgeleitet werden (siehe Exkurs 26).

Insbesondere großdimensioniertes Totholz ist im Allgemeinen rar und muss daher vermehrt gefördert werden. Aufgrund ihrer stark variierenden Qualitäten sind jedoch auch Äste mit kleinem Durchmesser ein wertvolles Substrat für die Käfer- und Fliegenfauna (Schiegg 2001). Es gibt spezifische Indikatorgruppen für frühe oder späte Sukzessionsstadien der Waldentwicklung. So besiedeln beispielsweise Borkenkäfer (Curc.: Scolytinae) und Prachtkäfer (Buprestidae) frische Rinde und Holz, wogegen Bockkäfer eine ganze Reihe von Totholzzuständen nutzen (Wermelinger et al. 2002). Am Ende des Zersetzungsprozesses schließlich besiedeln Rosenkäfer (Cetoniinae) das weiche und verrottete Holz.

### Exkurs 26. Empfohlene Totholzvolumen für xylobionte Käfer

Totholzkäfer sind eine der am besten untersuchten Indikatorgruppen für die biologische Vielfalt des Waldes. Ihre Anforderungen bezüglich Totholzvolumen wurden von Müller und Bütler zusammengestellt (2010). Basierend auf diesen Werten und unter Berücksichtigung ihrer Anwendbarkeit in Wirtschaftswäldern werden folgende Totholzvolumen als Richtlinien zur Erhaltung einer artenreichen Totholzkäfer-Fauna empfohlen:

	<b>Totholzvolumen</b>
Buchen-Eichenwälder in Tieflagen	30–50 m <sup>3</sup> /ha
Bergmischwälder (Buche-Tanne-Fichte)	40–80 m <sup>3</sup> /ha
Boreoalpine Fichten-Kiefernwälder	20–50 m <sup>3</sup> /ha

Habitatbäume mit Mikrohabitaten wie Totholzästen, Spechthöhlen, loser Rinde oder Baumpilzen sind für eine ganze Reihe von spezialisierten xylobionten Käfern lebensnotwendig. Die Anzahl solcher Bäume und ihrer Mikrohabitate ist in Wirtschaftswäldern geringer als in Altbeständen (Brunet und Isacsson 2010, Müller et al. 2008). Insbesondere hohle Bäume beherbergen viele Rote-Liste-Insektenarten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit, wie z. B. den Eremiten oder Juchtenkäfer (*Osmoderma eremita*), eine der am besten erforschten Totholzkäferarten und einen hervorragenden Einzel-Indikator. Früher in ganz Europa verbreitet, existieren heute nur noch stark fragmentierte Populationen des Eremiten. Diese Art ist auf hohle Bäume, größtenteils Eichen, angewiesen und lebt über mehrere Generationen hinweg in geeigneten Baumindividuen.

Ein Modell ergab, dass 20 Bestände mit mindestens 10 hohlen Bäumen in einem Abstand von 250 m erforderlich sind, um eine lebensfähige Metapopulation zu bilden (Ranius und Hedin 2004). Eine weitere, sehr wichtige Ressource für viele pilzbewohnende Arten sind Baumpilze. Viele Arten sind Indikatoren für Wälder mit einer langen Totholztradition und hohem

Schutzwert. Von den kürzlich auf einer Liste zusammengestellten „Urwaldrelikt-Käferarten“ (d. h. Arten mit nur wenigen Funden, hohen Totholzanforderungen, schrumpfenden Populationen und einer festen Bindung an eine Habitattradition) ernähren sich 16 % von Pilzen (Müller et al. 2005).

Hohe Totholz mengen garantieren jedoch die langfristige Existenz einer Art nicht. Für bestimmte Arten sind die Schwellenwerte möglicherweise immer noch zu niedrig, spezielle Mikrohabitate zu selten oder die geringe Konnektivität geeigneter Habitate wirkt limitierend. In Wirtschaftswäldern fehlen die späten Zerfallsstadien dicker Bäume und Mikrohabitate, wie z. B. Faulhöhlen, die vielen auf der Roten Liste stehenden Käferarten Lebensraum bieten. Auch die Dynamik xylobionter Populationen auf Landschaftsebene bedarf weiterer Forschung.

► *Bienen, Wespen, Schwebfliegen, Schmetterlinge und Motten ähneln sich alle insoweit, als sie potentielle Bestäuber sind; sie unterscheiden sich jedoch durch ein sehr breites Spektrum von Ökologien. Diese Indikatoren spiegeln nicht nur die unterschiedlichen Nahrungsanforderungen während der Larvenentwicklung wider, sondern auch das Angebot an Wildblumen, die Nektar und Pollen für die adulten Insekten liefern und somit die Offenheit eines Bestands wiedergeben.*

Neben vielen Käferarten, die sich von Pollen ernähren, sind Bienen und Wespen (Hymenoptera), Schmetterlinge und Motten (Lepidoptera) sowie Schwebfliegen (Syrphidae) die wichtigsten Bestäuber (Abb. 46). Sie bestäuben eher krautige Pflanzen als Waldbäume, die in Europa weitgehend windbestäubt sind. Schwebfliegen repräsentieren eine breite Palette verschiedener Ökologien und haben daher unterschiedliche Anforderungen und funktionelle Aufgaben. Die Vielfalt der Arten spiegelt die Verschiedenheit ihrer Habitate wider. Während ihre Larven sehr unterschiedliche Biologien haben, ernähren sich die meisten erwachsenen Schwebfliegen von Nektar oder Pollen und bestäuben Blüten. Zahlreiche Syrphidae-Arten sowie Bienen und Wespen sind gute Indikatoren für die Offenheit oder Lückigkeit von Wäldern (Lehnert et al. 2013, Bouget und Duelli 2004).

**Abb. 46.** Schwebfliegen (hier *Episyrphus balteatus*) stellen wichtige Bestäuber für die Bodenvegetation eines Waldes dar. Hohe Populationsdichten sind ein Indikator für die Offenheit von Wäldern. Foto: B. Wermelinger.



Die meisten Schmetterlinge ernähren sich im Adultstadium ebenfalls von Blütennektar. Sie sind daher zuverlässige Indikatoren für offene oder in jüngerer Zeit gestörte Wälder, vergangene und gegenwärtige Bewirtschaftungsformen sowie Waldfragmentierung (Freese et al. 2006, Maleque et al. 2009). So variiert beispielsweise die Dichte des Senfweißlings (*Leptidea sinapis*) (ein Tagfalter) je nach vorhandenem Beschattungsgrad (Warren 1985). Einige Arten, wie z. B. die bedrohten Tagfalterarten *Euphydryas maturna* und *Lopinga achine*, sind typisch für frühe Sukzessionsstadien des Waldes (Niederwald) mit Bodenvegetation und hängen damit auch von diesen ab (Freese et al. 2006, Streitberger et al. 2012). In den Laubwäldern Nordamerikas haben sich Nachtfalter-Familien (Arctiidae und Notodontidae) als gute Indikatoren für den allgemeinen Artenreichtum von Nachtfaltern erwiesen (Sommer et al. 2004).

► **Räuberische und parasitoide Insekten ernähren sich hauptsächlich von pflanzenfressenden Insekten. Sie repräsentieren die unterschiedliche Ökologie ihrer Beutetiere. Ein großer Artenreichtum dieser natürlichen Feinde weist daher auf eine große Vielfalt an Beutetieren hin.**

Räuberische Insekten ernähren sich von anderen Tierarten, meist von Pflanzen- oder Detritusfressern. Da sie eine höhere trophische Stufe darstellen, enthält ihr Auftreten umfangreiche ökologische Informationen über andere Gemeinschaften (Ferris und Humphrey 1999). Altbestände verfügen für gewöhnlich über eine größere Vielfalt und Abundanz von Raubinsekten und Detritusfressern (Schowalter 1995). Unter den Raubinsekten werden Laufkäfer, Sandlaufkäfer (Cicindelidae) und Kurzflügler (Staphylinidae) als gute Indikatoren für die Intensität der Waldbewirtschaftung betrachtet (Osawa et al. 2005, Pearson und Cassola 1992, Pontégnie et al. 2004). Andere räuberische Gruppen, wie z. B. Ameisen, können auch als Indikatoren für die Bewirtschaftung von Wäldern und die daraus resultierende Struktur des Kronendachs dienen (Dolek et al. 2009).

### Exkurs 27. Indikatorarten

Indikatorarten oder -artengruppen sind charakteristisch für bestimmte Habitatmerkmale und daher häufig von hohem Schutzwert. Um die Qualität der biologischen Vielfalt eines Waldes zu verbessern, sollte daher die Bewirtschaftung darauf abzielen, die Qualität der Lebensräume zu verbessern und somit eher die Anzahl von Indikatorarten zu erhalten oder zu steigern, als die Gesamtzahl von Arten zu maximieren. Auf diese Weise wird eine breite Palette von ökologischen Nischen und funktionellen Typen von Insekten gefördert, wovon wiederum auch seltene Spezialisten profitieren.

## Literaturverzeichnis

- Bouget, C. und Duelli, P. 2004.** *The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review.* *Biol. Conserv.* 118:281–299.
- Brunet, J. und Isacson, G. 2010.** *A comparison of the saproxylic beetle fauna between lowland and upland beech forests in southern Sweden.* *Ecol. Bull.* 53:131–139.

- Dolek, M., Freese-Hager, A., Bussler, H., Floren, A., Liegl, A. und Schmidl, J. 2009.** Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *J. Insect Conserv.* 13:367–375.
- Ferris, R. und Humphrey, J.W. 1999.** A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72:313–328.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., Dolek, M., Geyer, A., Gros, P., Konvicka, M., Liegl, A. und Stettmer, C. 2006.** Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Anim. Conserv.* 9:388–397.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.M., Bussler, H., Isacson, G. und Müller, J. 2012.** Saproxyllic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecol. Indicators* 23:323–331.
- Lehnert, L.W., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J. und Müller, J. 2013.** Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *J. Nature Conserv.* 21:97–104.
- Maleque, M.A., Ishii, H.T. und Maeto, K. 2006.** The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *J. For.* 104:113–117.
- Maleque, M.A., Ishii, H.T. und Maeto, K. 2009.** Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Appl. Entomol. Zool.* 44:1–11.
- Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J. und Zabransky, P. 2005.** Urwaldrelikt-Arten: Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität in Verbindung mit Habitattradition. *Waldoekologie-online* 2, S. 106–113; Freising.
- Müller, J., Bussler, H. und Kneib, T. 2008.** Saproxyllic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *J. Insect Conserv.* 12: 107–124.
- Müller, J. und Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 129:981–992.
- Osawa, N., Terai, A., Hirata, K., Nakanishi, A., Makino, A., Sakai, S. und Sibata, S. 2005.** Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. *Can. J. For. Res.* 35:2698–2708.
- Pearson, D.L. und Cassola, F. 1992.** World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6:376–391.
- Pontégnie, M., du Bus de Warnaffe, G. und Lebrun, P. 2004.** On the interest of litter-dwelling invertebrates to assess silvicultural impact on forest biodiversity. In Marchetti, M. (Hrsg.). *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – From ideas to operationality. EFI Proceedings* 51. European Forest Institute. S. 259–269.
- Ranius, T. und Hedin, J. 2004.** Hermit beetle (*Osmoderma eremita*) in a fragmented landscape. In Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J.S. und McCarthy, M.A. (Hrsg.). *Species conservation and management: Case studies.* Oxford University Press, Oxford. S. 162–170.
- Schiegg, K. 2001.** Saproxyllic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *For. Ecol. Manage.* 149:295–304.
- Schowalter, T.D. 1995.** Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. *For. Ecol. Manage.* 78:115–125.
- Similä, M., Kouki, J. und Martikainen, P. 2003.** Saproxyllic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *For. Ecol. Manage.* 174:365–381.
- Speight, M.C.D. 1989.** Saproxyllic invertebrates and their conservation. *Europarat, Straßburg.*
- Streitberger, M., Hermann, G., Kraus, W. und Fartmann, T. 2012.** Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 269:239–248.
- Summerville, K.S., Ritter, L.M. und Crist, T.O. 2004.** Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biol. Conserv.* 116:9–18.
- Warren, M.S. 1985.** The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the wood white *Leptidea sinapis*. *Biol. Conserv.* 33:147–164.
- Wermelinger, B., Duelli, P. und Obrist, M.K. 2002.** Dynamics of saproxyllic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. *For. Snow Landsc. Res.* 77:133–148.

### 3.3 Waldspezifische Vielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten

*Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Helga Bültmann, Goddert von Oheimb, Marcus Schmidt, Hjalmar Thiel und Jörg Ewald*

**In Wäldern der gemäßigten Zone lebt eine große Vielfalt an Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten.**

Diese Organismen bilden die verschiedenen Schichten des Waldes (Baum-, Strauch-, Kraut- und Mooschicht). Entsprechend der von ihnen besiedelten Substrate können sie als epigäisch (bodenbewohnend), epiphytisch (auf anderen Pflanzen lebend), epixylisch (auf Totholz) oder epilithisch (auf Gesteinsoberflächen) klassifiziert werden. Die Baumschicht bestimmt den Aufbau und die Struktur des Waldes, enthält den größten Anteil seiner Biomasse und steuert viele wichtige Ökosystemfunktionen und -leistungen. Außerdem üben Struktur, Zusammensetzung und Vielfalt der oberen Baumschicht einen erheblichen Einfluss auf das Unterholz, die Strauch- und Krautschicht sowie die Epiphyten aus, indem sie das Mikroklima (einschließlich Lichtangebot), den pH-Wert der Rinde und die Bodenbedingungen beeinflussen (Braun-Blanquet 1964, Ellenberg und Leuschner 2010).

Der Unterwuchs, insbesondere die Krautschicht, kann eine große Vielfalt an Farn- und Blütenpflanzen beherbergen. Dies gilt für den Artenreichtum ebenso wie für die phänologische, strukturelle und funktionelle Differenzierung (Gilliam 2007). Außerdem trägt die Bodenvegetation zum Energiefluss und Stoffkreislauf bei und bietet vielen anderen Organismen Lebensraum und Nahrung. Junge Bäume und Sträucher sind oft nur vorübergehend Bestandteil der Krautschicht, sie wachsen entweder in höhere Schichten ein oder sterben ab. Die Dynamik in dieser Schicht kann daher einen wichtigen Einfluss auf die Verjüngung und Entwicklung des Waldes insgesamt haben.

**Epiphytische und epixylische Moose und Flechten sind eine sehr wichtige Komponente der biologischen Vielfalt des Waldes. Ihre Artenzahl übersteigt in manchen Waldtypen die der Farn- und Blütenpflanzen.**

Im Gegensatz zu den Gefäßpflanzen bilden Moose und Flechten keine Wurzeln, sondern beziehen Feuchtigkeit und Nährstoffe unmittelbar aus der Atmosphäre. Dadurch sind sie in der Lage, Oberflächen zu besiedeln, auf denen Gefäßpflanzen nicht wachsen können. Auf diese Weise nutzen Epiphyten ein großes Spektrum an Habitaten, die sich ökologisch stark von denen des Waldbodens unterscheiden (Rose und Coppins 2002). Aufgrund ihrer geringen Wachstumsraten sind Epiphyten auf ausdauernde Pflanzenstrukturen angewiesen (z. B. die Rinde von Stammbasen oder Baumstämme und Äste). Den epiphytischen Flechten und Moosen steht somit eine erheblich größere besiedelbare Oberfläche als den Gefäßpflanzen zur Verfügung. Starkes Totholz und die abgestorbenen Teile alter, lebender Bäume haben ei-

gene physikalische und chemische Eigenschaften und sind für viele Organismen besonders wichtig. Für epixylische Moose und Flechten liefert abgestorbenes und verrottendes Holz das Substrat. Seine Eigenschaften verändern sich mit fortschreitender Zersetzung. Dieser Zerfallsprozess wird von Pilzen, Insekten und anderen Tieren vorangetrieben, begleitet von einer Sukzession der epixylischen Vegetation.

*Viele Gefäßpflanzen, Moose und Flechten besetzen in Wäldern sehr spezielle ökologische Nischen entlang bestimmter Umweltgradienten. Diese Arten bieten sich daher als Indikatorpflanzen für die Verfügbarkeit von Ressourcen oder Strukturen der Alters- und Zerfallsphase an.*

Die Artenzusammensetzung und -vielfalt der Waldvegetation variiert über klimatische, geographische, topographische, edaphische und Lichtgradienten hinweg sehr stark (Ellenberg und Leuschner 2010). Sie wird daneben von der historischen Landnutzung, der aktuellen Bewirtschaftung der Wälder (Verheyen et al. 2003), der Herbivorie und auch der Fähigkeit der Pflanzenarten zur Fernausbreitung bestimmt. Klimawandel und anthropogene Stoffeinträge, wie die Stickstoffdeposition, verändern Ressourcen langfristig und wirken sich ebenfalls auf Waldstandorte und die Diversität der Waldvegetation aus. Epiphytische, epixylische und epilithische Kryptogamen reagieren besonders auf das Mikroklima sowie auf physikalische und chemische Substrateigenschaften, die direkt vom Alter und Durchmesser eines Baumes, der Rindentextur oder den Zeretzungsstadien von Totholz abhängig sind (Rose und Coppins 2002). In Wäldern können neben typischen Waldpflanzen auch ubiquitäre Arten und selbst Arten aus offenen Habitaten (z. B. Grünland) vorkommen. Solche Arten treten besonders unter dem Einfluss von Störungen auf, etwa an Wegen und Rückegassen oder bei Windwurf. Gestörte Wälder können daher besonders artenreich sein. Für die Bewertung der Vielfalt, Vollständigkeit, typischen Artenzusammensetzung und Naturnähe von Wäldern ist es daher erforderlich, die Pflanzenarten im Hinblick auf ihre Bindung an den Wald zu unterscheiden. Ein vielversprechender Ansatz hierfür ist ein auf einheitlicher Methodik basierendes, umfassendes Expertensystem (Schmidt et al. 2011).

*In Mitteleuropa haben Gefäßpflanzen den niedrigsten und Flechten den höchsten Anteil an ausgestorbenen und bedrohten Arten.*

Der größere Anteil der Rote-Liste-Arten bei Gefäßpflanzen und Moosen ist typisch für Offenland-Lebensräume. Die Mehrheit der bedrohten Flechtenarten ist dagegen auf Waldhabitate angewiesen (Hauck et al. 2013, Schmidt et al. 2011). Epiphytische Flechten stehen mit 58 % der bedrohten und 33 % der ausgestorbenen oder vom Aussterben bedrohten Arten ganz oben auf der Roten Liste. Zahlreiche der ausgestorbenen oder gefährdeten epiphytischen Moose und Flechten reagieren zudem sensibel auf Luftverschmutzung durch SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> aus der unfilterten Verbrennung fossiler Brennstoffe (Bobbink et al. 1998, Hauck et al. 2013). Seit den 1990er Jahren werden diese Emissionen durch effektive Filteranlagen stark reduziert. Damit sind die Einträge in Wälder erheblich zurückgegangen (Bobbink et al. 1998). Trotz dieser in den vergangenen Jahrzehnten erheblich verbesserten Luftqualität kehren sensible Arten aufgrund eingeschränkter Ausbreitungsmöglichkeiten nur äußerst langsam in unsere Wälder zurück.

► *Die Gruppe der Flechten reagiert besonders sensibel auf menschliche Einflüsse. Sie enthält eine große Anzahl von Alt- und Totholzspezialisten.*

Pflanzenarten sind durch eine ganze Reihe von Faktoren bedroht. Die wichtigsten sind die Fragmentierung und Zerstörung von Habitaten, die Veränderung von Bewirtschaftungsformen, Eutrophierung, Melioration und Entwässerungsmaßnahmen (Verheyen et al. 2003). Die größte Gruppe der bedrohten Gefäßpflanzen und bodenbewohnenden Moose des Waldes benötigt, ebenso wie die auf dem Boden wachsenden Rentierflechten, eine Kombination aus nährstoffarmen Böden und offenem Kronendach, wie sie in vielen Kiefern- und Eichenwäldern zu finden ist. Diese konkurrenzschwachen, aber stresstoleranten Arten, zu denen auch einige seltene Baumarten zählen, überleben häufig auf Waldlichtungen und an Waldrändern. Einst waren sie in den von Natur aus nährstoffarmen frühen Sukzessionsstadien des Waldes sowie in den vorindustriellen, vielfach übernutzten Wäldern weit verbreitet. Aufgrund von Stickstoffemissionen, Erholung degradierter Böden und zunehmendem Schluss des Kronendachs sind sie jedoch stark rückläufig, da sie leicht von nitrophytischen und schattentoleranten Konkurrenten überwachsen werden. Die großflächige Nährstoffanreicherung führt somit zu einer Angleichung der Artenzusammensetzung, bei der einige wenige, weit verbreitete und konkurrenzstarke Arten zur Dominanz gelangen, während seltene und bedrohte Arten stark rückläufig sind. Im Ergebnis bilden sich homogenisierte Landschaften (Bobbink et al. 1998).

► *Der Dauerwald ist offenbar nachteilig für die besonders gefährdeten Waldpflanzen nährstoffarmer, lichter Standorte. Doch ist es fraglich, ob eine Intensivierung der Holzernte unter heutigen Rahmenbedingungen dieser Artengruppe von Nutzen sein kann, ohne gleichzeitig auch ubiquitäre Ruderalpflanzen und sogar invasive Pflanzen zu begünstigen.*

In Mitteleuropa sind nährstoffarme Lebensräume von Natur aus an frühe Sukzessionsstadien auf jungen, steinigen und sandigen Böden, wie sie durch die Morphodynamik von Flüssen (Sandbänke, Schotterinseln, Prallhänge), Abhängen (Bergstürze, Erdrutsche), Winderosion (Dünen) entstehen, sowie an von Regenwasser gespeiste Torfmoore gebunden (Abb. 49). Derartige Habitate wurden durch Regulierung, Melioration und Drainage weitgehend zerstört. Viele Waldflächen wurden auch in vormodernen Zeiten durch den Export von Biomasse für die Rohstoffgewinnung, die Nutzung als Waldweide und zur Streugewinnung degradiert, so dass in der Folge oligotrophe Sekundärlebensräume entstanden (Ellenberg und Leuschner 2010).

Im Rahmen des durch die Massentierhaltung und Verbrennungsprozesse angetriebenen gegenwärtigen Emissionsregimes erfordert die Wiederherstellung oligotropher Standorte tiefgreifende Unterbrechungen des Stickstoffkreislaufs. Solche Maßnahmen, wie z. B. die Entnahme von humosem Oberboden, sind jedoch in Wäldern nicht mehr üblich. Somit hängt das Überleben der konkurrenzschwachen Arten von der Weiterführung bzw. Wiederaufnahme historischer Nutzungsformen oder der Primärsukzession nach Bodenabtragung ab, z. B. in aufgelassenen Sandgruben oder Steinbrüchen (Flinn und Vellend 2005).

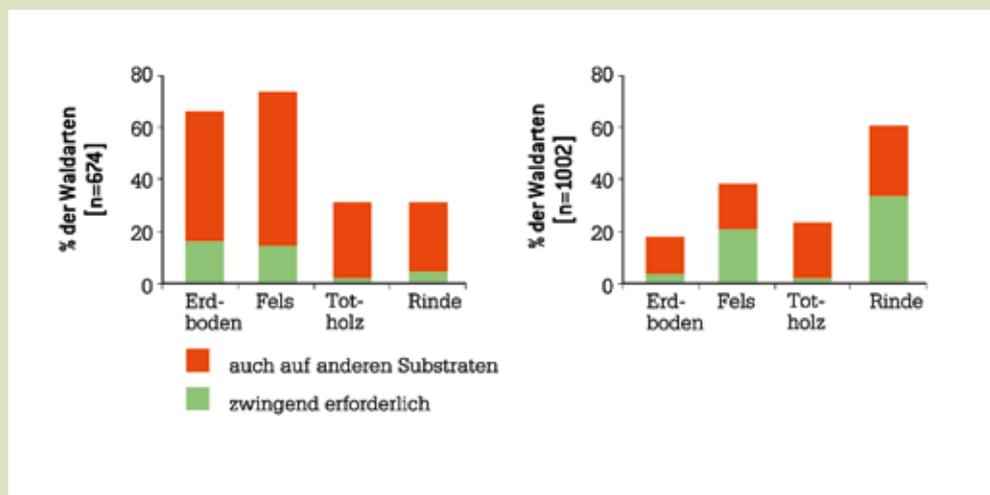
### Exkurs 28. Eine umfassende Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands

Erstmals veröffentlichten Schmidt et al. (2011) eine umfassende Waldartenliste der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Sie kategorisiert die Pflanzen nach dem Grad ihrer Bindung an Wald bzw. Offenland. Regionale Unterschiede im Verhalten der Arten werden durch eine getrennte Bewertung ihrer Waldbindung innerhalb der drei naturräumlichen Großregionen Deutschlands (1) Norddeutsches Tiefland, (2) Hügel- und Bergland sowie (3) Alpen berücksichtigt. Innerhalb der Waldartenliste werden vier Gruppen der Waldbindung unterschieden, die zwei Hauptgruppen zugeordnet sind.

Treuegrade:

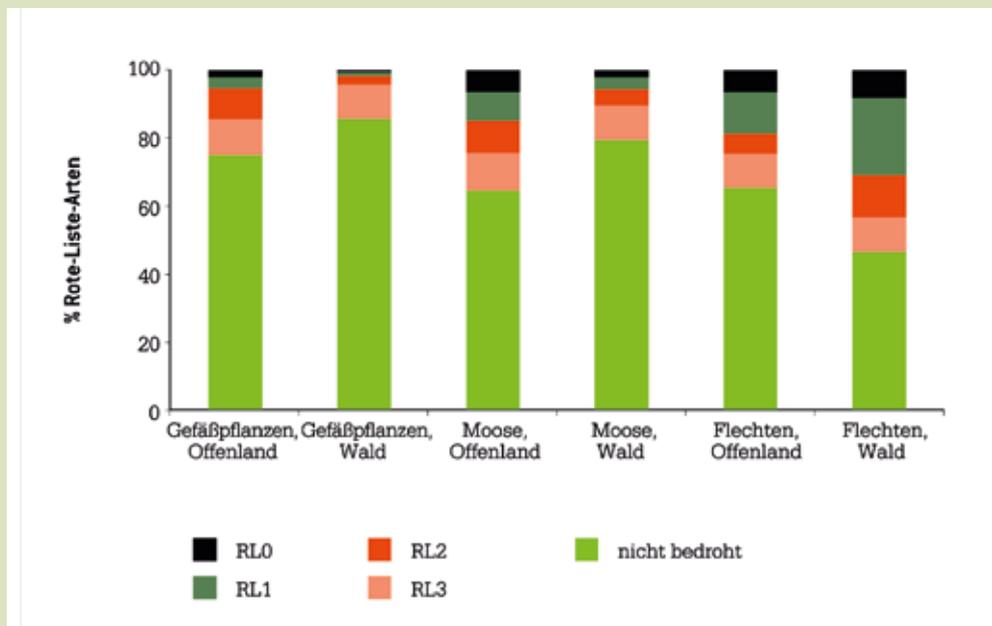
- 1 weitgehend an Wald gebunden
  - 1.1 vorwiegend im geschlossenen Wald
  - 1.2 vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen
- 2 im Wald und im Offenland
  - 2.1 im Wald wie im Offenland
  - 2.2 auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Die Liste für Moose und Flechten nennt, unabhängig von den naturräumlichen Großregionen, die Substrate, auf denen die Arten regelmäßig vorkommen. Während einige Moose und Flechten auf ein einziges Substrat beschränkt sind, verfügen zahlreiche andere über eine größere ökologische Amplitude und sind auf unterschiedlichen Substratarten zu finden (Abb. 47).



**Abb. 47.** Moose (links) und Flechten (rechts) des Waldes und deren Substrate: eine Auswertung der Waldartenliste ergibt, dass ein hoher Prozentsatz der Moose und Flechten auf Rinde, Totholz und Felsgestein beschränkt ist. Die auf diesen Substraten lebenden Arten benötigen oft besondere Erhaltungsmaßnahmen. Ihre Erfassung sollte ein Monitoring der Bodenvegetation ergänzen.

Die Liste der Waldarten Deutschlands umfasst 1.216 Gefäßpflanzen, 674 Moos- und 1.002 Flechtenarten. Unter den Farn- und Blütenpflanzen befinden sich 76 Bäume, 4 Epiphyten, 116 Sträucher und 1.020 krautige Pflanzenarten. Insgesamt beinhalten die drei Listen 41 % der Gefäßpflanzen-, 58 % der Moos- und 51 % der Flechtenarten, die in den jeweiligen Referenzlisten für Deutschland aufgeführt sind. Aufgrund der größeren ökologischen Heterogenität sind die Waldartenpools der Mittelgebirgsregion deutlich größer als die des Norddeutschen Tieflands. Bedenkt man die geringe Flächenausdehnung der Alpen, so ist die Vielfalt der in diesem Naturraum lebenden Waldarten bemerkenswert.



**Abb. 48.** Vergleich der Gefährdungssituation von Waldarten (Waldbindungskategorien 1.1, 1.2 und 2.1) und Offenlandarten (Waldbindungskategorien 2.2 und 0) in Deutschland. RL0: ausgestorben oder verschollen; RL1: vom Aussterben bedroht; RL2: stark gefährdet; RL3: gefährdet. Die Kategorie "nicht gefährdet" umfasst hier alle anderen Rote-Liste-Kategorien sowie die nicht in den Roten Listen enthaltenen Arten.

► Die Entwässerung von Feuchtgebieten und die Regulierung von Fließgewässern haben umfangreiche Auswirkungen auf Waldstandorte. Sie führen häufig zu einer verbesserten Produktion, haben jedoch auch schwerwiegende Habitatverluste für spezialisierte Pflanzen zur Folge.



**Abb. 49.** Die sich ständig wiederholende Morphodynamik der wilden Alpenflüsse initiiert Primärsukzessionen mit oligotrophen Standorten und lichten Sukzessionswäldern. Foto: J. Ewald.



**Abb. 50.** Oligotropher Kiefernwald in einem Hochmoor in Oberbayern. Foto: J. Ewald.

Ein weiterer bedeutender Teil der gefährdeten Gefäßpflanzen und Moose ist abhängig von feuchten oder nassen Waldlebensräumen. Die feuchtigkeitsliebenden Pflanzen des Waldes sind je nach Nährstoffversorgung ihrer Habitate – darunter nährstoffarme Hochmoore (Abb. 50), minerotrophe Niedermoore und Auwälder – sowie hinsichtlich ihrer sonstigen Standortansprüche (u. a. Licht-, Nährstoff- und Basenversorgung) breit diversifiziert. Solange der Wasserhaushalt intakt ist und geeignete Erntetechnologien zum Einsatz kommen, sind nachhaltiger Waldbau und die Erhaltung von Feuchtgebieten miteinander vereinbar oder sogar synergetisch (bspw. durch die Begünstigung von Eichen und seltenen Baumarten). Oligotrophe Standorte in den Überschwemmungsgebieten von Flüssen, an steilen Berghängen und entlang der Küsten können auch durch das Zulassen und die Wiederingangsetzung der natürlichen Geomorphodynamik wiederhergestellt werden.

► *Die epiphytische und epixylische Vielfalt der Waldpflanzen Europas hat in den vergangenen 150 Jahren aufgrund eines Mangels an Altbäumen und Totholz in den Wirtschaftswäldern abgenommen.*

Alte, verwachsene, beschädigte und abgestorbene Bäume bieten eine reiche Fülle an Mikrohabitaten. Ihre Beseitigung führt zu einem Rückgang der biologischen Vielfalt, da viele spezialisierte Arten auf solche besonderen Strukturen angewiesen sind (Abb. 51) (Liira und Sepp 2009). So benötigen manche Flechtengemeinschaften tiefe Furchen in dicker, wasserspeichernder Rinde, andere hingegen regengeschützte Hohlräume. Die chemische Beschaffenheit der Rinde von alten und beschädigten Bäumen ist häufig besonders variabel. Beispielsweise steigert der Stammabfluss aus Faulhöhlen in alten Buchen den Rinden-pH-Wert und fördert dadurch die Vielfalt von Epiphyten.



**Abb. 51.** Spezialisierte Arten sind ausschließlich auf alte, verwachsene, beschädigte und abgestorbene Bäume angewiesen. *Lobaria pulmonaria*, Vogesen, Frankreich. Foto: H. Bültmann.



**Abb. 52.** Felsen sind in Waldgebieten ein Refugium für gefährdete Kryptogamen, Sauerland, Nordrhein-Westfalen. Foto: H. Bültmann.

Die Härte, Struktur und Chemie von Totholz hängt nicht nur von der Baumart, sondern auch von der Größe des Totholzelements ab. Insbesondere große Totholzstücke können beachtliche Mengen von Wasser speichern und bieten so ein konstant feuchtes Substrat, das einer großen Vielfalt holzbewohnender Organismen eine Lebensgrundlage bietet. Die Anzahl der Arten, insbesondere der Lebermoose, ist in einem Mikroklima mit einer gleichmäßig hohen Luftfeuchtigkeit oft besonders hoch. Eine Öffnung des Kronendachs, von der Farn- und Blütenpflanzen in der Regel durch verbesserte Lichtverhältnisse profitieren, führt gleichzeitig zu einer verringerten Feuchtigkeit des Substrats. Dies kann schattentolerante Arten schädigen und zu einem Rückgang des epixylischen Bewuchses führen (Rose und Coppins 2002).

► **Ein erheblicher Anteil der bedrohten Waldgefäßpflanzen, -moose und -flechten ist an besondere Habitats im Wald (Sonderstandorte) gebunden.**

Biotope wie Quellen, Bäche, Niedermoore, Felsen oder Blockhänge sind charakteristische Bestandteile vieler Wälder (Abb. 52), die gesetzlich geschützt sind und von der Forstwirtschaft besonders beachtet werden müssen. Diese Sonderstandorte weisen ökologische Bedingungen auf, die sich von denen des umliegenden Waldes unterscheiden. Sie zeichnen sich durch eine spezielle Vegetation aus, die überproportional zur Artenvielfalt auf Landschaftsebene beiträgt. Obwohl das Kronendach für ihre Existenz nicht ausschlaggebend ist, sind manche dieser Gemeinschaften auf Beschattung und das für Wald typische Mikroklima angewiesen. Auf Felsgestein wachsende Moose und Flechten können als Beispiel dienen: Laut der Waldartenliste Deutschlands (Schmidt et al. 2011) nutzen 73 % der Moose und 39 % der Flechten des Waldes dieses Substrat (Abb. 47). Beschattete und der Sonne ausgesetzte Felsen können sehr unterschiedliche Gemeinschaften von Moosen und Flechten beherbergen. Beide Habitats können jedoch durch Veränderungen des Meso- und Mikroklimas, wie sie durch Holzeinschlag (beschattete Felsen) und Kronenschluss (offene Felsen) entstehen, nachteilig beeinflusst werden. Sie lassen sich am besten durch Beibehaltung der traditionellen Belichtung erhalten. Die sensiblen Lebensräume erfordern besonderen Schutz, z. B. gegen die Ablagerung von Holzzerteresten.



**Abb. 53.** Historisch alter Laubwald im Norddeutschen Tiefland in der Nähe von Uelzen (Niedersachsen) mit einigen an alte Waldstandorte gebundenen Arten wie *Anemone nemorosa* und *Melica uniflora*. Foto: M. Schmidt.

► **Die Geschichte der Landnutzung und die Habitatkontinuität haben erheblichen Einfluss auf die ökologischen Prozesse und die Pflanzenartenzusammensetzung von Waldökosystemen.**

In vielen Teilen Europas haben die Wälder eine wechselvolle Geschichte: auf Phasen der Abholzung und anschließenden Umwandlung zu landwirtschaftlichen Nutzflächen folgte eine Erholung des Waldes. Dies hat zu großen Unterschieden in der Zusammensetzung der Bodenvegetation zwischen Wäldern, die seit mehreren Jahrhunderten existieren („historisch alte Wälder“, Abb. 53) und jüngeren Wäldern geführt. Die ehemalige landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst die Zusammensetzung der Arten direkt (lokale Ausrottung von Waldpflanzenarten) oder indirekt (die Wirkung von veränderten Umweltbedingungen, Düngung und Eutrophierung bleibt häufig für die Dauer von Jahrhunderten bestehen) (Flinn und Vellend 2005). Aufgrund der direkten Auswirkungen müssen junge Waldstandorte wieder neu von Waldpflanzenarten besiedelt werden. Die in historisch alten Wäldern vorkommenden Pflanzenarten sind jedoch größtenteils sehr langlebig. Sie vermehren sich vorwiegend klonal und sind meist nicht zu einer Fernausbreitung ihrer Samen in der Lage (Verheyen et al. 2003). Ebenso wie die Gefäßpflanzen unterscheiden sich Moose und Flechten sehr in ihrer Fähigkeit der Wiederbesiedlung. Einige Arten, die sich nur langsam ausbreiten, sind sehr spezifische Indikatoren für die Waldkontinuität. Die Wiederherstellung einer möglichst vollständigen und typischen Waldartenzusammensetzung ist daher eine Frage der Zeit, der räumlichen Lage und der Konnektivität von Waldflächen.

Da der Waldanteil sowie die Waldgeschichte je nach Region unterschiedlich sind, ist bei der Festlegung von Indikatorarten historisch alter Wälder eine regionale Differenzierung notwendig.

Im nordwestdeutschen Tiefland ist der Waldanteil gering (10 bis 25 %) und nur ein Viertel dieser Wälder ist als historisch alt eingestuft (Abb. 54). Im Gegensatz dazu liegt der Anteil alter Waldstandorte im nordostdeutschen Tiefland bei 50 % und in den erheblich waldreicheren Mittelgebirgsregionen bei etwa 90 %.

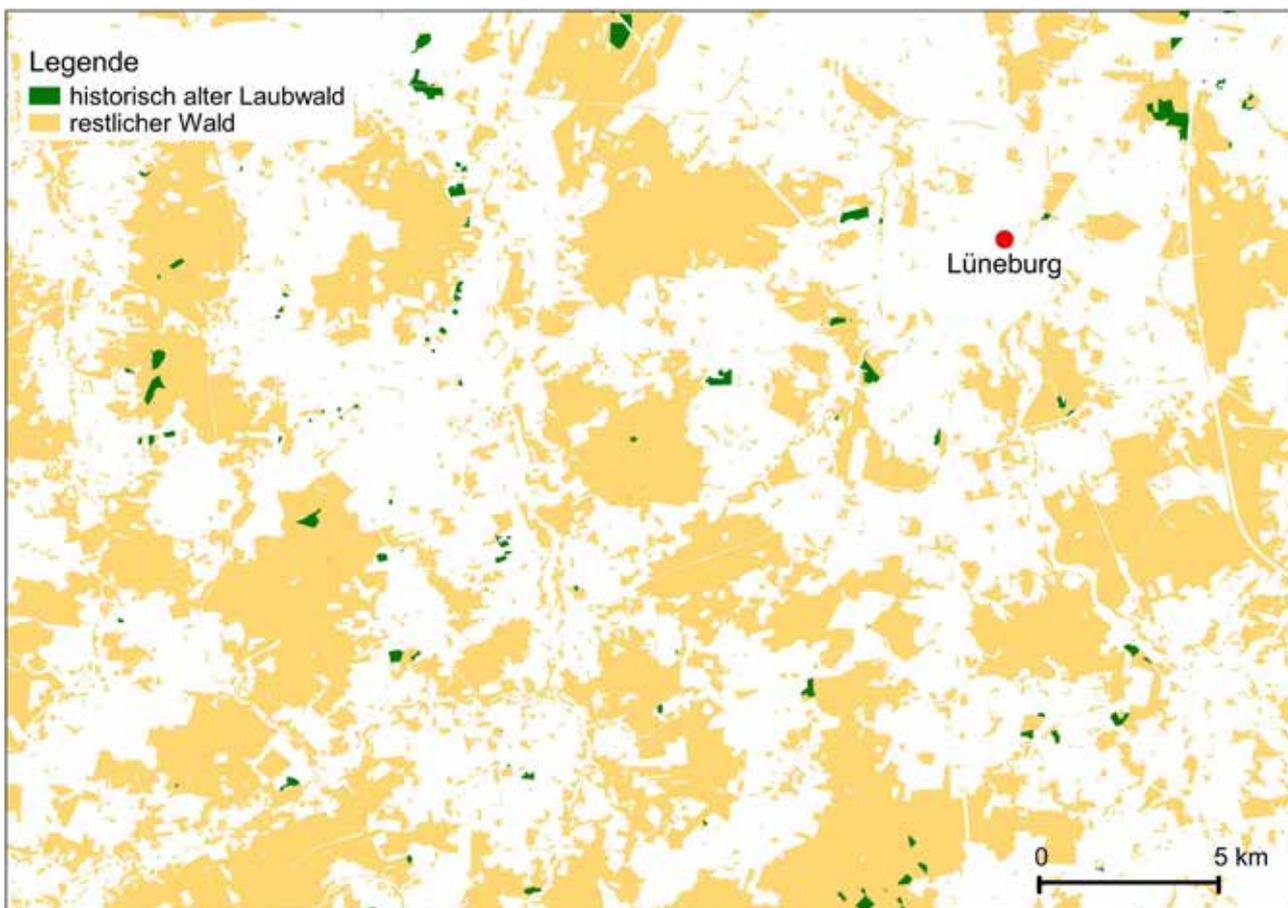


Abb. 54. Beispiel für die Verteilung historisch alter Laubwälder und anderer Wälder im Norddeutschen Tiefland.

## Exkurs 29. Empfehlungen für die Praxis

Eine auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt ausgerichtete Bewirtschaftung muss die unterschiedlichen Anforderungen der großen Anzahl von Waldgefäßpflanzen, -moosen und -flechten berücksichtigen. Angesichts der Vielfalt der Lebensformen und ökologischen Nischen kann es kein einheitliches Rezept zum Schutz aller Waldpflanzen geben. Dennoch können einige allgemeine Empfehlungen ausgesprochen werden:

### 1. Naturnahe Waldwirtschaft

Eine naturnahe Waldwirtschaft sollte einheimische Baumarten bevorzugen und zum Ziel haben, die Elemente natürlicher Waldgesellschaften zu erhalten und nachzuahmen. Daher sollte in Wirtschaftswäldern der natürlichen Verjüngung einheimischer Baumarten ausreichend Raum zugestanden werden. Dies setzt auch eine darauf abgestimmte Schalenwildsdichte voraus. Wege und Rückegassen sollten so weit voneinander entfernt sein, dass zwischen ihnen ausreichend große Bereiche unberührten Waldbodens verbleiben, auf denen sich eine für den Standort typische Bodenvegetation entwickeln kann.

### 2. Erhaltung von ökologischen Gradienten und Habitatvielfalt

Natürliche Gradienten für Feuchtigkeit, pH-Werte und Nährstoffe bieten einer Vielzahl unterschiedlicher Waldpflanzen ökologische Nischen. Sonderstandorte (trocken, nass, nährstoffarm) beherbergen häufig eine große Anzahl seltener oder gefährdeter Arten, so dass ihr Schutz bzw. ihre Wiederherstellung eine überproportionale Auswirkung auf die biologische Vielfalt hat. Diese Habitate und ihre Umgebung sollten von der forstlichen Bewirtschaftung ausgenommen und als Vorrangflächen für Naturschutz behandelt werden. Darüber hinaus sollten alle Waldentwicklungsphasen anteilig, entsprechend dem natürlichen Störungsregime, erhalten werden. Daher muss die Strategie einer kontinuierlichen Waldbedeckung (Dauerwald) durch Konzepte zur Erhaltung aller einheimischen Baumarten und Waldgesellschaften ergänzt werden.

### 3. Erhaltung von Alt- und Totholzstrukturen sowie von Baumgruppen mit Epiphytenbewuchs

Die Bewirtschaftung sollte Nischen für epiphytische und epixyliche Moose und Flechten, die auf Altbäume, Totholz und bestimmte wichtige Baumarten angewiesen sind, erhalten und neu schaffen. Der Holzeinschlag sollte so beschaffen sein, dass Beschattung und Feuchteregime dieser Standorte erhalten bleiben. Da die Kontinuität des Mikroklimas für Moose und Flechten wichtig ist, ist es außerdem unerlässlich, größere Baumgruppen ohne Holzeinschlag zu belassen. Forstbetriebe sollten dies bei der Ausweisung sogenannter Habitatbäume berücksichtigen.

### 4. Erhaltung der Waldkontinuität und Gegenmaßnahmen zur Fragmentierung

In Agrarlandschaften, insbesondere im Tiefland, hängt der Wert von Waldinseln für die Erhaltung von Waldpflanzen von der historischen Kontinuität ab. Das Naturschutzmanagement sollte sich daher schwerpunktmäßig auf die Restflächen historisch alter Wälder und deren Wiedervernetzung durch Habitatkorridore konzentrieren. In Regionen mit einem geringen Anteil von historisch alten Waldstandorten dürfen die wenigen verbliebenen alten Laubwälder nicht in Nadel- oder Mischwälder umgewandelt werden.

## 5. Erhaltung und Fortsetzung historischer Waldnutzungsformen

Traditionelle Waldnutzungsformen wie Hute-, Nieder- oder Mittelwald sind von hohem naturschutzfachlichen Wert. Zwar sind sie in Mitteleuropa inzwischen bis auf wenige Reste verschwunden, doch enthalten viele Waldbestände noch immer Spuren dieser historischen Nutzungsweisen. Hutewälder sind Zentren der Artenvielfalt („Hotspots“) für bedrohte Alt- und Totholzspezialisten wie Käfer, höhlenbrütende Vogelarten, Flechten und holzzersetzende Pilze. Nieder- und Mittelwald begünstigen lichtbedürftige Organismen, wie z. B. seltene Baum- und Straucharten mit hoher Ausschlagfähigkeit, Blütenpflanzen, Schmetterlinge und Epiphyten.

► *Hohe Anteile von walddtypischen Arten in den Gruppen der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten unterstreichen die große Verantwortung, die die Forstwirtschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Mitteleuropa trägt.*

Alle auf der Liste der Waldarten stehenden Arten sollten in erster Linie als Waldpflanzen betrachtet werden, selbst wenn sie auch oder sogar schwerpunktmäßig im Offenland auftreten. In der Praxis des Waldnaturschutzes wird der Fokus auf die eng an Wald gebundenen Arten (Habitatspezialisten) liegen. Angesichts des gestiegenen Drucks auf Offenlandhabitate (Intensivierung der Landnutzung, Eutrophierung, Verstädterung) in vielen Naturräumen gewinnen die Wälder jedoch zunehmend auch an Bedeutung als Refugien für bedrohte Pflanzen mit einer breiteren ökologischen Amplitude (Exkurs 28, Gruppen 2.1, 2.2).

## Literaturverzeichnis

- Bobbink, R., Hornung, M. und Roelofs, J. G. M. 1998.** *The effects of air-borne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology* 86:717–738.
- Braun-Blanquet, J. 1964.** *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl., Berlin, Wien, New York. 865 S.*
- Ellenberg, H. und Leuschner, Ch. 2010.** *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl., Ulmer-Verlag, Stuttgart. 1334 S.*
- Flinn, K. M. und Vellend, M. 2005.** *Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. Frontier in Ecology and the Environment* 3:243–250.
- Gilliam, F. S. 2007.** *The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience* 57:845–858.
- Hauck, M., de Bruyn, U. und Leuschner, Ch. 2013.** *Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. Biological Conservation* 157:136–145.
- Liira, J. und Sepp, T. 2009.** *Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. Annales Botanici Fennici* 46:308–325.
- Rose, F. und Coppins, A. M. 2002.** *Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices. In: Nimis, P.L., Scheidegger, C. und Wolseley, P.A. (Hrsg.) Monitoring with Lichens – Monitoring*

*Lichens. [NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences Vol. 7]. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. S. 343–348.*

**Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. und Ewald, J. (Hrsg.) 2011.** Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten S. 299:1–111.

**Verheyen, K., Honnay, O., Motzkin, G., Hermy, M. und Foster, D. R. 2003.** Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91:563–577.

## 3.4 Die Bedeutung der biologischen Vielfalt von Mykorrhizapilzen für die Funktionalität von Waldökosystemen

*Martina Peter, Marc Buée und Simon Egli*

▶ *Weltweit leben über 6.000 Mykorrhizapilze in Waldökosystemen und erfüllen wichtige Aufgaben bei der Nährstoff- und Wassermobilisierung. Eine hohe Vielfalt dieser Pilze in den Wäldern ist wichtig für das Funktionieren und die Resilienz von Waldökosystemen, da sie ihnen die Anpassung an sich wandelnde Umgebungsbedingungen ermöglicht.*

Pilze sind wichtige Bestandteile von Waldökosystemen. Als saprophytische Zersetzer von Laub- und Nadelstreu und Holz spielen sie eine maßgebliche Rolle im Nährstoffkreislauf eines Waldes und als Parasiten erhöhen sie dessen Dynamik. Pilze spielen außerdem durch die sogenannte Mykorrhiza-Symbiose (s. Exkurs 30) eine elementare Rolle als symbiotische Partner von Waldbäumen. In diesem Kapitel konzentrieren wir uns auf die biologische Vielfalt dieser symbiotischen Pilze, ihre Rolle für die Widerstandsfähigkeit und Resilienz des Waldes sowie die Faktoren, die diese Vielfalt beeinflussen.

### Exkurs 30. Mykorrhiza-Symbiose

Die Mykorrhiza-Symbiose ist eine wechselseitige Interaktion zwischen einem Pilz (griechisch: „myko“) und den feinen Wurzeln (griechisch: „rhiza“) einer Gefäßpflanze. Der Pilz besiedelt die Wurzeln der Wirtspflanze, indem er entweder als arbuskulärer Mykorrhizapilz in die Zellen eindringt oder sich zwischen den Zellen ansiedelt und einen Mantel aus Pilzmyzel um die Wurzeln bildet, wie dies bei Ektomykorrhizapilzen der Fall ist. An der Schnittstelle zwischen den beiden Partnern werden von der Pflanze stammender Zucker gegen Wasser und mineralische Nährstoffe, die seinerseits der Pilz liefert, ausgetauscht. Die Pilzhyphen haben einen wesentlich kleineren Durchmesser als die Feinwurzeln und breiten sich in einem weiteren Umkreis von den Wurzeln aus, so dass die mykorrhizierten Wurzeln mithilfe der Pilzhyphen auf Nährstoffe und Wasser aus einem größeren Bodenvolumen zugreifen können, als ihnen dies alleine möglich wäre. Durch die Absonderung von Enzymen sind Pilze in der Lage, Nährstoffe aus organischem Material zu erschließen, und indem sie antibiotische Substanzen abgeben, schützen sie die Wurzeln des Baums vor pathogenen Bodenorganismen. In gemäßigten und borealen Wäldern ist die Ektomykorrhiza-Symbiose die am weitesten verbreitete Form (Abb. 55). Nahezu alle Baumarten in dieser Region bilden Ektomykorrhizapilze und in der Natur sind unbesiedelte Wurzelspitzen kaum zu beobachten, denn die meisten Mykorrhizapilze können

ohne Pflanzen nicht wachsen und ihren Lebenszyklus vollenden und viele Pflanzen können sich unter normalen Bedingungen ohne die Hilfe ihrer pilzlichen Symbionten nicht ausreichend Bodenressourcen aneignen, um zu gedeihen und sich fortzupflanzen. Jeder Baum kann gleichzeitig mit bis zu einhundert unterschiedlichen Arten von Ektomykorrhizapilzen zusammenleben. Die Hyphennetzwerke dieser Pilze verbinden unterschiedliche Bäume eines Waldes miteinander und bilden so gewissermaßen ein wald-weites Netzwerk (Wood-wide web; WWW). Empfohlene Literatur: Smith und Read (2008).



**Abb. 55.** Mykorrhizaverbindung zwischen einer jungen Fichte und dem Mykorrhizapilz *Hebeloma mesophaeum*, welcher den Boden mit einem feinen weißlichen Pilzmyzel durchwächst. Foto: S. Egli.

Die meisten essbaren Pilze, wie z. B. Röhrlinge, Trüffel und Pfifferlinge, sind obligatorische Symbionten von Waldbäumen. Einige dieser Arten sind Generalisten, die sich mit verschiedenen Baumarten verbinden können, andere wiederum Spezialisten, wie z. B. der Lärchenröhrling, der nur in Gesellschaft von Lärchen leben kann. Es sind weltweit mindestens 6.000 Pilzarten beschrieben, die nachweislich in Symbiose mit verschiedenen Baumarten leben. Die Zahl der Arten, die derartige Verbindungen eingehen, wird jedoch weltweit auf bis zu 25.000 geschätzt (Tedersoo et al. 2010). Innerhalb von Waldbeständen ist die Artenvielfalt meist hoch. Sie variiert je nach Waldstruktur und Standortbedingungen, nimmt mit der Vielfalt der Baumarten zu und selbst in Monokulturen kann die Anzahl der Mykorrhizapilze über 100 Arten erreichen (Horton und Bruns 2001). Ein einzelner Baum kann mit hunderten unterschiedlicher Pilzarten, die in enger Nachbarschaft miteinander auf den feinen Wurzeln Mykorrhizen bilden, in Symbiose leben (Abb. 56); dabei ist diese Gemeinschaft sehr dynamisch, sowohl räumlich als auch zeitlich gesehen (Bahram et al. 2011, Counce et al. 2013). Die verschiedenen, mit einem einzelnen Baum oder mehreren Bäumen in Verbindung stehenden Pilzarten können unterschiedliche Habitatnischen besetzen. So wurde beispielsweise eine ausgeprägte vertikale Kompartimentierung der Pilzarten in verschiedenen Wald- und Bodentypen festgestellt (z. B. Counce et al. 2013). Dies weist darauf hin, dass unterschiedliche Arten

von Mykorrhizapilzen über komplementäre funktionelle Eigenschaften verfügen, die ihnen gemeinsam eine optimale Ausbeute der verfügbaren Bodenressourcen erlauben.

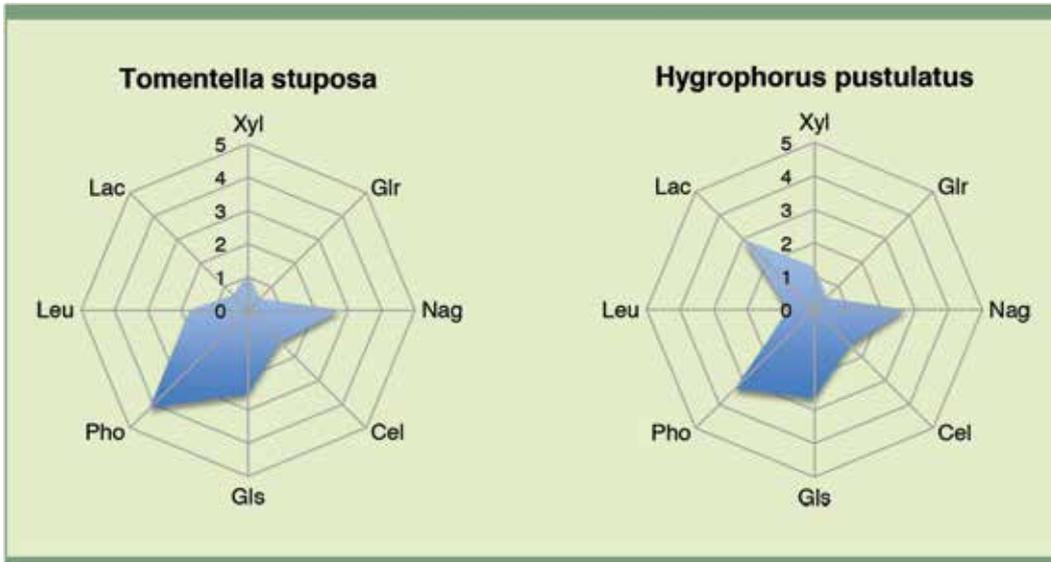


**Abb. 56.** Kleiner Ausschnitt der Feinwurzeln einer Waldkiefer, die von mehreren Mykorrhizapilzen mit unterschiedlichen morphologischen Charakteristika besiedelt ist. Foto: S. Hutter.

► *Mykorrhizapilze sondern extrazelluläre Enzyme ab, die an der Zersetzung organischer Stoffe beteiligt sind. Die Aktivitäten dieser Enzyme sind messbar und tragen dazu bei, die funktionelle Rolle der Mykorrhizapilze zu charakterisieren.*

Neu entwickelte Methoden machen es möglich, die funktionelle Bedeutung der Vielfalt der Mykorrhizapilze unter natürlichen Bedingungen in den Wäldern zu untersuchen (Courty et al. 2010). Eine der wichtigsten Funktionen dieser Pilze ist die verbesserte Nährstoffaufnahme von Waldbäumen. Aus diesem Grund wurden die funktionellen Fähigkeiten der Nährstoffmobilisierung aus organischen Substanzen in verschiedenen Waldökosystemen und unter unterschiedlichen Umgebungsbedingungen untersucht (Pritsch und Garbaye 2011). Aus diesen Studien geht hervor, dass die verschiedenen Pilzarten tatsächlich unterschiedliche funktionelle Aufgaben in enzymatischen Aktivitäten übernehmen, z. B. bezüglich Stickstoffaufnahme durch Abbau von Proteinen im Boden oder beim Ligninabbau (siehe Abb. 57) (Hutter et al. in Vorbereitung). Während einige Mykorrhizapilzarten einander ergänzen, scheinen andere dieselben Aufgaben zu erfüllen. Sie sind jedoch manchmal an unterschiedliche Bodenbedingungen angepasst und ergänzen sich somit räumlich. Außerdem können sie eine zusätzliche Rolle bei anderen Funktionen, wie z. B. bei der Wasseraufnahme, übernehmen (Buée et al. 2007, Jones et al. 2010, Rineau und Courty 2011). Daraus kann geschlossen werden, dass eine große Vielfalt in der Gemeinschaft der Mykorrhizapilze von großer Bedeutung für die

Waldbäume ist, um mithilfe der unterschiedlichen funktionellen Fähigkeiten einzelner Arten die Bodenressourcen optimal auszuschöpfen. Zum anderen ermöglicht eine große Diversität der Mykorrhiza-Gemeinschaft, auf sich wandelnde Umgebungsbedingungen und Störungen zu reagieren, indem sich die Gemeinschaft auf besser angepasste Arten stützt, die wichtige Ökosystemfunktionen übernehmen.



**Abb. 57.** In einem Waldökosystem üben verschiedene Mykorrhizapilzarten unterschiedliche Funktionen aus. Aktivitätsprofile von acht am Abbau organischer Stoffe beteiligten Enzymen zweier verbreiteter Mykorrhizapilzarten in einem subalpinen Fichtenbestand. Xyl = Xylosidase, Glr = Glucuronidase, Nag = Chitinase, Cel = Cellobiohydrolase, Glc = Glukosidase, Pho = Phosphatase, Leu = Leucinaminopeptidase, Lac = Laccase. Die Werte bezeichnen Aktivitäten in  $\ln \text{pmol}/\text{min}/\text{mm}^2$ . Quelle: Eigene Daten, nicht veröffentlicht.

► *Mykorrhizapilze bilden unterirdische Hyphennetzwerke, die Bäume miteinander verbinden und den Austausch von Nährstoffen, Wasser und Kohlenstoff ermöglichen. Sie können dadurch die Regeneration von Keimlingen erleichtern, insbesondere in Stresssituationen, wie z. B. nach Windwurf oder in Trockenzeiten. Angesichts der prognostizierten Klimawandelszenarien werden diese Netzwerke im Zusammenhang mit der Stabilität der Waldökosysteme immer größere Bedeutung gewinnen.*

Ein Baum steht mit vielen Pilzarten in Verbindung und ein einzelnes Mykorrhizapilzmyzel ist in der Lage, die Wurzeln mehrerer Pflanzen einer oder mehrerer Arten zu vernetzen (Simard et al. 2012). Dieses Netzwerk kann Kohlenstoff, Nährstoffe und Wasser zwischen verschiedenen Pflanzen hin- und her transportieren und ist besonders wichtig bei der Besiedlung neuer Sämlinge und zur Förderung der Naturverjüngung. Erst kürzlich wurde nachgewiesen, dass dieses Mykorrhizanetzwerk außerdem als unterirdisches Nachrichtensystem zwischen

Pflanzen fungieren kann, welches den verbundenen Pflanzen ermöglicht, sich bereits vor einem bevorstehenden Angriff von Pflanzenfressern gegen diese zu schützen (Babikova et al. 2013). Die unterstützende Wirkung dieses Netzwerkes bei der Verjüngung ist dort wichtig, wo Baumsämlinge unter hohem abiotischen Stress, wie z. B. Trockenheit, stehen und wo sonst nur wenig Mykorrhizapilzinokulum vorhanden ist. Dies wurde bei verschiedenen Untersuchungen in Wachstumskammern und in Feldstudien demonstriert, bei denen Netzbeutel mit unterschiedlichen Maschengrößen verwendet werden, die den Durchgang von Wurzeln und/oder Myzelien kontrollieren. Es kann erwartet werden, dass mit der Klimaerwärmung die Intensität und Dauer von Trockenperioden zunimmt, so dass die Aufrechterhaltung intakter Mykorrhizanetzwerke zunehmend wichtiger für die Stabilität von Waldökosystemen wird (Simard und Austin 2010).

Indem sie die Verjüngung von Pflanzen erleichtern, können Mykorrhizapilze die Dynamik von Pflanzengemeinschaften beeinflussen. Sie können die Konkurrenzfähigkeit von Pflanzen verändern, je nachdem, ob diese in der Lage sind, sich mit dem Netzwerk oder einigen der darin vorhandenen Pilzarten zu verbinden oder nicht (Simard et al. 2012). Im Weiteren hat sich gezeigt, dass die Vielfalt der Mykorrhizapilze auch die Vielfalt und Produktivität der Pflanzen beeinflusst. Zumindest für arbuskuläre Mykorrhizasysteme in Graslandgemeinschaften gibt es dafür eindeutige Belege (van der Heijden et al. 1998). In Experimenten mit Baumsämlingen konnte außerdem gezeigt werden, dass die Zusammensetzung und Anzahl der Mykorrhizapilze die Produktivität der Jungpflanzen beeinflusst. Dies kann, wie oben beschrieben, mit der effizienteren Nutzung der zur Verfügung stehenden Ressourcen durch unterschiedliche Mykorrhizapilzarten erklärt werden, jedoch auch dadurch, dass die Wahrscheinlichkeit größer ist, dass eine Pilzart vorhanden ist, die das Pflanzenwachstum besonders fördert (Kipfer et al. 2012).

► *Die Vielfalt der Mykorrhiza steigt im Allgemeinen mit der Vielfalt der Wälder und ihrer Sukzessionsstadien. Nach Störungen wie Kahlschlag, Waldbränden oder Windwurf ist die Vielfalt der Mykorrhizapilze höher in den Frühphasen der Bestandsbildung, wenn noch lebende Überreste von Bäumen, wie Strünke oder auch Jungpflanzen, vorhanden sind.*

Während Mykorrhizapilzarten das Wachstum und die Zusammensetzung der Baumarten in einem Wald beeinflussen können, gilt jedoch gleichzeitig auch das Gegenteil. Das heißt, sowohl die Artenzusammensetzung als auch das Sukzessionsstadium des Waldes beeinflussen die Vielfalt der Mykorrhizapilze und die Zusammensetzung ihrer Gemeinschaft. Im Allgemeinen nimmt die Anzahl der Pilzarten mit dem Bestandsalter zu, am ausgeprägtesten bis zum Schluss des Kronendachs, und die Zusammensetzung der pilzlichen Gemeinschaft stabilisiert sich in der Altholzphase des Bestandes (Dahlberg 2001, Twieg et al. 2007). Die unterschiedlichen Besiedlungsstrategien, Ressourcennutzung und Konkurrenzfähigkeit von Pilzen helfen, diese Muster zu erklären. Einige Pilze können schon bald nach einer Störung einen Standort durch Sporen oder widerstandsfähige Diasporen besiedeln, wogegen andere bereits ein intaktes Mykorrhizanetzwerk zur Besiedlung benötigen, das sie mit einem anderen Baum verbindet. Pilze der frühen Besiedlungsphasen bleiben im Allgemeinen bestehen. Ihnen schließen sich später weitere Pilze mit anderen Besiedlungsstrategien und Ressourcennutzungen an. Wenn nach Störungen wie Kahlschlag, Feuer oder Windwurf keine Baumstümpfe und vitalen Wurzeln mehr vorhanden sind, von denen aus Mykorrhizapilze neue Wurzeln von Sämlingen

besiedeln können, sind diese Muster besonders ausgeprägt. Sind diese lebensnotwendigen Überreste jedoch vorhanden, so ist die Diversität der Mykorrhizapilze bereits in den Frühstadien der Bestände sehr viel größer.

► *Die Vielfalt der Mykorrhizen kann durch das Monitoring der Fruchtkörper oder durch molekulare Untersuchungen von Boden- oder Wurzelproben beurteilt werden.*

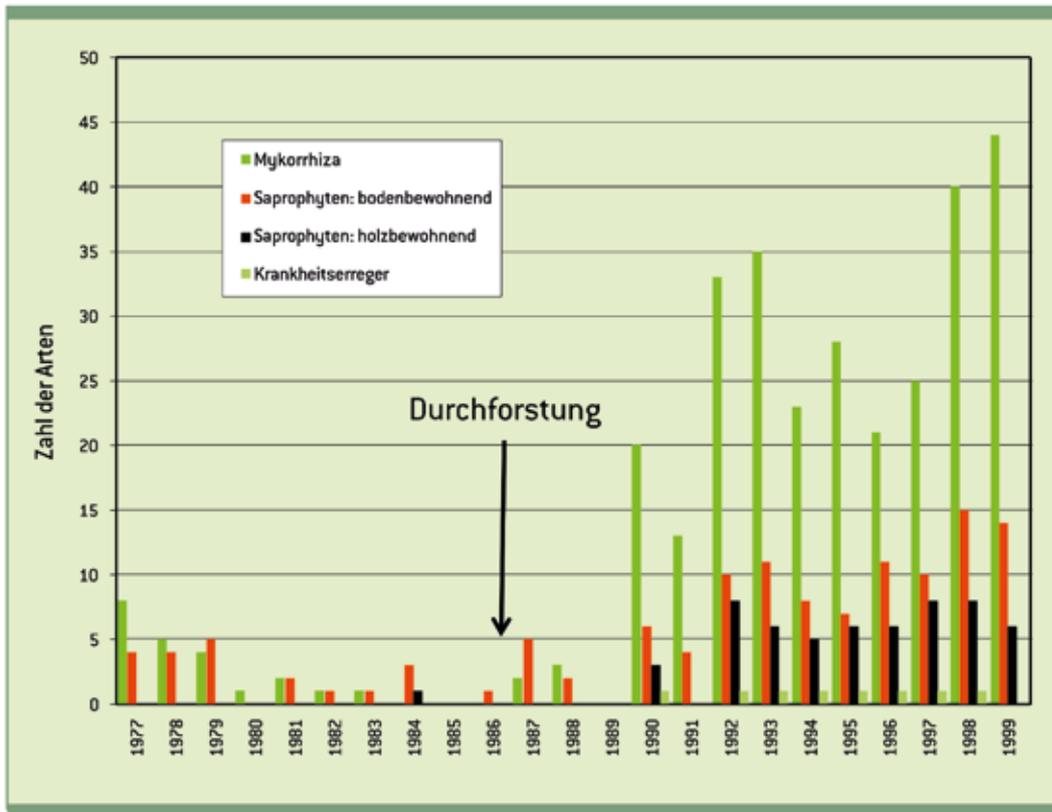
Da die Vielfalt von Mykorrhizapilzen wesentlich für das Funktionieren und die Resilienz von Waldökosystemen ist, sind Methoden erforderlich, die deren Bewertung ermöglichen und helfen zu verstehen, von welchen Faktoren sie beeinflusst werden können. Die traditionelle Methode zur Erfassung der Vielfalt der Mykorrhizapilze ist das Monitoring der überirdischen Fruchtkörper. Obwohl diese Erhebungen häufig nicht die funktionell wichtige Zusammensetzung der unterirdischen Mykorrhizen auf den Wurzelsystemen von Bäumen und im Boden widerspiegelt, sind die überirdischen Fruchtkörper der Teil der Pilze, den wir wahrnehmen und als Nebenerzeugnis des Waldes auch in unserer Freizeit zu schätzen wissen. Fruchtkörper erfüllen natürlich auch eine sehr wichtige Funktion, indem sie Sporen produzieren, welche neue Standorte besiedeln und die genetische Reproduktion gewährleisten. Dennoch sind es die unterirdischen Pilzstrukturen, die den Waldökosystemen direkte Funktionen zur Verfügung stellen. Molekulare Techniken haben die Mykorrhiza-Ökologie revolutioniert, da sie eine genaue Erfassung der Zusammensetzung dieser verborgenen Pilzgemeinschaft ermöglichen, wogegen die morphologische Ansprache von Myzelien oder Mykorrhizen begrenzt ist. Molekulare Studien haben ergeben, dass viele funktionell wichtige und verbreitete Mykorrhizapilzarten keine großen, sichtbaren Fruchtkörper ausbilden und daher bei oberirdischen Erhebungen übersehen werden (Horton und Bruns 2001). Andererseits können jedoch unterirdische Wurzel- und Bodenproben ein unvollständiges Bild der tatsächlichen Vielfalt liefern, da Mykorrhizapilzarten räumlich sehr ungleichmäßig im Boden verteilt sind und dadurch seltene Arten übersehen werden können, obwohl sie als Fruchtkörper präsent sind.

► *Die Stickstoffdüngung der Wälder durch atmosphärische Deposition oder direkten Düngemiteleintrag reduziert die Fruchtkörperproduktion von Mykorrhizapilzen und vermindert die Vielfalt der Mykorrhizen. Durch eine Verringerung des Artenpools der Mykorrhizapilze nimmt die Anfälligkeit des Waldökosystems gegenüber zusätzlichen Stressfaktoren zu, da die entsprechende Anpassung der Mykorrhizagemeinschaft und die Aufrechterhaltung ihrer Funktionen nicht mehr länger gewährleistet ist.*

Generell besteht die Gemeinschaft der Mykorrhizen aus einigen wenigen, sehr verbreiteten Arten und einer langen Liste seltener Arten (Dahlberg 2001). Mehrere Faktoren, wie z. B. natürliche Störungen, Waldbewirtschaftung und anthropogene Umweltbelastungen, beeinträchtigen diese Vielfalt und Struktur; meist, indem sie die Konkurrenzfähigkeit und Domi-

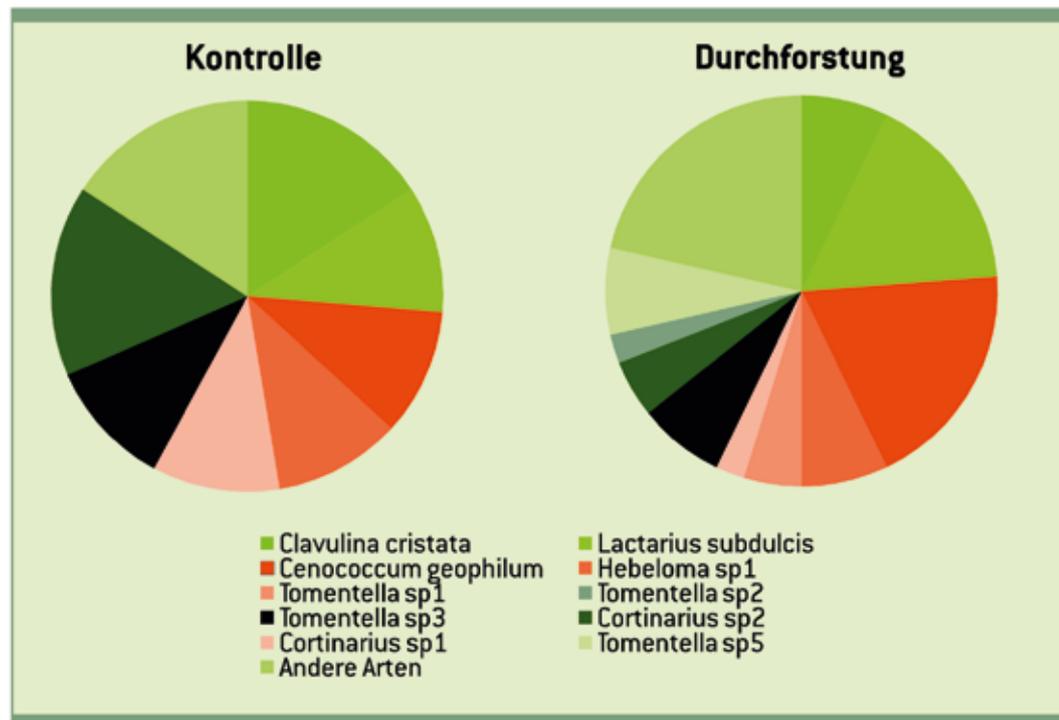
nanz der vorhandenen Art verändern. Unter der Wirkung schwerer Störungen wird der Artenreichtum beeinflusst, wodurch die potentielle Widerstandsfähigkeit gegen zusätzlichen Stress abnimmt oder sogar die ökologische Funktion vermindert wird. Im folgenden Abschnitt werden wir darlegen, welches die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Gemeinschaft der Mykorrhizapilze sind und wie geeignetes Management dazu beitragen kann, die Stabilität des Waldes in dieser Hinsicht zu erhalten.

In den letzten Jahrzehnten haben die Stickstoffdepositionen durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe und den Einsatz von industriell fixiertem Stickstoff zur intensiven landwirtschaftlichen Nutzung stark zugenommen. Die Symbiose von Ektomykorrhizapilzen wird im Allgemeinen als eine Anpassung an die stickstofflimitierten Bedingungen betrachtet, die in den Waldökosystemen der gemäßigten und borealen Zone vorherrschen. Es ist zu erwarten, dass eine größere Verfügbarkeit dieses Nährstoffes große Auswirkungen auf die Mykorrhizagemeinschaft haben wird. In mehreren Feldstudien entlang Stickstoffgradienten oder in Stickstoffdüngungsexperimenten konnte ein erheblicher Rückgang in der Diversität der Mykorrhizen nachgewiesen werden (Cox et al. 2010, Lilleskov et al. 2011). Während die Bildung von Fruchtkörpern bereits kurz nach der Zugabe von Stickstoff drastisch und dauerhaft reduziert wird, verändert sich die Vielfalt der unterirdischen Arten eher längerfristig. Bei höheren Stickstoffgehalten im Boden investieren Pflanzen weniger Kohlenstoff in Wurzeln und ihre Mykorrhizapartner, sondern stecken mehr davon in die oberirdische Biomasse. Unsere eigenen Studien im Rahmen eines mehrjährigen Düngungsexperiments in einem subalpinen Fichtenwald haben gezeigt, dass sich nicht nur die Häufigkeiten der Mykorrhizapilze, die Fruchtkörper bilden und die an den Wurzelsystemen präsent sind, auffallend verändern, sondern dass auch der Artenreichtum als Folge der Stickstoffzugabe signifikant reduziert wurde (Gillet et al. 2010, Peter et al. 2001). Zusätzlich untersuchten wir die funktionelle Bedeutung einer solchen Gemeinschaftsveränderung anhand extrazellulärer Enzymaktivitäten. Die Funktionen der am häufigsten anzutreffenden Arten waren innerhalb der behandelten Parzelle komplementär, außerhalb jedoch redundant. Die Analysen ergaben, dass trotz der artspezifischen Enzymprofile der Mykorrhizapilze die Gesamtenzymaktivität pro  $\text{mm}^2$  Wurzeloberfläche in den gedüngten Parzellen und in den Vergleichsflächen konstant blieb. Die Funktionen wurden von redundanten, jedoch besser angepassten Arten übernommen. Ähnliche Reaktionen einer Ektomykorrhizagemeinschaft auf Düngung wurden von Jones et al. beobachtet (2012). Dies weist darauf hin, dass die Waldökosysteme hinsichtlich der untersuchten Funktionen widerstandsfähig gegenüber den Belastungen durch Düngung waren. Da jedoch der Artenreichtum der Mykorrhizen durch Stickstoffdüngung deutlich verringert wird, ist das Ökosystem möglicherweise anfälliger gegenüber zusätzlichen Belastungen, wenn der zur Verfügung stehende Artenpool eine entsprechende Anpassung nicht mehr ermöglicht.



**Abb. 58.** Positiver Effekt einer starken Durchforstung auf die Fruchtkörperproduktion von Pilzen [mykorrhizierende, saprophytische und pathogene Pilzarten]. In einem dichten Buchenmischwald-Altbestand in der Schweiz wurden im Rahmen einer Durchforstung die Bäume der Oberschicht um 46 % reduziert. Quelle: Nach Egli et al. 2010.

Faktoren, die im Zusammenhang mit dem Klimawandel stehen, wie z. B. erhöhte Kohlendioxidwerte, Trockenheit und Bodenerwärmung, zeigen weniger deutliche und widersprüchliche Effekte (besprochen in Pickles et al. 2012). Im Allgemeinen geht man davon aus, dass mit steigenden  $\text{CO}_2$ -Werten und Bodentemperaturen die Produktivität der Pflanzen und damit auch die Zahl ihrer Mykorrhizapartner zunehmen wird, da den Wurzeln mehr Kohlenstoff zugeführt wird. Ebenso werden geringere Niederschläge dazu führen, dass Pflanzen auf der Suche nach Wasser künftig mehr Energie in ihre Wurzeln investieren müssen. Feldstudien und -experimente zeigen diesbezüglich widersprüchliche Ergebnisse: sowohl eine zunehmende als auch eine abnehmende Diversität der Mykorrhizapilze wurde beobachtet, in den meisten Fällen jedoch veränderte sich die Zusammensetzung der Pilzgemeinschaft. Die Bildung der Fruchtkörper nimmt im Allgemeinen bei höheren  $\text{CO}_2$ - und Temperaturwerten zu (Büntgen et al. 2013). Dies wird die Verbreitung von Sporen und die Vielfalt der Gemeinschaften positiv beeinflussen und ist daher auch hinsichtlich des ökonomischen Wertes von Pilzen als Nichtholzprodukt des Waldes von Interesse.



**Abb. 59.** Eine Durchforstung beeinflusst die Zusammensetzung der Mykorrhizapilzarten am Wurzelsystem und erhöht leicht ihren Artenreichtum. Resultate einer starken Durchforstung (Reduktion der Stammzahl um 76 %) in einem 80-jährigen Buchenbestand in Frankreich. Quelle: Nach Buée et al. 2005.

Durchforstung steigert das Baumwachstum und so vermutlich auch die Zufuhr von Kohlenstoff in den Wurzelraum einerseits und verändert andererseits die Licht-, Boden- und Wasserhältnisse, was eine Reaktion der Mykorrhizagemeinschaft erklären könnte. Umfangreiche Studien in Douglasienbeständen in British Columbia haben gezeigt, dass die gezielte Entnahme alter und großer Bäume bei gleichzeitiger Belassung von jüngeren Baumgruppen zur Samenverbreitung die erfolgreiche Etablierung von Jungpflanzen deutlich verringerte. Die Jungpflanzen wiesen eine geringere Mykorrhizavielfalt auf und erhielten weniger Nährstoffe und Wasser als diejenigen, die auf ein mit einem Altbaum verbundenes Mykorrhizanetzwerk zugreifen konnten (Simard und Austin 2010). Daher scheint eine moderate Durchforstung mit Belassung einzelner Altbäume sowohl für die Mykorrhizagemeinschaft als auch für den Erfolg einer natürlichen Waldverjüngung optimal zu sein.

Wenn auch die Wirkungen der einzelnen Faktoren des Klimawandels und ihrer Interaktionen auf die Mykorrhizagemeinschaften komplex und schwer vorhersagbar sind, ist es wahrscheinlich, dass diese Gemeinschaften dazu beitragen werden, die Waldökosysteme unter den vorausgesagten Klimaszenarien zu stabilisieren (Simard und Austin 2010). Die Bewirtschaftungspraktiken sollten daher die funktionelle Bedeutung der Mykorrhizapilze und deren Netzwerke für die natürliche Waldverjüngung und die Resilienz der Wälder berücksichtigen. Die Auswirkung von Durchforstungen auf Mykorrhizagemeinschaften wurde in verschiedenen Waldökosystemen untersucht. Nach der starken Durchforstung eines Buchenmischwaldes in der Schweiz verzeichneten unsere Untersuchungen einen signifikanten Anstieg des oberirdischen Pilzartenreichtums und der Anzahl der gebildeten Fruchtkörper, insbesondere

derer von Mykorrhizapilzen (siehe Abb. 58). In einem französischen Buchenwald beobachteten wir dagegen einen weniger auffälligen Anstieg des unterirdischen Artenreichtums, jedoch eine signifikante Verschiebung in der Zusammensetzung der Mykorrhizagemeinschaft (siehe Abb. 59), was ebenfalls bei einem Kiefernbestand (*Pinus contorta*) in Kanada beobachtet werden konnte (Teste et al. 2012).

### Exkurs 31. Empfehlungen für die Praxis

- Moderates Durchforsten dichter Wälder mit Belassung einiger Altbäume kann die biologische Vielfalt und die Bildung von Fruchtkörpern der Mykorrhizapilze fördern.
- Kahlschlag sollte vermieden werden.
- Bei starker Durchforstung sollten alte Überhälter belassen werden, um eine schnelle Entwicklung des Mykorrhizanetzwerks und dessen Diversität zu gewährleisten. Dies vergrößert die erfolgreiche Ansiedlung von Jungpflanzen und die natürliche Waldverjüngung.
- Große Sorgfalt sollte nach Windwurf stehengebliebenen Einzelbäumen und bestehenden Jungpflanzen geschenkt werden, als Schutz- und Ausgangsort für die Wiederherstellung von Mykorrhizanetzwerken.
- Die Vielfalt von Baumarten und -altersklassen erhöht auch die Vielfalt der Mykorrhizapilze.
- Die Stickstoffdüngung sollte im Wald minimiert werden.

## Literaturverzeichnis

- Babikova, Z., Gilbert, L., Bruce, T.J.A., Birkett, M., Caulfield, J. C., Woodcock, C., Pickett, J. A. und Johnson, D. 2013.** Underground signals carried through common mycelial networks warn neighbouring plants of aphid attack. *Ecology Letters* 16(7): 835–843.
- Bahram, M., Pölme, S., Köljalg, U. und Tederso, L. 2011.** A single European aspen (*Populus tremula*) tree individual may potentially harbour dozens of *Cenococcum geophilum* ITS genotypes and hundreds of species of ectomycorrhizal fungi. *Fems Microbiology Ecology* 75:313–320.
- Buée, M., Courty, P. E., Mignot, D. und Garbaye, J. 2007.** Soil niche effect on species diversity and catabolic activities in an ectomycorrhizal fungal community. *Soil Biology and Biochemistry* 39:1947–1955.
- Buée, M., Vairelles, D. und Garbaye, J. 2005.** Year-round monitoring of diversity and potential metabolic activity of the ectomycorrhizal community in a beech (*Fagus sylvatica*) forest subjected to two thinning regimes. *Mycorrhiza* 15:235–245.
- Büntgen, U., Peter, M., Kauserud, H. und Egli, S. 2013.** Unraveling environmental drivers of a recent increase in Swiss fungi fruiting. *Global Change Biology* 19(9):2609–2928.
- Coince, A., Caël, O., Bach, C., Lengellé, J., Cruaud, C., Gavory, F., Morin, E., Murat, C., Marçais, B. und Buée, M. 2013.** Below-ground fine-scale distribution and soil versus fine root detection of fungal and soil oomycete communities in a French beech forest. *Fungal Ecology* 6:223–235.
- Courty, P.-E., Buée, M., Diedhiou, A.G., Frey-Klett, P., Le Tacon, F., Rineau, F., Turpault, M.-P., Uroz, S. und Garbaye, J. 2010.** The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: New perspectives and emerging concepts. *Soil Biology and Biochemistry* 42:679–698.
- Cox, F., Barsoum, N., Lilleskov, E. A. und Bidartondo, M.I. 2010.** Beitrag: Nitrogen availability is a primary determinant of conifer mycorrhizas across complex environmental gradients. *Ecology Letters* 13:1103–1113.

- Dahlberg, A. 2001.** Community ecology of ectomycorrhizal fungi: an advancing interdisciplinary field. *New Phytologist* 150:555–562.
- Egli, S., Ayer, F., Peter, M., Eilmann, B. und Rigling, A. 2010.** Is forest mushroom productivity driven by tree growth? Results from a thinning experiment. *Annals of Forest Science* 67.
- Gillet, F., Peter, M., Ayer, F., Bütler, R. und Egli, S. 2010.** Long-term dynamics of aboveground fungal communities in a subalpine Norway spruce forest under elevated nitrogen input. *Oecologia* 164:499–510.
- Horton, T. und Bruns, T. D. 2001.** The molecular revolution in the ectomycorrhizal ecology: peering into the black-box. *Molecular Ecology* 10:1855–1871.
- Hutter, S., Egli, S., Maire, R., Garbaye, J., Peter, M.** In Vorbereitung Enzyme activities show a stronger dependency on ectomycorrhizal fungal types than on long-term nitrogen addition and season in a spruce forest.
- Jones, M. D., Phillips, L.A., Treu, R., Ward, V. und Berch, S.M. 2012.** Functional responses of ectomycorrhizal fungal communities to long-term fertilization of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud. var. *latifolia* Engelm.) stands in central British Columbia. *Applied Soil Ecology* 60:29–40.
- Jones, M. D., Twieg, B. D., Ward, V., Barker, J., Durall, D. M. und Simard, S. W. 2010.** Functional complementarity of Douglas-fir ectomycorrhizas for extracellular enzyme activity after wildfire or clearcut logging. *Functional Ecology* 24:1139–1151.
- Kipfer, T., Wohlgemuth, T., Van Der Heijden, M. G. A., Ghazoul, J. und Egli, S. 2012.** Growth response of drought-stressed *Pinus sylvestris* seedlings to single- and multi-species inoculation with ectomycorrhizal fungi. *PLoS ONE* 7, e35275.
- Lilleskov, E.A., Hobbie, E.A. und Horton, T.R. 2011.** Conservation of ectomycorrhizal fungi: exploring the linkages between functional and taxonomic responses to anthropogenic N deposition. *Fungal Ecology* 4:174–183.
- Peter, M., Ayer, F. und Egli, S. 2001.** Nitrogen addition in a Norway spruce stand altered macrofungi sporocarp production and below-ground ectomycorrhizal species composition. *New Phytologist* 149:311–325.
- Pickles, B.J., Egger, K.N., Massicotte, H.B. und Green, D.S. 2012.** Ectomycorrhizas and climate change. *Fungal Ecology* 5:73–84.
- Pritsch, K. und Garbaye, J. 2011.** Enzyme secretion by ECM fungi and exploitation of mineral nutrients from soil organic matter. *Annals of Forest Science* 68:25–32.
- Rineau, F. und Courty, P.-E. 2011.** Secreted enzymatic activities of ectomycorrhizal fungi as a case study of functional diversity and functional redundancy. *Annals of Forest Science* 68:69–80.
- Simard, S. und Austin, M. 2010.** The role of mycorrhizas in forest soil stability with climate change. In: Simard, S. (Hrsg.) *Climate change and variability*. <http://www.intechopen.com/books/climatechange-and-variability/the-role-of-mycorrhizas-in-forest-soilstability-with-climate-change>.
- Simard, S.W., Beiler, K.J., Bingham, M.A., Deslippe, J.R., Philip, L.J. und Teste, F.P. 2012.** Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* 26:39–60.
- Smith, S.E. und Read, D.J. 2008** *Mycorrhizal symbiosis*, London, Academic press.
- Tedersoo, L., May, T. und Smith, M. 2010.** Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution of phylogenetic lineages. *Mycorrhiza* 20:217–263.
- Teste, F., Lieffers, V. und Strelkov, S. 2012.** Ectomycorrhizal community responses to intensive forest management: thinning alters impacts of fertilization. *Plant and Soil* 360:333–347.
- Twieg, B.D., Durall, D.M. und Simard, S.W. 2007.** Ectomycorrhizal fungal succession in mixed temperate forests. *New Phytologist* 176:437–447.
- Van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. und Sanders, I.R. 1998.** Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69–72.



## 3.5 Flechten: sensible Indikatoren für Veränderungen in Wäldern

*Juri Nascimbene, Anna-Liisa Ylisirniö, Juha Pykälä und Paolo Giordani*

**Flechten sind ein artenreicher Bestandteil der Waldbiota und spielen eine wichtige Rolle in Waldökosystemen.**

Flechten sind Organismen, die aus einer symbiotischen Lebensgemeinschaft zwischen einem Pilz und einem Partner bestehen, der in der Lage ist, Photosynthese zu betreiben und entweder eine Grünalge oder ein Cyanobakterium sein kann. Sie stellen eine artenreiche Komponente der Waldbiota dar, die auf vielen Substraten vorkommen, einschließlich Bäumen, nacktem Fels und anderen freiliegenden Bodenoberflächen. Epiphytische Flechten, die auf Baumstämmen oder Ästen vorkommen, spielen eine wichtige Rolle in der Ökosystemfunktionalität des Waldes (Ellis 2012). Generell können Flechten den Wasserhaushalt durch die Rückhaltung von Niederschlägen im Kronendach beeinflussen. Außerdem wirken Cyanobakterien-Flechten auf den Nährstoffkreislauf ein, indem sie Stickstoff aus der Atmosphäre binden. Sie sind ein essentieller Bestandteil der Nahrungsnetze in Wäldern; sie erhöhen die Komplexität von Mikrohabitaten und die Vielfalt der wirbellosen Vertreter der Waldfauna, welche wiederum vielen Vogelarten als Nahrung dienen.

Die Physiologie der Flechten ist eng gekoppelt an Umgebungsfeuchte, Temperatur und Lichtverhältnisse. Entsprechend ist deren geographische Verbreitung mit klimatischen Gradienten assoziiert. Zahlreiche Flechten sind Habitatspezialisten mit ganz bestimmten Mikro- und Makrohabitananforderungen. Die meisten epiphytischen Flechten bevorzugen halbschattige Bedingungen (natürliche Primär- oder Altwälder sind häufig weniger beschattet als bewirtschaftete Wälder) und viele reagieren sensibel auf abrupte Veränderungen der Lichtverhältnisse. Einige Epiphyten sind auf schattige Lebensräume angewiesen und daher sehr empfindlich gegen direkte Sonneneinstrahlung. Die meisten Flechten reagieren auch auf Luftverschmutzung sensibel (Schwefeldioxid- und Stickstoffeinträge), was den Artenreichtum und die Zusammensetzung der Waldflechten entscheidend beeinflusst. Um kritische Belastungsgrenzen für Stickstoffeinträge in den Waldökosystemen Europas und Nordamerikas festzusetzen, wurde kürzlich die Vielfalt funktioneller Gruppen epiphytischer Flechten als Indikator verwendet. Neben dem Klima und der Luftverschmutzung ist das Waldmanagement eine wichtige direkte Kontrolle für die Vielfalt der epiphytischen Flechten im Ökosystem Wald (Aragón et al. 2010, Johansson 2008, Nascimbene et al. 2013). Die Diversität der Epiphyten ist abhängig von der Struktur und der Dynamik des Waldes. Viele für ihre Verbreitung, Etablierung und Erhaltung relevante Umweltfaktoren werden von der Waldwirtschaft beeinflusst. Untersuchungen zur Vielfalt der Flechten zeigen ganz deutlich durch die Waldbewirtschaftung verursachte dramatische Verluste von Arten in den gemäßigten und borealen Wäldern Europas (beispielsweise Hauck et al. 2013). Die wichtigsten negativen Effekte der Waldbewirtschaftung stehen in Zusammenhang mit einem Mangel an Altbäumen, kurzen Umtriebszeiten, zu hohem Überschirmungsgrad oder zu starker, direkter Lichtexposition in der Endphase der Umtriebszeiten.

Substratmangel, insbesondere für Totholz bewohnende Arten, Verringerung der Strukturvielfalt, mangelnde Waldkontinuität und Fragmentierung der Wälder sind weitere Faktoren, die sich negativ auf die Vielfalt waldbewohnender Flechten auswirken (Nascimbene et al. 2013). Zusätzliche negative Einwirkungen werden verursacht durch Randeffekte (d. h. Veränderungen der Umgebungsbedingungen eines Bestandes aufgrund Rodung eines angrenzenden Waldstücks) und großflächige Trockenlegungen, die die Luftfeuchte und den Feuchtigkeitsgehalt an der Stammbasis von Bäumen und an Baumstämmen verringern (Hauck et al. 2013).



**Abb. 60.** Die echte Lungenflechte *Lobaria pulmonaria* ist eine leicht zu identifizierende epiphytische Makroflechte, die hauptsächlich auf Laubbäumen wächst. Das Auftreten dieser Art ist ein Indikator für eine hohe Vielfalt epiphytischer Flechten in einem Bestand. Foto: J. Nascimbene.



**Abb. 61.** Der Thallus (auch Lager genannt) von *Lobaria pulmonaria* kann bis zu einem Durchmesser von 20-30 cm heranwachsen. Foto: J. Nascimbene.

► **Baumalter, Bestandskontinuität und Zusammensetzung der Baumarten zählen zu den Hauptfaktoren, welche die Verteilung von Waldflechten beeinflussen.**

Epiphytische Flechten sind langsam wachsende Organismen, die unter natürlichen Bedingungen an das Störungsregime von Wäldern angepasst sind. Ihre Vielfalt nimmt mit steigendem Alter der Bäume zu, was besonders seltene und bedrohte (Rote-Liste-) Arten sowie Arten der späten Sukzessionsphasen begünstigt (Ellis 2012). Unter natürlichen Bedingungen entsteht durch Störungen wie Waldbrände und Stürme ein Mosaik von Beständen in unterschiedlichen Regenerationsstadien und variablen Strukturformen mit Bäumen unterschiedlicher Art und Alters. In bewirtschafteten Wäldern entspricht das Alter des Waldes häufig dem Alter der Bäume und die feststehenden Umtriebszeiten verhindern die Etablierung alter

und großer Bäume und verringern darüber hinaus die Qualität und Heterogenität von Mikrohabitaten, Substratverfügbarkeit und Waldkontinuität, die alle wichtige Attribute für eine vielfältige Flechtenflora sind. Altbäume weisen unterschiedliche und stark strukturierte Borkenoberflächen auf und stellen zudem Mikrohabitate wie Faulhöhlen, Wuchsanomalien und Moosschichten. Des Weiteren begünstigen große Altbäume die Ansiedlung von Arten mit limitierter Verbreitungsfähigkeit, die so mehr Zeit für ihre Ansiedlung haben und von einer größeren Oberflächenverfügbarkeit und stabileren Substratbedingungen profitieren. Hinzu kommt, dass Altbestände über vielfältigere Strukturen verfügen und unterschiedliche Arten von Substraten für spezialisierte Flechten bieten, wie z. B. Totholz, das in Wirtschaftswäldern im Allgemeinen eher selten anzutreffen ist.

Viele Flechten kommen ausschließlich auf Totholz vor und haben unterschiedliche ökologische Anforderungen, was Zersetzungsstadium und Art des Totholzes angeht. Das Belassen von liegendem und stehendem Totholz in wirtschaftlich genutzten Wäldern ist daher die effektivste Maßnahme zur Lebensraumverbesserung für auf Totholz lebende Flechten. Epiphytische Flechten sind abhängig von Wirtsbaumarten (obwohl eher wenige auf eine spezielle Wirtsbaumart beschränkt sind), wobei dies hauptsächlich mit den artspezifischen Unterschieden der chemischen (z.B. pH-Wert) und physischen (z. B. Textur) Eigenschaften der Rinde zusammenhängt. Die Bedeutung von Wirtsbaumarten spiegelt sich darin wider, dass die Zusammensetzung der Baumarten die Flechtendiversität auf Waldebene sehr stark beeinflusst. Demzufolge ist die Erhaltung der Vielfalt der einheimischen Baumarten in Mischwäldern eine der häufigsten Managementempfehlungen zur Verbesserung der Diversität von Flechten (siehe Exkurs 32).

► *Frühere Waldbewirtschaftung und Landschaftskontext beeinflussen großräumige regionale Prozesse epiphytischer Flechten-Metapopulationen.*

Auf lokaler Ebene ist die Langlebigkeit einer bestimmten Art das Ergebnis einer Aussterbe- und Kolonisierungsdynamik. Diese wird beeinflusst durch die Verfügbarkeit von Flechtendiasporen (reproduktive Organe) in der umliegenden Landschaft und durch die Konnektivität verfügbarer Habitate. Darüber hinaus liefern Studien, die die Rolle der früheren Bewirtschaftung untersucht haben, Hinweise auf eine Aussterbeschuld für epiphytische Flechten, d. h. Arten verzeichnen nach einer Habitatzerstörung möglicherweise ein zeitlich verzögertes Aussterben. Diese Perspektive unterstreicht die Bedeutung der früheren Waldbewirtschaftung und erklärt aktuelle Verbreitungsmuster der Flechten. Der Verlust von Habitaten und deren Fragmentierung sind dabei die entscheidenden Faktoren. Deshalb zählen eine Vergrößerung des Waldflächenanteils rund um artenreiche Standorte und eine Verringerung der Waldfragmentierung bei gleichzeitiger Schaffung eines Netzwerks stillgelegter Bestände zu den wichtigsten Vorschlägen zur Verbesserung der Erhaltung von Flechten in produktiven Waldlandschaften (siehe Exkurs 32).



**Abb. 62.** Waldbestand mit einer hohen Diversität epiphytischer Flechten und Moose. Foto: J. Nascimbene.

### Exkurs 32. Empfehlungen für die Praxis

- Identifizierung und Schutz geeigneter Schlüsselhabitats und Waldschutzgebiete (Waldstandorte, die für Vorkommen und Verbreitung bestimmter Arten entscheidend sind, bzw. Flächen, die von Rote-Liste-Arten, Indikatorarten und Strukturelementen gekennzeichnet sind). Studien zu solchen Waldstandorten deuten eine effektive Mindestgröße der jeweiligen Waldfläche von einem bis zehn Hektar an.
- Verbesserung der Habitatqualität für Flechten durch die Schaffung eines Netzwerks stillgelegter Flächen rund um Waldstandorte mit wichtigen Habitatmerkmalen und andere wertvolle Habitats.
- Erhaltung großer Altbäume/Habitatsbäume in Wirtschaftswäldern.
- Erhaltung und Wiederherstellung einer gemischten Baumartenzusammensetzung in Wirtschaftswäldern.
- Nachahmung des natürlichen Störungsregimes bei der Bewirtschaftung der Wälder. So sollte beispielsweise in Wäldern der gemäßigten Zone die Dauerwaldbewirtschaftung (z. B. plenterartige Eingriffe) dem Kahlschlag und der Bewirtschaftung durch Schirmschlag vorgezogen werden.
- Ausdehnung der Umtriebszeiten (auf 100–300 Jahre).
- Schaffung von Öffnungen im Kronendach für lichtbedürftige Arten sowie die Erhaltung und Wiederherstellung von Waldweiden.
- Belassung von Gruppen lebender Retentionsbäume in Wirtschaftswäldern zur Gewährleistung der Substratkontinuität. Es hat sich gezeigt, dass in Gruppen stehende Retentionsbäume besser für die Erhaltung der Flechtenvielfalt geeignet sind als Solitär-bäume.
- Belassung von Totholz in Form von Baumstämmen, -stümpfen und Retentionsbäumen für Totholz bewohnende Arten.
- Vermeidung von Entwässerungen und Wiederherstellung von Auwäldern.
- Senkung der Fragmentierung von Beständen auf ein Minimum.

- Schaffung von Randbereichen inklusive der Einrichtung von Pufferzonen rings um die einzelnen Waldbereiche.
- Landschaftsplanerische Maßnahmen sollten in die Waldbewirtschaftung mit einbezogen werden, um die Voraussetzungen zu schaffen, Altholzinseln über Korridore und Trittsteine zu verbinden und dadurch den Artenpool und die Verbreitung der Arten zu gewährleisten.

► *Einzelstammweise Holznutzung sollte Schirmschlag- oder Kahlschlagmethoden gegenüber vorgezogen werden.*

Im Allgemeinen hängt eine größere Flechtenvielfalt mit einer geringeren Bewirtschaftungsintensität zusammen, wenn auch in einigen Fällen in nicht intensiv bewirtschafteten Wäldern sogar bessere Voraussetzungen für epiphytische Flechten herrschen mögen als in Wäldern, die erst vor Kurzem der Natur überlassen wurden. Mehrere Untersuchungen weisen darauf hin, dass eine einzelstammweise Nutzung des Holzes weniger schädlich für Waldflechten ist als Schirmschlag- oder Kahlschlagwirtschaft (Nascimbene et al. 2013). Dies hängt jedoch davon ab, wie der selektive Holzeinschlag durchgeführt wird, d. h. wenn Altbäume entnommen werden, kann die einzelstammweise Holznutzung ähnlich negative Folgen haben wie Kahlschlag. Der Vorteil von plenterartigen Eingriffen hängt offensichtlich mit der langfristigen Beständigkeit des Kronendachs und dem Vorhandensein von Altbäumen zusammen. Dennoch haben die meisten Flechten in den gemäßigten Wäldern Europas ein Optimum bei mittleren Lichtverhältnissen und meiden sowohl direkte Sonneneinstrahlung als auch tiefen Schatten, was darauf hinweist, dass auch ein zu großer Überschirmungsgrad vermieden werden sollte. Im Rahmen von Schirmschlagsystemen werden die Verlängerung der Umtriebszeiten und das Belassen von Altbaumgruppen vorgeschlagen, um negative Auswirkungen der intensiven Forstwirtschaft abzumildern.

► *Wertvolle naturnahe Waldstandorte sollten identifiziert und erhalten werden.*

Allerdings gibt es zahlreiche Flechtenarten, die selbst in extensiv bewirtschafteten Wäldern mit verlängerten Umtriebszeiten nicht bestehen können. Verschiedene Studien unterstreichen die Notwendigkeit, Altholzinseln zu erhalten und die zunehmende Fragmentierung des Waldes aufzuhalten bzw. zu verringern, indem ein Netzwerk stillgelegter Flächen geschaffen wird, die als Refugien und Ausbreitungsquelle für Waldarten dienen. Leider kann es jedoch sein, dass die Wiederherstellung wichtiger Lebensräume ohne die effektive Erhaltung von Wäldern mit bestehendem hohem Naturschutzwert dennoch nicht erfolgreich gelingt, da sich geeignete Habitatbedingungen für bspw. Rote-Liste-Flechten häufig erst nach sehr langen Zeiträumen einstellen (dies kann sogar mehrere hundert Jahre in Anspruch nehmen). Einigen Arten wird es auch in geeigneten Habitaten, die nach einer Periode des Verzichts auf Holzeinschlag verfügbar sind, nicht mehr möglich sein, sich wieder anzusiedeln, da durch

deren Rückgang auf großer Skala alle Quellen für Diasporen in einem weiten geographischen Umfeld eliminiert wurden (Hauck et al. 2013). Und zum Dritten wird die erfolgreiche Etablierung von Flechten in neu zur Verfügung stehenden Habitaten möglicherweise durch die Luftverschmutzung eingeschränkt. Aus diesen Gründen sollte die Identifizierung und der Schutz von Beständen mit hoher Priorität (z. B. Bestände mit Rote-Liste-Arten und artenreichen Flechtengemeinschaften), die als Diasporen-Quelle für umliegende Wälder dienen könnten, seitens der Waldbewirtschaftler unbedingt gefördert werden. Untersuchungen haben gezeigt, dass sich auf der Roten Liste stehende und seltene Flechten sehr stark auf bestimmte Habitat-typen und Strukturelemente des Waldes (sog. „Hotspots“) konzentrieren. Die Identifizierung solcher wichtiger Waldstandorte könnte auch durch die Verwendung ausgewählter Indikatorarten, wie etwa der großen Blattflechte *Lobaria pulmonaria*, erreicht werden (Nascimbene et al. 2010; siehe Exkurs 33).

### **Exkurs 33. *Lobaria pulmonaria*, eine Indikatorart für wertvolle Waldhabitate**

*Lobaria pulmonaria* ist eine Makroflechte mit Grünalgen als Hauptphotobionten und stickstoffbindenden Cyanobakterien in ihren internen Cephalodien. Der Thallus ist blattförmig, stark gelappt und hat nicht selten einen Durchmesser von 20–30 cm und mehr. Strategien zur Reproduktion sind hauptsächlich vegetativer Art und bilden Flechtenstrukturen, während die Fruchtkörper des Mykobionten nur selten ausgebildet werden. Eine Generation dauert ungefähr 30 Jahre. Die Echte Lungenflechte *Lobaria pulmonaria* kommt in verschiedenen Waldtypen vor, hauptsächlich in von Buchen, Eichen und Kastanien dominierten Wäldern, und siedelt sich meist auf Laubbäumen wie Buche, Esche, Espe, Eiche und Kastanie an, seltener auf Nadelbäumen wie z. B. der Weißtanne. Als Folge von Luftverschmutzung und intensiver Waldbewirtschaftung hat sie in ganz Europa einen starken Rückgang zu verzeichnen und wird aktuell in mehreren europäischen Ländern auf der Roten Liste geführt. Mehrere Studien bestätigen ihre Eignung als Indikator für die Diversität der Flechten und für Standorte, die sensible und seltene Arten mit ähnlichen ökologischen Anforderungen, wie z. B. viele Cyanoflechten, beherbergen. Der Nutzen dieser leicht zu identifizierenden Flechte, die in verschiedenen Waldtypen in ganz Europa verbreitet ist, sollte im Sinne einer schnellen Beurteilung von Waldbewirtschaftern überprüft werden, um schützenswerte Standorte für den Erhalt von Flechten zu identifizieren.

Um die negativen Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf Flechten zu mildern, wurden verschiedene Methoden vorgeschlagen (Exkurs 32.). Diese können in zwei Hauptgruppen unterteilt werden. Die erste Gruppe beinhaltet Methoden zur Erhaltung und Wiederherstellung von Waldgebieten, die eine hohe Habitatqualität für Flechten aufweisen (z. B. naturnahe Waldstandorte). Zur zweiten Gruppe zählen waldbauliche Methoden, die weniger schädlich für die Habitatqualität von Flechten in Wirtschaftswäldern sind, wie z. B. plenterartige Eingriffe (einzelstammweise Nutzung) oder Verlängerung der Umtriebszeiten, die Belassung von sogenannten Retentionsbäumen oder die Schaffung von Lücken im Kronendach für lichtbedürftige Arten.

## Literaturverzeichnis

- Aragón, G., Martínez, I., Izquierdo, P., Belinchón, R. und Escudero, A. 2010.** *Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. Applied Vegetation Science* 13:183–194.
- Hauck, M., de Bruyn, U. und Leuschner, C. 2013.** *Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. Biological Conservation* 157:136–145.
- Johansson, P. 2008.** *Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. Biological Conservation* 141:1933–1944.
- Ellis, C.J. 2012.** *Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:131–152.
- Nascimbene, J., Brunialti, G., Ravera, S., Frati, L. und Caniglia, G. 2010.** *Testing *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. as an indicator of lichen conservation importance of Italian forests. Ecological Indicators* 10:353–360.
- Nascimbene, J., Thor, G. und Nimis, P.L. 2013.** *Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. Forest Ecology and Management* 298: 27–38.



## 3.6 Spinnen im Ökosystem Wald

Anne Oxbrough und Tim Ziesche

**Spinnen stellen eine Schlüsselkomponente in Waldökosystemen dar. Sie nehmen eine einzigartige Stellung in den Nahrungsnetzen ein, sowohl in der Rolle der Räuber als auch der Beutetiere.**

Spinnen stellen eine Schlüsselkomponente in Waldökosystemen dar und nehmen eine einzigartige Stellung in den Nahrungsnetzen ein. Als Prädatoren erfüllen sie eine wichtige Aufgabe in der Regulierung von Wirbellosen, die eine schädigende Populationsdichte etablieren können. Als Beutetiere dienen sie anderen Wirbellosen und Vögeln als Nahrung. Auf diese Weise leisten sie zweifellos einen wichtigen Beitrag zum ausgeglichenen Ökosystemgefüge. Zurzeit beläuft sich der beschriebene Anteil der Spinnenfauna in Deutschland auf 992 Arten aus 38 Familien, was einem Anteil von ungefähr 25 % an der europäischen Gesamtzahl entspricht (van Helsdingen 2012). Zudem weist nahezu die Hälfte dieser Arten einen Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern auf (Blick et al. 2013). Dies zeigt ebenso, welche bedeutende Rolle einzelne Bäume wie auch ganze Wälder bei der Erhaltung der Artenvielfalt dieser wichtigen Tiere einnehmen. Spinnen werden von wechselnden Umgebungsbedingungen beeinflusst und können als Indikatoren für die Qualitätsmerkmale eines Lebensraums herangezogen werden (Wise 1993). Sie sind eine der am häufigsten anzutreffenden Gruppen der terrestrischen (landlebenden) Schädlingsantagonisten und können zudem mittels relativ einfacher Methoden wie den Bodenfallen (kleine, im Boden versenkte Kunststoffbecher) erfasst werden. Darüber hinaus sind sie für den europäischen Raum taxonomisch außerordentlich gut beschrieben.

In Waldökosystemen haben Spinnen den zusätzlichen Vorteil, alle räumlichen Schichten, von der Streuschicht bis zum Kronendach, besiedeln zu können. Dabei unterscheidet sich bei dieser dreidimensionalen Raumnutzung über alle Schichten des Waldes hinweg beispielsweise die Fauna am Waldboden maßgeblich von der in der Krone. Außerdem sind Spinnen ökologisch gut erforscht und können entsprechend ihren Jagdstrategien in Gilden (eine Gruppe von Arten, die auf ähnliche Weise Ressourcen nutzt) zusammengefasst werden (z. B. Jagdspinnen, Lauerjäger, verschiedene Arten von Webspinnen), was zusätzliche Auskunft über die Habitatnutzung der Arten gibt.

**Die Vielfalt der Spinnen wird stark von Unterschieden in der Habitatstruktur der Streu- und Vegetationsschichten vom Boden bis zum Kronendach beeinflusst.**

Die mit einem bestimmten Lebensraum assoziierte Spinnenfauna wird stark beeinflusst von „Mikrohabitat“-Strukturen, ausgeprägt durch die Bodenvegetation und Eigenschaften der Streuschicht oder auch von Totholz und der Beschaffenheit der Rinde. Über die Vorgänge, die

die Vielfalt der Spinnen im Kronendach bestimmen, ist dagegen bislang weniger bekannt (Exkurs 34). Spinnen werden außerdem von Unterschieden in den Umweltbedingungen, wie der Sonneneinstrahlung, Temperatur, Luftfeuchte und dem Wassergehalt von Boden und Streu, welche kleinräumig die Umweltbedingungen der Mikrohabitate prägen können, in ihrer Entwicklung und Verbreitung beeinflusst. So sind beispielsweise Mächtigkeit, Struktur sowie die Zusammensetzung der Streuschicht wichtig für Spinnen (Bultman und Uetz 1984). Sie prägen Substratfeuchte, pH-Wert, Strukturkomponenten und Beuteverfügbarkeit maßgeblich. Viele Spinnenarten leben in der Streuschicht und nutzen den Raum, um kleine horizontale Netze zu weben oder dem Druck durch Räuber zu entgehen.

#### **Exkurs 34. In unbekanntem Terrain: Spinnen im Kronendach des Waldes**

Kronendächer sind äußerst abwechslungsreich – was räumliche Strukturen und Umweltbedingungen betrifft – und bieten einen Lebensraum für bis zu 50 % aller lebenden Organismen (Didham und Fagan 2004). Trotz dieser Tatsache zählt das Kronendach aufgrund der Schwierigkeiten im Zugang und für die Untersuchungsmöglichkeiten des Lebensraumes zu den am wenigsten erforschten Bereichen der Wälder. Bisher wurden nur wenige Studien über die Spinnen in den Kronendächern der mitteleuropäischen Wälder durchgeführt. Einige Autoren haben jedoch in anderen Regionen nachweisen können, dass sich die Kronenfauna der gemäßigten und borealen Wälder vielfältig und spezifisch gestaltet. So bieten die Baumkronen der Nadelwälder in erster Linie einen Lebensraum für Jagdspinnen, wogegen im Kronendach der Laubwälder häufiger Webspinnen verbreitet sind (Albert 1982). Es ist bekannt, dass Spinnen sowohl das Kronendach als auch die Stammoberfläche des Baumes zur Jagd nutzen (Pinzón und Spence 2010). Dennoch weiß man erst wenig über die ökologische Rolle der Spinnengemeinschaft im obersten Stratum des Waldes, und insbesondere deren ökologische Habitatansprüche sind bisher nur unzureichend verstanden. Diese Tatsache stellt eine Herausforderung für grundsätzliche Untersuchungen zur biologischen Vielfalt der einzelnen Wälder im Gesamten dar. Dies ist eine deutliche Wissenslücke, die es zu schließen gilt.

Spinnen werden außerdem von kleinräumigen Unterschieden am Waldboden, ausgeprägt durch die Vegetation – in Kraut- und Strauchschicht, Gras- und Moosbedeckung – in ihrer Verbreitung beeinflusst (Ziesche und Roth 2008). Tatsächlich stellten McNett und Rypstra (2000) fest, dass eine höhere Pflanzenvielfalt im Allgemeinen mit einer größeren Vielfalt an Spinnen einhergeht. Dieser Zusammenhang resultiert vermutlich aus einer erhöhten strukturellen Komplexität sowie den räumlichen Voraussetzungen für Netzkonstruktionen und günstige mikroklimatische Bedingungen, begleitet von einer größeren Anzahl und Vielfalt an Beutetieren.

► *Die Spinnenfauna verändert sich deutlich im Laufe des Entwicklungszyklus eines Waldes und wird von den im Kronendach vertretenen Baumarten mitbestimmt.*

Die Spinnenfauna verändert sich deutlich im Laufe des Entwicklungszyklus eines Waldes. Dieser Zyklus beginnt nach einem Bewirtschaftungseingriff, wie z. B. dem Holzeinschlag, oder er wird von einem natürlichen Prozess, etwa Windwurf, Krankheit oder Feuer, in Gang gesetzt. In der Folge siedeln sich Jungbäume an, die jedoch noch kein geschlossenes Kronen-

bild aufweisen. Da die Sonne bis zum Boden durchdringt, zeichnet sich der Bestand durch einen hohen Lichteinfall und wärmere Bedingungen aus. Unter diesen Bedingungen gedeiht häufig eine strukturell vielfältige Boden- und Krautschicht, und Spinnenarten, welche an eher offene Lebensräume gebunden sind, können diesen jungen Wald kolonisieren (Oxbrough et al. 2005, 2010). Spinnen können aus umliegenden offenen Arealen direkt einwandern, indem sie sich am Boden bewegen oder mittels „Ballooning“ durch die Luft transportieren lassen. Letztere Strategie erlaubt es ihnen, sehr viel größere Entfernungen zu überwinden (Exkurs 35). In diesem frühen Stadium des Waldes entwickelt sich die Vegetation der Boden- und Krautschicht, wovon eine ganze Reihe von Arten profitieren, insbesondere die Webspinnen. Auch aktive Räuber wie die aus der Familie der Lycosiden (Wolfspinnen) sind in der Lage, ihren Vorteil aus den warmen und sonnigen Bedingungen zu ziehen.

Während die Bäume heranwachsen und sich das Kronendach allmählich schließt, werden die Bedingungen schattiger. Dies hat Auswirkungen auf die lichtbedürftige Krautschicht und kann zu Änderungen in Zusammensetzung und Bedeckungsgrad der Pflanzendecke am Waldboden führen. Zudem häufen sich Streuschichten an, was den Humusgehalt der oberen organischen Bodenschichten begünstigt. In diesem Stadium beginnt der Anteil der Offenlandarten zurückzugehen, während die Artenvielfalt insgesamt durch die neu einsetzende Zuwanderung und Förderung der Waldarten aus nahegelegenen Waldgebieten oder durch „Ballooning“ (Oxbrough et al. 2005, 2010) bestehen bleibt. Die Spinnenarten können von solchen Strukturen profitieren, die durch anwachsende Streuschichten (Bultman und Uetz 1982) oder die Kraut- und Strauchschichten entstehen (Pearce et al. 2004). In den fortgeschrittenen Stadien der Waldentwicklung schließen und entwickeln sich Kronendach und Unterwuchsvegetation. In den Baumkronen siedeln sich netzbauende Waldarten und auf der Rinde der Bäume aktive Jäger an (Buddle et al. 2006, Pinzón und Spence 2010). Die Diversität der Spinnen, insbesondere die von Waldspezialisten, steigt im Allgemeinen ebenso mit zunehmendem Alter des Waldes (Oxbrough et al. 2005, Buddle et al. 2006). In sehr alten Beständen hingegen kann die Artenvielfalt über sich verlangsamende Prozesse und abnehmende Ressourcenverfügbarkeit allerdings wieder zurückgehen (Begon et al. 1998). Dennoch besiedeln nach der Entstehung von Lücken im Kronendach zuweilen Offenlandarten den Waldboden (Oxbrough et al. 2006, Paradis und Work 2011).

### **Exkurs 35. Die Verbreitung von Spinnen durch Ballooning**

Spinnen sind in der Lage, neue Lebensräume mittels Ballooning zu besiedeln. Bei diesem Vorgang klettern die Spinnen in der Vegetation bis zu einem exponierten Punkt, um über einen seidigen Flugfaden (dieser wird über die Spinndrüsen am Ende des Hinterleibs produziert) vom Wind erfasst und durch die Luft transportiert zu werden. Dies ist eine passive Verbreitungsmethode, welche von den lokalen Windbedingungen abhängt und somit keine zielgerichtete Bewegung zulässt. Dennoch ermöglicht ihnen das Ballooning, mehrere Dutzend oder gar Hunderte von Metern zurücklegen; so fand man mittels dieser Methode verbreitete Spinnen mitten im Ozean oder in großen Höhen und es ist bekannt, dass sie häufig die ersten Besiedler von Vulkaninseln oder frisch gestörten Habitaten sind. Viele Arten nutzen das Ballooning als Verbreitungsstrategie während des Jugendstadiums, wohingegen die meisten Arten aus der Familie der Linyphiidae (Baldachinspinnen) noch im späteren Stadium leicht genug für diese Verbreitungsstrategie sind. Linyphiiden sind kleine, typischerweise 1–4 mm große Spinnen und repräsentieren eine sehr artenreiche Familie mit mehr als 37 % Anteil an der Spinnenfauna Deutschlands (van Helsdingen 2012).

Die Baumartenzusammensetzung sowie die Alters- und räumliche Struktur des Kronendachs haben einen wesentlichen Einfluss auf die Artengemeinschaft der Spinnen im Bestand, was ganz besonders deutlich im Vergleich von Nadel- und Laubwäldern zum Tragen kommt (Oxbrough et al. 2005, Ziesche und Roth 2008). So unterscheiden sich beispielsweise die blattrreichen Streuschichten der Laubwälder in ihrer Struktur und ihren spezifischen Eigenschaften deutlich von der Nadelstreu. Diese grundsätzlichen Unterschiede in der Komplexität der Streu haben einen Einfluss auf die Artenvielfalt der Spinnen und die Verfügbarkeit potenzieller Beutetiere (Uetz 1991). Ebenso wird die Vegetation am Waldboden (Kraut- und Strauchschicht) von der Beschaffenheit und der Dichte des Kronenraumes beeinflusst. Nadelwälder weisen zum Beispiel das ganze Jahr über eine Überschirmung auf und begünstigen so möglicherweise andere Pflanzengesellschaften in der Boden- und Krautschicht als Laubbaumbestände. Es ist bekannt, dass diese Unterschiede in der Beschaffenheit der Lebensräume von Nadel- und Laubwäldern die Vielfalt der Spinnen maßgeblich mitbestimmen können (Oxbrough et al. 2005).

Ungestörte Bestände der reifen Entwicklungsphasen, einschließlich Altbeständen mit beginnender Zerfallsphase, werden zunehmend seltener. Im Allgemeinen gelten sie als bedeutsame Zentren der Biodiversität und sind außerordentlich wichtig für den Erhalt einer charakteristischen walddtypischen Flora und Fauna (Meyer et al. 2011). Von diesen Beständen können Wiederbesiedlungen nahegelegener gestörter Waldflächen ausgehen, was den Erhalt einer walddartengeprägten Vielfalt der umliegenden Wirtschaftswälder begünstigt (Ziesche et al. 2011). Ein großer Teil der walddtypischen Arten tritt auch in einer Reihe von weithin präsenten Bestandstypen der Wirtschaftswälder auf. Diese Arten zeigen sich weniger anfällig für Störungen durch forstliche Eingriffe, z. B. durch selektive Entnahme von konkurrenzschwachen Bäumen im Dauerwald (engl.: continuous cover forestry, CCF). Allerdings reagieren andere Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in ungestörten Beständen (Willett 2001) bis hin zu Arten, die an ungestörte Altbestände gebunden sind, anfälliger und werden selbst durch einzelstammweise Nutzung beeinträchtigt (Halaj et al. 2008, Pinzón et al. 2012).



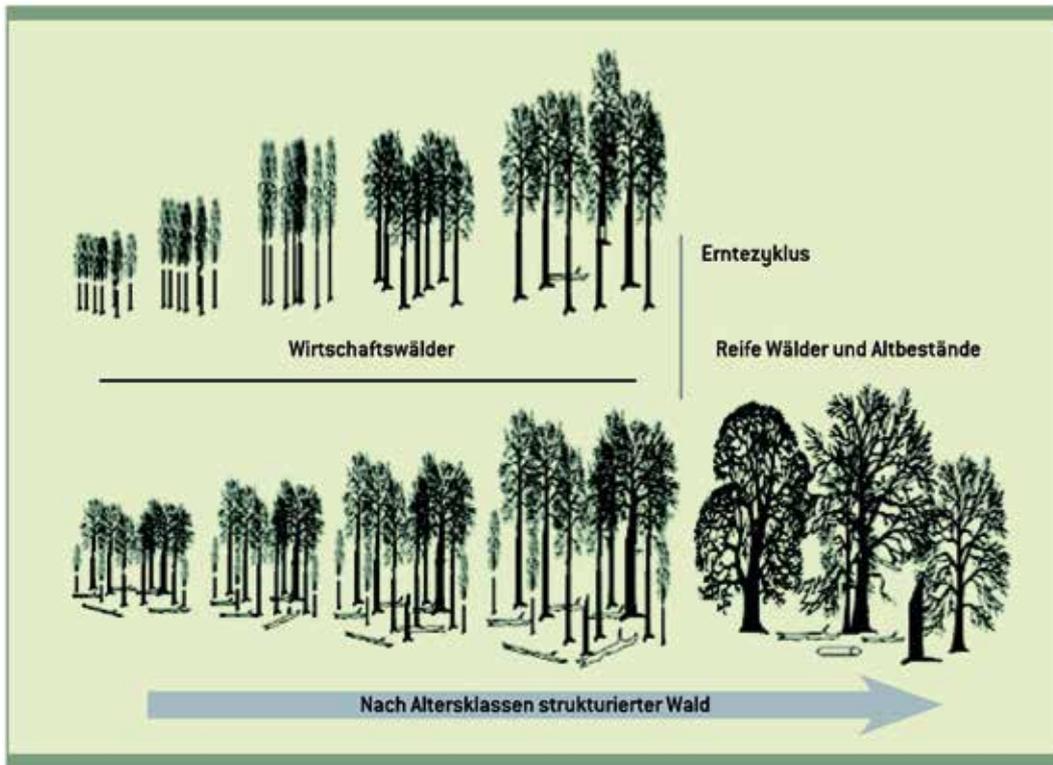
**Abb. 63.** Eine vom Waldboden bis zum Kronendach reichende kleinräumige Strukturvielfalt fördert eine artenreiche Spinnengemeinschaft. Fotos: T. Ziesche.

► *Baumbewohnende Spinnen werden sowohl von Prozessen auf Bestands- und Landschaftsebene gesteuert als auch von solchen, die sich auf kleinen räumlichen Ebenen abspielen (z. B. in Mikrohabitaten).*

Intensive Waldbewirtschaftung verringert die Heterogenität der Lebensräume in kleinräumig betrachteten Maßstäben (z. B. innerhalb der Merkmale von Mikrohabitaten) wie auch im Großen auf Bestands- und Landschaftsebene (z. B. Reduzierung der Altersklassen oder der Baumartenvielfalt im Kronendach) und führt somit zu einheitlicheren Strukturen. Da Spinnen von einer Vielzahl an Prozessen gesteuert werden, die über eine Reihe unterschiedlicher Größenordnungen hinweg wirken, ist es wichtig, dass die Bestrebungen der Waldbewirtschaftler darauf abzielen, die Raumstruktur der Habitate zu verbessern, und dies sowohl innerhalb als auch zwischen den einzelnen Beständen sowie über den gesamten Landschaftsraum hinweg (Exkurs 36).

Auf kleinräumiger Ebene – auf einer Skala von Metern oder weniger – innerhalb eines Bestandes profitieren Spinnengemeinschaften von abwechslungsreichen Umweltbedingungen in Streu und Bodenvegetation (Abb. 63). Solche Bedingungen können sich ebenso im Bestand grundsätzlich mit dem Abstand zum Baumstamm verändern, was eine natürliche Heterogenität in der Beschaffenheit eines Waldes aufzeigt (Ziesche und Roth 2013). In bewirtschafteten Wäldern können kleinräumige Wechsel der Habitatbedingungen gefördert werden, indem kleine Lücken im Kronendach von etwa gleichaltrigen Beständen oder insbesondere von Monokulturen geschaffen werden. Dies fördert eine bodennahe, abwechslungsreiche Vegetationsentwicklung und ermöglicht auf diese Weise einer größeren Anzahl an Arten, nebeneinander zu existieren. In Wirtschaftswäldern können diese Lücken bei Dauerwaldbewirtschaftung durch plenterartige Eingriffe oder durch die Schaffung von Rückegassen gewährleistet werden. Dennoch sollten generelle Uniformitäten in regelmäßigen Mustern aus Lücken im Kronendach vermieden werden, da Waldarten wiederum eine geschlossene Überschirmung oder störungsfreie Bedingungen bevorzugen.

Die Förderung von Mischwäldern, in denen entsprechend förderliche Bedingungen herrschen, vergrößert kleinräumig die Heterogenität in den Streuschichten. Dies hat Auswirkungen auf die Vielfalt potenzieller Beutetiere und Vegetationsstrukturen, wovon wiederum die Spinnenfauna profitieren kann. Die Artenvielfalt kann durch die Einbeziehung mehrerer Baumarten gefördert werden, da beispielsweise in Laub- und Nadelbaumbeständen unterschiedliche Zönosen gefördert werden (Oxbrough et al. 2005). Diese Strategie sollte jedoch vornehmlich für natürlicherweise in der Region auftretende Baumarten angewendet werden. Als generalistische Räuber sind Spinnen möglicherweise toleranter gegenüber nichtheimischen Baumarten als andere Gruppen der Wirbellosen. Dennoch wird das Potenzial der Spinnen zur Einnahme einer wichtigen Position als Räuber – insbesondere potenzieller Schädlingearten – in den terrestrischen Nahrungsnetzen durch eine großflächige Etablierung nichtheimischer Baumarten und den damit einhergehenden Verlust einer typischen waldspezifischen Spinnen-Fauna negativ beeinflusst (Ziesche et al. 2004).



**Abb. 64.** Die Verbesserung der strukturellen Vielfalt und die Erhöhung unterschiedlicher Baumartenanteile sind wirkungsvolle Strategien zugunsten der Spinnengemeinschaften in Wirtschaftswäldern, sowohl auf Bestands- als auch auf Landschaftsebene.

Die Anwendung von Insektiziden in einem Bestand kann sich auf nützliche Organismen, wie z. B. Spinnen, negativ auswirken, wie es für landwirtschaftliche Lebensräume nachgewiesen werden konnte (Rezac et al. 2010). Dennoch sind die Auswirkungen von Insektiziden auf waldbewohnende Spinnen und deren nachhaltiges Ausmaß wenig untersucht und sicher auch von Anwendungsart, Mittel und Häufigkeit abhängig. Des Weiteren erfordert die Rolle der Spinnen als natürlicher Regulator im Nahrungskreislauf – und somit einem ausgeglichenen Gefüge der Lebensgemeinschaften – mehr Untersuchungsraum, insbesondere in Anbetracht des erheblichen Einflusses, den sie bekannterweise in nicht-forstlichen Agrarökosystemen einnehmen (Chatterjee et al. 2009).

Naturnähe kann auf Landschaftsebene gefördert werden durch die Etablierung eines Waldspektrums, das an die Auswahl der natürlich zu erwartenden Vegetationsentwicklung (PNV) und der auftretenden Altersstadien zumindest angelehnt ist. Dazu gehören eine Reihe von Sukzessionsstadien im Waldzyklus und ein passendes Spektrum vielfältiger Baumarten, die auch unter natürlichen Bedingungen in einer bestimmten Region und einem bestimmten Klima wachsen würden. Zur natürlichen Walddynamik einer Region gehören sowohl überalterte Wälder als auch junge Bestände mit Bäumen, die das Ergebnis vorheriger Störungen, wie Krankheit oder Windwurf, präsentieren. Wo möglich, sollte dieses Variationsspektrum in der Landschaft bei der Waldbewirtschaftung berücksichtigt und zugelassen werden (Abb. 64).

### Exkurs 36. Empfehlungen für den Erhalt und die Förderung der Artenvielfalt von Spinnen in bewirtschafteten Waldökosystemen

Empfehlungen für die Praxis	Nutzen für die Biodiversität	Praktische Umsetzung – Eingliederung in die Forstpraxis
<i>Kleinräumig (innerhalb des Bestands)</i>		
Lücken im Kronendach	Arten, die in entwickelten Pflanzengesellschaften auftreten	Unregelmäßig im Bestand verteilte plenterartige Eingriffe
Bereiche mit geschlossenem Kronendach	Waldarten ausgeprägter Streuschichten	
Waldarten ausgeprägter Streuschichten	Mit einer bestimmten Baumart oder einem entsprechenden Kronendach assoziierte Arten (z. B. Nadel- oder Laubbaum)	Verjüngungs- und Wachstumsphase des Bestands
Totholz-Retention	Bietet Strukturen für Webspinnen und potenzielle Beutetiere	Plenterartige Eingriffe hinterlassen Totholz an Ort und Stelle
<i>Auf Bestandsebene (zwischen Beständen)</i>		
Vielfalt aus natürlichen Baumarten	Arten, die schwerpunktmäßig an lokalen/einheimischen Baumarten auftreten	In der Planungsphase des Waldes (Jungwuchsphase)
Erhaltung von Altbeständen und Beständen nahe der Zerfallsphase über die wirtschaftliche Umtriebszeit hinaus	Arten, die an alte und sehr alte Bestände mit typischen Sonderstrukturen gebunden sind	Auswahl während der plenterartigen Eingriffe
Struktureller Wechsel im Kronendach zur Förderung heterogener Bestandsbedingungen	Mit Mikroklima und strukturellen Parametern assoziierte Arten	Mit Mikroklima und strukturellen Parametern assoziierte Arten
Einschränkung und Optimierung des Einsatzes von Insektiziden	Nützliche Raubspinnen auf dem Waldboden und im Kronendach	Bei Insektenkalamitäten
<i>Totholz-Retention</i>		
Mosaikartige Bestandsstruktur unter Nutzung eines standort-typischen natürlichen Baumartenspektrums	Arten mit hoher Bestands- oder Baumartenbindung (Verbreitungsschwerpunkt)	In der Waldplanungsphase (einschließlich Ernteplänen):
Altersklassenspektrum von jung bis überaltert	Mit besonderen Stadien der Waldsukzession assoziierte Arten	Berücksichtigung der Standorteigenschaften (für eine räumliche Anordnung) und Herkünfte regionaler Verbreitung
Räumliche Verbindung (Konnektivität) von Inseln vergleichbaren Waldbestands	Arten mit geringer Verbreitungsfähigkeit und spezifischer Habitatbindung	

Obwohl sich Spinnen via Ballooning ansiedeln können, sind viele Arten ausschließlich auf die Fortbewegung am Boden angewiesen, wenn es darum geht, sich über einzelne Waldbestände hinweg zu verbreiten. Für diese Arten ist die Nähe zu geeigneten Habitaten der Schlüs-

sel zum Überleben. Während Dauerwaldsysteme viele Waldarten unterstützen können, ist es sehr wahrscheinlich, dass einige an Altbestände oder an überalterte störungsfreie Bestände gebundene Arten von der Vernetzung oder der Nähe zu geeigneten Lebensräumen, welche als Quelle für Arten mit speziellen Lebensansprüchen gelten, profitieren. Dies ist besonders wichtig in Anbetracht der Tatsache, dass Arten störungsfreier Lebensräume durch Ernte-eingriffe in 40–75 % der Auslesedurchforstungen beeinträchtigt werden (Halaj et al. 2008, Pinzón et al. 2012). In diesem Fall sollte bei der Formulierung von Managementplänen die Waldlandschaft als Ganzes berücksichtigt werden (Exkurs 36). Dies ist von Vorteil für Arten, die besonders sensibel auf Bewirtschaftung wie plenterartige Eingriffe bei Dauerwaldbewirtschaftung, reagieren.

## Literaturverzeichnis

- Albert, R. 1982.** *Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling 16, Freiburg (Hochschul-Verlag). 135 S.*
- Begon, M. E., Townsend, C. R. und Harper, J.L. 1998.** *Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. S. 329–355.*
- Blick, T., Finch, O., Harms, K., Kiechle, J., Kielhorn, K., Kreuels, M., Malten, A., Martin, D., Muster, C., Nährig, D., Platen, R., Rödel, I., Scheidler, M., Staudt, A. H. S. und Tolke, D. 2013.** *Rote Liste der Spinnen Deutschlands (Araneae). Naturschutz und biologische Vielfalt.*
- Buddle, C. M., Langor, D. W., Pohl, G. R. und Spence, J. R. 2006.** *Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. Biological Conservation 128:346–357.*
- Bultman, T. L. und Uetz, G. W. 1982.** *Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. Oecologia 55:34–41.*
- Bultman, T. L. und Uetz, G. W. 1984.** *Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. American Midland Naturalist 111:165–172.*
- Chatterjee, S., Isايا, M. und Venturino, E. 2009.** *Spiders as biological controllers in the agroecosystem. Journal von theoretisch Biology 258:352–362.*
- Didham, R. K. und Fagan, L. L. 2004.** *Forest Canopies In: Burley, J., Evans, J. & Youngquist, J. (Hrsg.) Encyclopedia of Forest Sciences. Academic Press. S. 68–80.*
- Halaj, J., Halpern, C. B. und Yi, H. 2008.** *Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention. Forest Ecology and Management 255: 887–900.*
- Meyer, P., Schmidt, Mar., Blick, T., Brunet, J., Dorwo, W., Hakes, W., Härdtle, W., Heinke, T., Hertel, D., Knapp, H. D., Leuschner, C., Oheimb, G. v., Otte, V. und Schmidt, W. 2011.** *Stellungnahme zu Walentowski H. et al. 2010. Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügelandes. Forstarchiv 81, 195–217. Forstarchiv 82. Jg.. S. 62–66.*
- McNett, B. und Rypstra, A. 2000.** *Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. Ecological Entomology 25:423–432.*
- Oxbrough, A., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P. S. und Smith, G. F. 2005.** *Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. Forest Ecology and Management 212:171–183.*
- Oxbrough, A., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P. S. und Kelly, T. C. 2006.** *The influence of open space on ground-dwelling spider assemblages within plantation forests. Forest Ecology and Management 237:404–417.*
- Oxbrough, A., Irwin, S., Kelly, T. C. und O'Halloran, J. 2010.** *Ground-dwelling invertebrates in reforested conifer plantations. Forest Ecology and Management 259:2111–2121.*

- Paradis, S. und Work, T. T. 2011.** Partial cutting does not maintain spider assemblages within the observed range of natural variability in Eastern Canadian black spruce forests. *Forest Ecology and Management* 262:2079–2093.
- Pearce, J. L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J. und McKenney, D. 2004.** Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation* 13:1305–1334.
- Pinzón, J. und Spence, J. 2010.** Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life-histories. *Journal of Insect Conservation* 14:439–458.
- Pinzón, J., Spence, J. R. und Langor, D. W. 2012.** Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 266:42–53.
- Rezác, M., Peka, S. und Stara, J. 2010.** The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *Biocontrol* 55:503–110.
- Uetz, G. 1991.** Habitat structure and spider foraging In: Bell, S., McCoy, E. und Mushinsky, H. (Hrsg.) *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space*. London: Chapman and Hall.
- van Helsdingen, P. J. 2012.** Araneae. In: *Fauna Europaea Datenbank (Version 2012.2)*.
- Willett, T. R. 2001.** Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged red-wood stands. *Restoration Ecology* 9:410–420.
- Wise, D. H. 1993.** *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press.
- Ziesche, T. M., Förster, G. und Roth, M. 2004.** Die Lebensraumfunktion von Wäldern für Gliederfüßer (Arthropoda): Einfluss der Baumarten und des Bestandesalters. – (Weilheim) Verlag B. Felbermeier, In: Mosandl, R. und Felbermeier, B. (Hrsg.) *Ökosystem Management* 1:27–37.
- Ziesche, T. M. und Roth, M. 2008.** Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255:738–752.
- Ziesche, T. M., Kätzler, R. und Schmidt, S. 2011.** Erarbeitung von naturschutzfachlichen Empfehlungen zur Bewirtschaftung von stabilen, artenreichen, naturnahen Eichenwäldern im Nordostdeutschen Tiefland. *BfN-Schriftenreihe; Naturschutz und biologische Vielfalt*. 204 S.
- Ziesche, T. M. und Roth, M. 2013.** Microhabitat heterogeneity in temperate forests: is distance to stems affecting ground-dwelling spider communities? *Community Ecology* 14(1):8–17.



## 3.7 Gehäuse- und Nacktschnecken als Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung

*Heike Kappes*

► *Echte Waldschnecken (Gastropoda) sind eine ergänzende Indikatorgruppe für eine große Anzahl von Biota des Waldbodens.*

Die langsame aktive Verbreitung der Schnecken in Kombination mit ihren speziellen Ansprüchen in Bezug auf Lebensraum, Nahrungsqualität und Mikroklima machen sie zu einer potentiell geeigneten Indikatorgruppe für die Analyse und Überwachung der Auswirkungen der Waldnutzung auf laubstreuersetzen Biota und für die Integrität, Stabilität und Funktionalität von Ökosystemen. Die Untersuchungsergebnisse gelten voraussichtlich auch für andere Biota des Waldbodens einschließlich Pilze, Bakterien, Protozoen, Nematoden, Regenwürmer, Bärtierchen (Tardigrada), Tausendfüßler, Hundertfüßer, Asseln, Spinnen, Springschwänze und Käfer (u. a. Dunger und Fiedler 1997 und darin enthaltene Verweise, Topp et al. 2006a, 2006b) sowie für zahlreiche Moose und Farne (Wiklund 2004, López-Barrera et al. 2007 und darin enthaltene Verweise).

Dennoch muss betont werden, dass die Anforderungen echter Waldschnecken häufig im Gegensatz zu denen vieler waldassoziierter Insekten stehen, welche wärmere und trockenere klimatische Bedingungen benötigen und bevorzugen. Letztere können gelegentlich in kleinen Waldstücken oder selbst einzelnen Habitatbäumen überleben, während echte Waldbodenarten auf eine räumliche und zeitliche Kontinuität des Waldbodens mit seinen typischen Bodencharakteristika und mikroklimatischen Eigenschaften angewiesen sind. Der Schutz dieser beiden gegensätzlichen erhaltenswerten Gruppen erfordert daher unterschiedliche Strategien. Im folgenden Beitrag konzentrieren wir uns auf echte Waldarten.

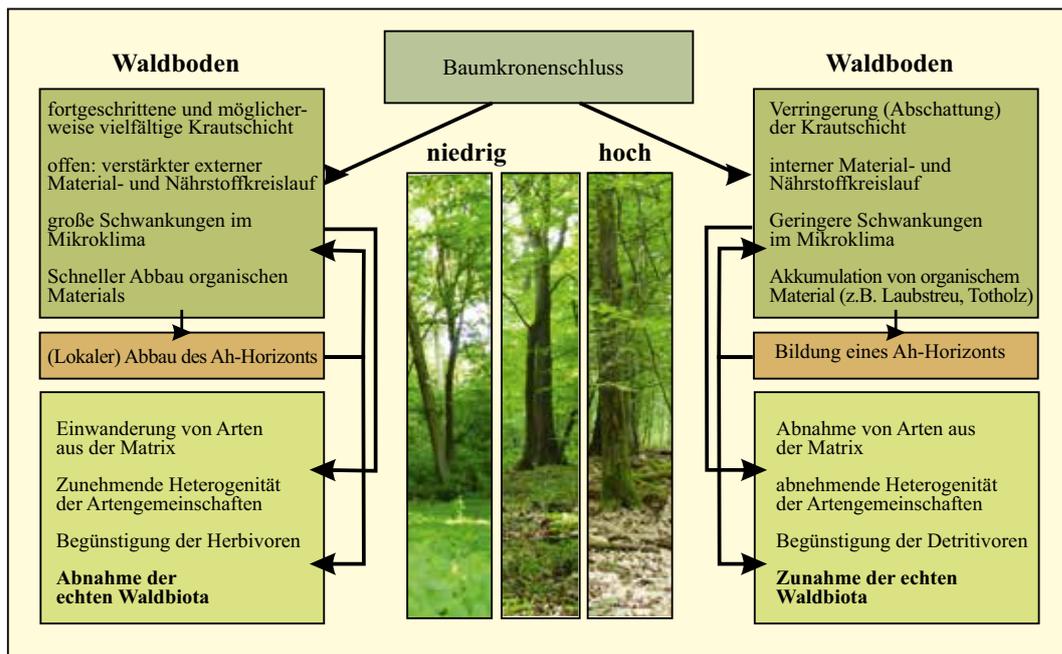
Der nachfolgende Text bezieht sich in erster Linie auf den weit verbreiteten Waldtyp der (Eichen-) Buchenwälder auf mittleren bis sauren Böden. Wo angebracht, werden die Unterschiede zwischen der atlantischen biogeographischen Region und der kontinentalen biogeographischen Region hervorgehoben.

► *Geschlossene Kronendächer schaffen ein Wald-Mikroklima und begünstigen waldbiotypische Arten.*

Wie andere Tiere reagieren auch terrestrische Schnecken sensibel auf die Qualität der Laubstreu und mikroklimatische Amplituden. Auf die große räumliche Ebene bezogen, ist die Bodenqualität der wichtigste Faktor für den Artenreichtum und den Artenwechsel von Schneckengemeinschaften; innerhalb eines bestimmten Waldes scheinen jedoch die Baumarten

und mikroklimatischen Amplituden eine wichtigere Rolle für die Gastropoda einzunehmen (u. a. Hotopp 2002, Martin und Sommer 2004, Kappes 2006). Ein geschlossenes Baumkronendach sorgt für ein ausgewogenes Mikroklima, fördert die Bildung einer typischen Humusschicht und unterstützt Detritivoren und echte Waldarten (Abb. 65). Lichtungen und Waldränder erhöhen die mikroklimatische Amplitude und ermöglichen einer großen Vielfalt von Pflanzen, auf dem Waldboden zu wachsen; sie lassen so auch das Auftreten von euryöken und invasiven Arten zu, die nicht auf den Wald angewiesen sind oder unter einem geschlossenen Laubdach nicht lebensfähig wären (Kappes 2006, Kappes et al. 2009a).

Eine der Arten, die von solchen Störungen profitiert, ist die nichtheimische invasive Nacktschnecke *Arion lusitanicus auct. non Mabile* (syn. *A. vulgaris*) (Kappes 2006, Kappes et al. 2009a), deren Auftreten im Zusammenhang mit dem Rückgang der einheimischen *Arion rufus* steht (Wiese 1985, Noble und Jones 1996). Trotzdem sind die Schneckengemeinschaften in den Wäldern der mitteleuropäischen Mittelgebirge relativ resilient: wenn Wälder altern und/oder menschliche Störungen abnehmen, nimmt der Anteil spezialisierter Arten zu (Kappes 2006). Aus diesem Grund werden verlängerte Umtriebszeiten, einhergehend mit plenter- oder femelartigen Eingriffen, empfohlen. Mit zunehmendem Alter der Bestände und sich schließendem Kronendach können offenlandtypische Arten wie *Deroceras reticulatum* und *Arion ,lusitanicus'* nicht überleben (Kappes 2006). Die Resilienz der Biota in Tieflandwäldern wird voraussichtlich aufgrund der Klimabedingungen des Umfeldes und extremer Fragmentierung erheblich abnehmen, wie nachfolgend noch gezeigt werden wird.



**Abb. 65.** Stark vereinfachtes konzeptionelles Modell von Ursachen, Veränderungen und Auswirkungen durch Kronendachschluss und Ansammlung von organischem Material auf die Fauna des Waldbodens. Fotos: H. Kappes.

► *Die Mikrohabitanforderungen für die Erhaltung von spezialisierten Arten liegen bei einem geschätzten Mindestwert von 20–50 m<sup>3</sup> Totholz pro Hektar in bewirtschafteten Wäldern und strikten Einschränkungen für die Entfernung von Totholz aus noch ursprünglichen Waldökosystemen.*

Im Gegensatz dazu werden günstige mikroklimatische Bedingungen durch austretendes Grundwasser (Martin und Sommer 2004) oder durch Strukturen wie Totholz oder kleine Senken, die eine Anhäufung von organischem Material begünstigen, geschaffen (Kappes et al. 2012 und darin enthaltene Verweise). Unter diesen Bedingungen finden Gastropoden für ihre Reproduktion geeignete Kleinstlebensräume. Zusätzliche Hartsubstrate wie Aufschlüsse können (sofern das Ausgangsgestein nicht allzu sauer ist) das Spektrum der Ressourcen in den Mittelgebirgen erheblich erweitern; so sind z. B. Kalksteinfelsen Schlüsselstrukturen für (den Schutz und) die Vielfalt von Gehäuseschnecken (Kappes et al. 2012).

Totholz verbessert die Bodenqualität. Es geht mit höheren pH-Werten einher und vergrößert die Verfügbarkeit von Kalzium und Magnesium. Darüber hinaus konnte festgestellt werden, dass die mikrobielle Biomasse des Bodens, die Dichte von Detritivoren sowie der Artenreichtum von Gehäuse- und Nacktschnecken in der Nähe von Totholz größer ist (u. a. Jabin et al. 2004, Kappes 2005, Kappes et al. 2007). Die Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass Totholz Nährstoffflüsse beeinflusst und das mit der Versauerung zusammenhängende Risiko von Baumschäden lokal verringert (Kappes et al. 2007).

Hohe Totholzanteile erhöhen die Verfügbarkeit von Lebensraum und die Konnektivität der durch das Totholz zur Verfügung gestellten Ressourcen, die wiederum den Lebensraum für spezialisierte Arten stabilisieren (Kappes et al. 2009c). Die Menge des Totholzes korreliert positiv mit dem Artenreichtum der Gastropoden in Lorbeerwäldern auf Teneriffa (Kappes et al. 2009d) und zu dem Anteil echter Waldschnecken in den Eichen-Buchenwäldern Westdeutschlands (Kappes 2006). Die geschätzte Totholzmindestmenge für die Erhaltung der Gastropoden beträgt 20–50 m<sup>3</sup> groß dimensioniertes Totholz pro Hektar (Müller et al. 2005, Kappes et al. 2009c). Kappes et al. (2009b) kommen zu dem Ergebnis, dass Habitate unter diesem Schwellenwert als fragmentiert wahrgenommen werden, die Gemeinschaften heterogen werden und das Aussterberisiko für spezialisierte Arten zunimmt. Spezialisten, die auf groß dimensioniertes Totholz angewiesen sind, wie einige Vertreter der Clausiliidae (Kappes et al. 2009c) und einige Coleoptera (Kappes und Topp 2004, Buse 2012), scheinen in etlichen Wirtschaftswäldern ausgestorben zu sein.

► *Die Zusammensetzung des Baumbestandes beeinflusst die Gastropodengemeinschaften durch die Qualität der Laubstreu. Bäume wie Ahorn und Linde bieten qualitativ hochwertige Ressourcen, während die von Nadelbäumen von geringer Qualität sind.*

In Wäldern mit geschlossenem Kronendach stellt die Laubstreu einen wesentlichen Teil von Habitatstruktur und Nahrungsressourcen. Laubstreu kann für die Häufigkeit und den Artenreich-

tum von Gastropoden von Vorteil sein, wenn sie folgende Voraussetzungen bietet: Refugien und gute Verdaulichkeit oder einen hohen Kalziumgehalt (Hotopp 2002). Hierbei liefern Ahorn (*Acer*) und Linde (*Tilia*) besser zugängliche Ressourcen als Buche (*Fagus*) oder Eiche (*Quercus*) (Hotopp 2002). Es ist anzunehmen, dass das Einbringen dieser Baumarten in Buchen- oder Eichenbeständen von Vorteil für die Fauna des Waldbodens wäre. Im Gegensatz dazu nehmen der Artenreichtum und die Dichte von Gastropoden in Nadelbaumbeständen, die eine dicke, nahezu undurchdringliche Schicht säurehaltiger Nadeln produzieren, deutlich ab (Kappes 2011).



**Abb. 66.** Beispiele für Schnecken im Wald. (a) Die Waldwegschnecke (*Arion silvaticus*) ist ein typischer Bewohner der Laubstreu; (b) die Ohrförmige Glasschnecke (*Eucobresia diaphana*) ist eine Halbnacktschneckenart, die im Allgemeinen an kühlen und feuchten Orten vorkommt; (c) die Gartenbänderschnecke (*Cepaea hortensis*) ist eine Schwerpunktart des Citizen Science Project 'Evolution MegaLab', bei dem europaweit die Gehäusefärbung und -bänderung kartiert wird (hier: ,5-bänderig, gelb'); (d) das flache Gehäuse der Gefleckten Schüsselschnecke (*Discus rotundatus*) erleichtert die Fortbewegung zwischen herabgefallenem Laub und unter der Rinde von Totholz; (e) Nahaufnahme der mikrodetritivoren Punktschnecke (*Punctum pygmaeum*), der kleinsten terrestrischen Schnecke Europas (Adulter Gehäusedurchmesser <1,5 mm); (f) die braune Zeichnung auf dem Gehäuse der Gefleckten Schnirkelschnecke (*Arianta arbustorum*) sorgt für eine gute Tarnung in bewaldeter Umgebung; (g) Schließmundschnecken wie diese *Clausilia*-Art reagieren sehr sensibel auf die Entfernung harter Substrate (Felsgestein, Totholz); (h) die behaarte Maskenschnecke (*Isognomostoma isognomostomos*) ist ein Indikator für gut strukturierte und totholzreiche Wälder der kontinentalen biogeographischen Region; (i) die Große Rote Wegschnecke (*Arion rufus*) bei der Paarung; (j) die Rötliche Daudebardie (*Daudebardia rufa*), eine räuberische Halbnacktschnecke. Fotos: H. Kappes.

► **Fragmentierung verursacht Randeffekte, die Kernhabitatflächen unter warmen Klimabedingungen signifikant verringern.**

Die Besorgnis wächst hinsichtlich der Integrität von Wäldern in der atlantischen biogeographischen Region Europas, in der nur noch Fragmente der ursprünglichen, jahrtausendealten Wälder und Primärwälder vorhanden sind. Diese Fragmente sind umgeben von durch Waldschnecken unbewohnbaren, landwirtschaftlich genutzten oder dicht besiedelten Gebieten. Unter diesen Bedingungen sind Randeffekte stark ausgeprägt und die Entfernung zu den Störungen (äußere Ränder, innere Ränder wie z. B. Straßen) hat einen deutlichen Effekt auf Schneckenarten und die Charakteristika ihrer Gemeinschaften (Kappes et al. 2009a).

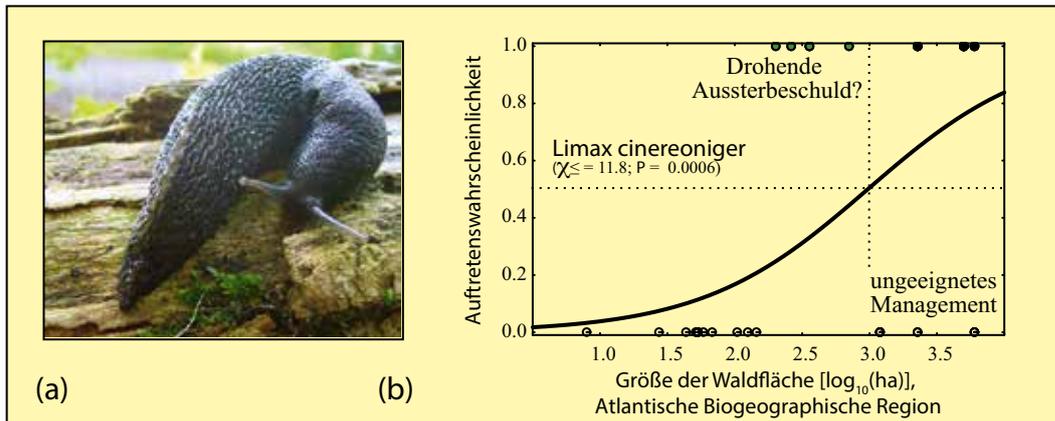
Waldränder schaffen Gradienten für Licht, Temperatur, Feuchtigkeit, Wasserdampf-sättigungsdefizit und Streufeuchtigkeit (Matlack 1993). Die unmittelbare Reaktion von Artengemeinschaften steht häufiger in engem Zusammenhang mit Veränderungen des Mikroklimas als mit veränderter Struktur oder Vegetation, wie z. B. für Käfer nachgewiesen werden konnte (Grimbacher et al. 2006). Umweltbedingte Veränderungen des Waldrands sollen normalerweise nicht weiter als 40–60 m tief in den Wald hinein reichen (Davies-Colley et al. 2000). Dennoch konnte in der atlantischen biogeographischen Region in der Nähe von Köln in Deutschland eine bis zu 250 m in den Wald hineinreichende erhöhte Artenzahl generalistischer Schnecken festgestellt werden (Kappes et al. 2009a). Dieser starke Randeffekt könnte in dem Mangel eines Schutzmantels aus Sträuchern und kleinen Bäumen begründet sein, einhergehend mit dem sehr kontrastierenden landwirtschaftlichen Umfeld in einer der wärmsten Regionen Deutschlands.

Somit verringert die Fragmentierung das Kernhabitat für echte Waldarten substantiell: am Beispiel eines 1 km × 1 km (1 km<sup>2</sup>) messenden Waldquadrats sollten der traditionellen Auffassung von Randeffekten zufolge diese maximal 75 m in den Wald hineinragen und einen Kernhabitatbereich von etwa 0,73 km<sup>2</sup> belassen, wogegen Randeffekte von bis zu 250 m den Kernbereich auf 1/4 der Waldfläche reduzieren (0,25 km<sup>2</sup>). Vermutlich verändern sich mehrere biotische Interaktionen zwischen dem sichtlichen minimalen (75 m) und dem schnecken-indizierten maximalen (250 m) Randeffekt. Zu diesen Effekten könnten auch jene durch die invasive fremdländische Nacktschnecke *Arion lusitanicus* auct. non Mabille (syn. *A. vulgaris*) gehören, deren Auftreten mit dem Rückgang der heimischen Schwesterart *Arion rufus* zusammenfällt (Wiese 1985, Noble und Jones 1996).

► **Restflächengröße und verzögertes Aussterben: (ungeeignete) Bewirtschaftung erhöht die für das Überleben erforderliche Größe der Waldfragmente.**

Die Umgebung beeinflusst Restwaldfragmente sehr stark: In der kontinentalen biogeographischen Region beeinflusst die Landnutzung innerhalb eines Umkreises von einem Kilometer die Schneckengemeinschaften in einer Waldparzelle (Kappes et al. 2011). In der atlantischen biogeographischen Region bestimmt die Größe der Waldreste die Zusammensetzung der Arten in den darin beprobten Parzellen (Kappes et al. 2009a). Ein herausstechendes Beispiel für den Verlust einer Art durch schrumpfende Habitatgröße ist der Schwarze Schnegel *Limax*

*cinereoniger*. Diese Art ist derzeit in der atlantischen biogeographischen Region äußerst isoliert verbreitet und benötigt für eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von  $\geq 50\%$  in der Region um die Stadt Köln Wälder von einer Größe über 1000 ha (Kappes et al. 2009a, Abb. 67). Dies ist wahrscheinlich in unterschiedlichen unverträglichen Nutzungen begründet, die in den verbliebenen Waldresten praktiziert werden.



**Abb. 67.** (a) Der Schwarze Schnegel *Limax cinereoniger* [Foto: H. Kappes]. (b) In den kleinen Altbestandsfragmenten in der Tiefebene um Köln in Deutschland kommt die Art nicht vor. Die kleinsten Wälder, in denen die Art vorkommt, wurden erst in den vergangenen 60 bis 80 Jahren fragmentiert und befinden sich daher wahrscheinlich in der Phase der sogenannten Aussterbeschuld. In großen Wäldern fehlt die Art an Standorten mit Zeichen schwerer jüngerer oder historischer Störungen/Kahlschläge. Quelle: Nach Kappes et al. 2009a.

► **Vollständige Walderneuerung ist begleitet von einem Verlust spezialisierter Arten und kryptischen Auswirkungen auf neu besiedelnde Populationen. Wiederaufforstung ist daher keine Alternative zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern.**

Ein wichtiges Argument für den Schutz alter Waldbestände ist, dass sie nicht ersetzt werden können. Junge Wälder zeigen gegenüber alten Waldstandorten erhebliche Abweichungen in der Artenzusammensetzung, da sie keine spezialisierten Waldarten beherbergen (u. a. Kappes 2006, Topp et al. 2010, Buse 2012). Außerdem gibt es Unterschiede bei der phänotypischen oder genetischen Zusammensetzung, was das Beispiel der euryöken Gehäuseschnecke *Discus rotundatus* belegt (Kappes et al. 2009b). Durch Aufforstung hinzugewonnener Lebensraum wird von scheinbar dauerhaften Veränderungen in der genetischen Zusammensetzung durch Einwanderung von Individuen, zusammen mit veränderten Gehäusemerkmalen wie z. B. der Größe des Gehäuses und der Gehäuseöffnung, begleitet (Kappes et al. 2009b).

Somit können zwar einige Arten aufgeförfestete Bereiche wiederbesiedeln, jedoch reflektieren Populationen, welche wiederhergestellte Lebensräume bewohnen, nicht zwangsläufig deren ursprüngliche Eigenschaften. Die meisten, wenn nicht sogar alle phylogeographischen Informationen und lokalen Charakteristika inklusive Anpassungen gehen mit der Abholzung

verloren. Es ist fraglich, ob die neuangepflanzten Wälder als Ersatz für Altbestände jemals die Altwälder einer Region ersetzen können, da alte Waldbestände historische Gemeinschaften und Genotypen beherbergen und sich die Besiedlungs- und Austauschbedingungen zusammen mit Bodenversauerung, Klima, biotischen Interaktionen und Konnektivität sowie der regionale Arten- und Genpool verändert haben.

### Exkurs 37. Empfehlungen für die Praxis

Auf Bestandesebene erfordert die Erhaltung echter Waldarten ein Kronendach, das nicht künstlich geöffnet werden sollte und so, insbesondere unter wärmeren Bedingungen, ein ausgewogenes Mikroklima gewährleistet. Nadelbaumbestände sollten durch Misch- oder Laubwälder ersetzt werden. In artenarmen Laubwäldern kann die Fauna von der vereinzelt Anreicherung von Laubbaumarten wie Ahorn oder Linde profitieren. Ein geschätztes Mindestvolumen von 20–50 m<sup>3</sup> Totholz pro Hektar sollte (dauerhaft) in bewirtschafteten Wäldern bewahrt werden und es sollten strenge Einschränkungen für die Entfernung von Totholz aus noch (nahezu) ursprünglichen Waldökosystemen gelten.

Im Allgemeinen sollten Störungen und Randeffekte (Fragmentierung) minimiert werden. Plenter- oder femelartige Eingriffe können die Auswirkungen der Holzernte auf das Mikroklima des Waldes verringern. Lange Umtriebszeiten tragen zur Etablierung spezialisierter Arten bei und lassen ihnen ausreichend Zeit für ihre Verbreitung. Naturverjüngung kann der Aufforstung vorgezogen werden, da die Anpflanzung neuer Bäume möglicherweise untypische Arten oder Genotypen einführt.

Der Schutz echter Waldboden-Biota ist **generell gut in Einklang zu bringen** mit dem Management von Waldschutzgebieten, Wasser- und Bodenschutzwäldern, Altbestandsinseln, schonenden Freizeit- und Erholungsaktivitäten, Totholzanreicherung und Maßnahmen zur CO<sub>2</sub>-Senkenwirkung. Die Entnahme von Grundwasser muss insbesondere dort Beschränkungen unterliegen, wo besondere oder seltene Waldtypen vorhanden sind, wie z. B. Erlenbruchwälder, feuchte Weichholzlauen oder Sumpfwälder, die hochgradig sensibel auf sinkende Grundwasserstände reagieren.

In den Mittelgebirgsregionen (kontinentale biogeographische Region) ist der Schutz echter Waldboden-Biota **nicht vereinbar** mit Fragmentierung, Brennholzgewinnung (Holzentnahme), jeglichem Waldverlust, (Umwandlung zu) Nadelbaumbeständen, Waldweide und intensiven Freizeit- und Erholungsaktivitäten. Vermutlich mildert ein Mosaik von Waldnutzungen auf Landschaftsebene die negativen Auswirkungen auf Bestandesebene ab; zu Einzelheiten sind jedoch noch weitere Untersuchungen erforderlich.

In den stark fragmentierten Wäldern der atlantischen biogeographischen Region ist der Schutz echter Waldboden-Biota **hochgradig unvereinbar** mit jeglicher Art von Waldhabitat-Verlust, weiterer Fragmentierung, Brennholzgewinnung (Holzentnahme), (Umwandlung zu) Nadelbaumbeständen, Waldweide, intensiven Freizeit- und Erholungsaktivitäten etc., selbst auf Landschaftsebene. Hier verdient jedes der wenigen verbliebenen Fragmente volle Aufmerksamkeit, da sie für die Erhaltung der biologischen Vielfalt (auf art- und populationsgenetischer Ebene) wichtig sein können und vor Verlusten geschützt werden müssen. Diese Waldfragmente sollten nur extensiv und nachhaltig bewirtschaftet und darüber hinaus vergrößert und miteinander verbunden werden.

Diese Ergebnisse unterstreichen die Wichtigkeit einer naturnahen Bewirtschaftung, die plenter- oder femelartige Eingriffe und Naturverjüngung anstelle von Aufforstung praktiziert. Kappes (2006) sowie Moning und Müller (2009) schlagen eine Verlängerung der bisher typischen, 110–140 Jahre zählenden Umtriebszeiten vor, zumindest für einzelne Waldstücke. Die naturnahe Bewirtschaftung sollte um den langfristigen Schutz aller Altbestände ergänzt werden. Es ist zu erwarten, dass jeder weitere Verlust von Laubwaldgebieten an Bergbau, Militärräume oder Landwirtschaft oder aber die Degradierung durch ungeeignete, großräumige Abholzungsmaßnahmen oder die Umwandlung zu Nadelbaumbeständen einen bleibenden Schwund der Artenvielfalt und den Verlust von Arten und Genotypen, regionaler (biologischer und kultureller) Identität und Umweltqualität zur Folge haben wird.

## Literaturverzeichnis

- Buse J. 2012.** "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16:93–102.
- Davies-Colley, R. J., Payne, G. W. und van Elswijk, M. 2000.** Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24:111–121.
- Dunger, W. und Fiedler, H. J. 1997.** *Methoden der Bodenbiologie*. Fischer, Jena. 432 S.
- Grimbacher, P. S., Catterall, C. P. und Kitching, R. L. 2006.** Beetle species' responses suggest that microclimate mediates fragmentation effects in tropical Australian rainforest. *Australian Ecology* 31:458–470.
- Hotopp, K.O. 2002.** Land snails and soil calcium in central Appalachian mountain forests. *South-eastern Naturalist* 1:27–44.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H. und Topp, W. 2004.** Influence of deadwood on soil macroarthropods in an oak-beech forest. *Forest Ecology and Management* 194:61–69.
- Kappes, H. 2005.** Influence of coarse woody debris on the gastropod community (Mollusca: Gastropoda) in a managed calcareous beech forest in Western Europe. *Journal of Molluscan Studies* 71:85–91.
- Kappes, H. 2006.** Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237:450–457.
- Kappes, H. 2011.** Schnecken als Gütesiegel für Waldökosysteme? *Senckenberg Natur Forschung Museum* 141:230–239.
- Kappes, H. und Topp, W. 2004.** Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 13:1905–1924.
- Kappes, H., Catalano, C. und Topp, W. 2007.** Coarse woody debris ameliorates chemical and biotic soil parameters of acidified broad-leaved forests. *Applied Soil Ecology* 36:190–198.
- Kappes, H., Jordaens, K., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Lens, L. und Backeljau, T. 2009a.** Response of snails and slugs to fragmentation of lowland forests in NW Germany. *Landscape Ecology* 24:685–697.
- Kappes, H., Jordaens, K., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Lens, L. und Backeljau, T. 2009b.** A land snail's view of a fragmented landscape. *Biological Journal of the Linnean Society* 98:839–850.
- Kappes, H., Jabin, M., Kulfan, J., Zach, P. und Topp, W. 2009c.** Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 257:1255–1260.
- Kappes, H., Delgado, J. D., Alonso, M. R. und Ibáñez, M. 2009d.** Native and introduced gastropods in laurel forests on Tenerife, Canary Islands. *Acta Oecologia* 35:581–589.
- Kappes, H., Sundermann, A. und Haase, P. 2011.** Distant land use affects terrestrial and aquatic habitats of high naturalness. *Biodiversity and Conservation* 20:2297–2309.
- Kappes, H., Clausius, A. und Topp, W. 2012.** Historical small scale surface structures as a model for post-mining land reclamation. *Restoration Ecology* 20:322–330.

- López-Barrera, F., Armesto, J.J., Williams-Linera, G., Smith-Ramírez, C. und Manson, R.H. 2007.** Fragmentation and edge effects on plant–animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: Newton, A.C. (Hrsg.) *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes: the forests of montane Mexico and temperate South America*. CAB International, Wallingford. S. 69–101.
- Martin, K. und Sommer, M. 2004.** Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forests. *Journal of Biogeography* 31:531–545.
- Matlack, G.R. 1993.** Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66:185–194.
- Moning, C. und Müller, J. 2009.** Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9:922–932.
- Müller, J., Strätz, C. und Hothorn, T. 2005.** Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124:233–242.
- Noble, L.R. und Jones, C.S. 1996.** A molecular and ecological investigation of the large arionid slugs of North-West Europe: the potential for new pests. In: Symondson, W.O.C. und Liddell, J.E. (Hrsg.) *The ecology of agricultural pests*. Chapman & Hall, London. S. 93–131.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. und Zach, P. 2006a.** Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry* 38:43–50.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. und Zach, P. 2006b.** Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: does deadwood matter? *Journal of Insect Conservation* 10:229–239.
- Topp, W., Thelen, K. und Kappes, H. 2010.** Soil dumping techniques and afforestation drive ground-dwelling beetle assemblages in a 25 year-old open cast mining reclamation area. *Ecological Engineering* 36:751–756.
- Wiese, V. 1985.** Zur Verbreitungssituation der Land-Nacktschnecken in Schleswig-Holstein (Gastropoda: Arionidae, Milacidae, Limacidae, Agriolimacidae, Boettgerillidae). *Faunistisch-ökologische Mitteilungen* 5:305–311.
- Wiklund, K. 2004.** Establishment, growth and population dynamics in two mosses of old-growth forests. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 996. Uppsala. 47 S.





## 4 Zentrale Herausforderungen

Kapitel 4 stellt wichtige Themen in den Fokus, die als künftige Herausforderungen der Integration biologischer Vielfalt in die Waldbewirtschaftung von Relevanz sind. Klimawandel und invasive Arten sind zwei wichtige Aufgaben, denen man sich in Zukunft in der Waldbewirtschaftung stellen muss. Ihre Auswirkungen auf Artengemeinschaften können weitreichend sein, sind jedoch im Allgemeinen schwer vorherzusagen – und das, obwohl es eine Vielzahl von Modellrechnungen und Trendanalysen gibt, die es Waldbewirtschaftern ermöglichen, besser informiert und vorbereitet zu sein. Funktionelle Diversität gewinnt als neue Disziplin zunehmend an Aufmerksamkeit, da sie sich mehr auf funktionelle Eigenschaften der Artenvielfalt konzentriert als auf einzelne Arten. Ein weiteres wichtiges Thema ist die genetische Variabilität von Waldbäumen, die zunehmend an Bedeutung gewinnt. Monitoringsysteme, die Veränderungen der biologischen Vielfalt im Wald abbilden können, stellen ein wichtiges Feedbackinstrument für Biodiversitätsmanagement dar und können bei der Beurteilung von Veränderungen in der Artenzusammensetzung und deren Ursachen eingesetzt werden. Kapitel 4 ist in fünf Abschnitte aufgeteilt:

- 4.1 Biodiversitätsschutz und Waldmanagement in europäischen Waldökosystemen im Zuge des Klimawandels
- 4.2 Die funktionelle Rolle der biologischen Vielfalt im Wald
- 4.3 Invasive Neobiota im Ökosystem Wald: Chance oder Bedrohung?
- 4.4 Die genetische Vielfalt der Waldbäume
- 4.5 Monitoring der biologischen Artenvielfalt europäischer Waldökosysteme – neue Erkenntnisse, Herausforderungen und Chancen



## 4.1 Biodiversitätsschutz und Waldmanagement in europäischen Waldökosystemen im Zuge des Klimawandels

*Marcus Lindner, Frank Krumm und Gert-Jan Nabuurs*

► *Das Klima verändert sich; es bleiben jedoch viele Fragen offen, was die voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf Waldökosysteme, Artenverteilung und die Konsequenzen für den Schutz der biologischen Vielfalt betrifft.*

Klimaänderungsszenarien und Waldökosystemmodelle zeigen uns die zu erwartende Richtung der Klimaveränderungen und geben einen Überblick über mögliche Auswirkungen. Auch wenn keine konkreten verlässlichen Angaben über zukünftige Entwicklungen gemacht werden können, ist es dennoch möglich, einige allgemeine Schlussfolgerungen bezüglich Waldbewirtschaftung und Biodiversitätsschutz zu ziehen. Die aktuellen Strategien zum Schutz der Biodiversität sind nicht für sich ändernde Umweltbedingungen geeignet. Es ist daher dringend erforderlich, potentielle Auswirkungen des Klimawandels in adaptive Waldbewirtschaftungsstrategien mit einzubeziehen.

Der Klimawandel ist schon jetzt offenkundig und beeinflusst die Waldökosysteme in Europa. So ist zum Beispiel die Waldkiefer in Bereichen nahe ihrer trockenheitsbedingten Verbreitungsgrenze zurückgegangen (Rigling et al. 2013); in Belgien zeigten Buchenwälder in jüngerer Zeit verringertes Wachstum (Kint et al. 2012) und in Spanien ist die Buche in Bergwaldgebieten auf dem Rückzug (Penuelas et al. 2007), während die Art an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze vor allem nach Sturmereignissen ihr Verbreitungsgebiet ausdehnt (Bolte et al. 2013). Hochrechnungen deuten darauf hin, dass sich die Klimaerwärmung generell fortsetzen wird, wogegen Veränderungen der durchschnittlichen Niederschlagsmenge regional sehr stark variieren werden. Man geht davon aus, dass es in Nordeuropa im Durchschnitt mehr Niederschlag geben wird, während die Wälder im Mittelmeerraum, insbesondere während der Sommermonate, merklich trockener werden. Außerdem ist zu erwarten, dass das Klima variabler wird und dass der Wald häufiger extremen Ereignissen, wie ausgedehnten Trockenperioden und verheerenden Waldbränden oder Stürmen, ausgesetzt sein wird.

► *Künftige Schutzbemühungen sollten sich bewusst sein, dass die Verteilung der biologischen Vielfalt sowie bedrohter Arten durch den Klimawandel dramatisch verändert werden wird und dass eine der möglichen Folgen in einem erhöhten Aussterberisiko besteht. Der Schutz der biologischen Vielfalt erfordert Herangehensweisen, die weit über die bislang in Europa realisierten Konzepte hinausreichen.*

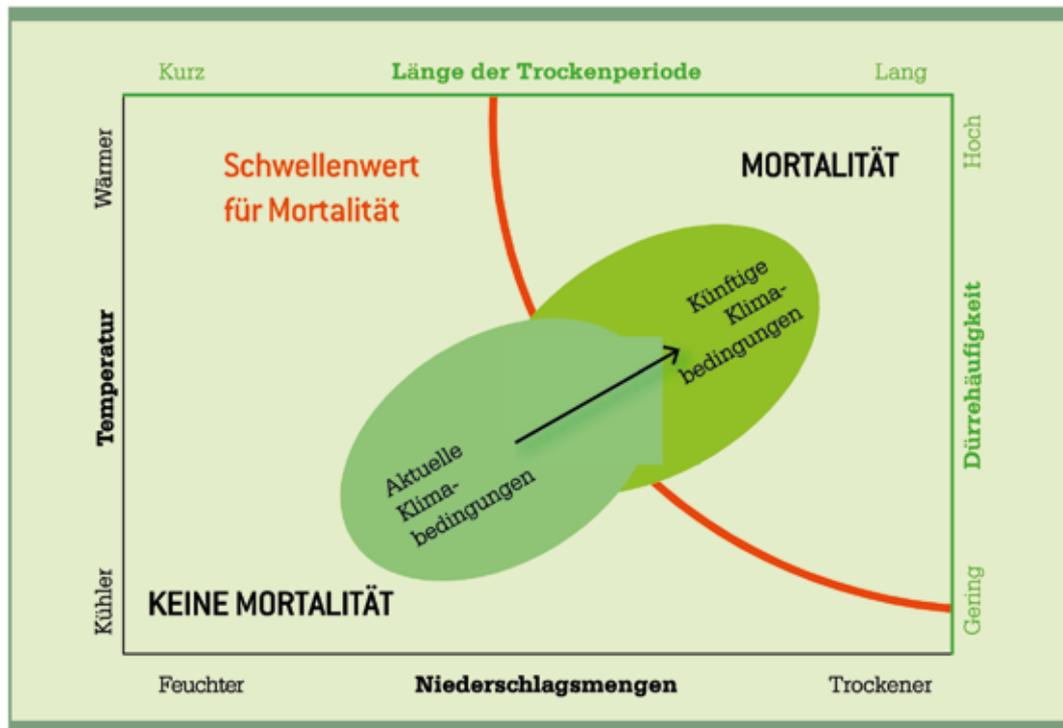


**Abb. 68.** Ein Sturmereignis (2005) mit einer anschließenden Trockenperiode (2006) und einer daraus resultierenden Insektenkalamität (2007) waren der Auslöser für einen Baumartenwechsel in einem Waldschutzgebiet (Siggaboda) in Südschweden: Nachdem die Fichten aufgrund des Borkenkäferbefalls komplett ausfielen, profitierte der Buchen-Unterstand und wurde zur dominanten Baumart (Bolte et al. 2013). Foto: A. Bolte.

All diese Veränderungen werden die Verbreitung von Arten beeinflussen. Arten, die sich im Randbereich ihres Verbreitungsgebiets befinden, werden anfälliger und einer erhöhten Mortalität ausgesetzt sein. Andererseits werden Arten voraussichtlich ihr Verbreitungsgebiet in höhere Lagen und nördliche Breiten ausdehnen.

In Süd- und Kontinentaleuropa wird die Häufigkeit von Jahren mit verheerenden Waldbrandereignissen zunehmen; parallel dazu, so wird prognostiziert, wird sich die Intensität dieser Feuer erhöhen. Die Anfälligkeit von Wäldern für Waldbrände hängt von der Menge an trockener Biomasse und der Entflammbarkeit der Vegetation ab, die allen Vorhersagen zufolge aufgrund der zunehmenden Häufigkeit von Trockenperioden steigen wird. Trockenzeiten dauern bereits jetzt länger an und es ist absehbar, dass die Niederschlagsmengen weiter abnehmen werden und die Temperatur in bestimmten Gegenden oder Jahreszeiten zunehmen und so zu noch intensiveren Trockenperioden führen wird (Allen et al. 2010). In Verbindung mit extremen Hitzewellen, wie der von 2007 in Griechenland oder 2010 in Russland, entsteht ein hohes Risiko für Megafeuer (Coumou und Robinson 2013, San-Miguel-Ayaz et al. 2013). Eine Analyse der Megafeuer des Jahres 2007 in Griechenland ergab, dass die Feuer sich bis in höhergelegene Waldareale ausdehnten und diese in Mitleidenschaft zogen, die zuvor als nicht gefährdet galten (Koutsias et al. 2012). Mit erhöhter Klimavariabilität wird die Waldbrandgefahr auch in anderen Regionen Europas zunehmen und selbst in Gebieten mit einer höheren durchschnittlichen Feuchte können ausgedehnte Sommerdürren auftreten.

Auch auf andere Störungen, wie Unwetter und Schädlingsbefall, wirkt sich der Klimawandel aus. Seit 1990 haben starke Sturmereignisse häufig weitreichende Schäden in ganz Europa verursacht. Während davon ausgegangen wird, dass die Häufigkeit von Stürmen in Europa insgesamt abnehmen wird, ist es sehr wahrscheinlich, dass sich die Zeiträume zwischen schweren Sturmergebnissen unter den Einwirkungen des Klimawandels verkürzen werden (Gardiner et al. 2010).



**Abb. 69.** Konzeptionelles Modell zur Beschreibung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Mortalität von Arten aufgrund intensiverer und längerer Trockenzeiten. Quelle: Nach Allen et al. (2010).

Der Große achtzählige Fichtenborkenkäfer („Buchdrucker“) profitiert von Störungen durch Naturkatastrophen und wird auf wärmere Temperaturen mit einer Zunahme seines Reproduktionszyklus reagieren. Die Verbreitungsgrenzen für Schädlingsbefall im Allgemeinen werden sich verschieben und Borkenkäferkalamitäten können zukünftig in höheren Lagen auftreten, als dies in der Vergangenheit der Fall war (Netherer und Schopf 2010).

► *Der Wald und die mit ihm in Zusammenhang stehenden Arten werden sich nicht nur an langfristige Klimaveränderungen anpassen müssen, sondern auch an eine zunehmende Variabilität mit mehr extremen Wetterereignissen, wie anhaltender Trockenheit, verheerenden Unwettern und Überschwemmungen. Zusätzlich werden Kombinationen aus direktem Klimastress (z. B. Hitzewellen) und indirekten klimabedingten Belastungen (z. B. Schädlingskalamitäten) die Lage verschärfen.*

Veränderungen in der Artenzusammensetzung werden sichtbare Auswirkungen auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt haben. In diesem Zusammenhang spricht die Literatur von potentiellen „Gewinnern“ und „Verlierern“ des Klimawandels. Gewinner sind Arten, die sich an die veränderten klimatischen Bedingungen anpassen können, wogegen die klimatische Eignung bei den Verlierern abnimmt. Während der Klimawandel die klimatische Eignung

vieler Reptilienarten verbessert, gibt es in anderen Artengruppen allgemein mehr Verlierer als Gewinner (Araújo et al. 2011). Araújo et al. (2011) untersuchten außerdem die Wirksamkeit von Schutzbemühungen auf Veränderungen der klimatischen Eignung von vier unterschiedlichen Artengruppen in Natura-2000- und anderen Schutzgebieten. Ihre Ergebnisse zeigten, dass Natura-2000-Gebiete im Vergleich zu zufällig ausgewählten, nicht geschützten Flächen nur selten eine bessere klimatische Eignung für Arten der FFH-Richtlinie (EU-Flora-Fauna-Habitatrichtlinie) boten. Andere Schutzgebietskategorien schnitten im Vergleich zu nicht geschützten Flächen hinsichtlich der Beibehaltung der klimatischen Eignung für die in diesen Bereichen modellierten Arten besser ab. Laut Araújo et al. (2011) sind die unterschiedlichen Ergebnisse teilweise durch die Topographie bedingt. Während sich die auf nationaler Ebene ausgewiesenen Schutzgebiete oft z. B. in Gebirgsregionen befinden, werden im Rahmen von Natura 2000 auch tiefergelegene und ebene landwirtschaftliche Nutzflächen priorisiert. Natura-2000-Schutzgebiete sind daher anfälliger für Klimaveränderungen, da die aus dem Klimawandel entstehenden proportionalen Verluste in den Ebenen ausgeprägter sind als in unwegsamen Gebieten (Loarie et al. 2009).



**Abb. 70.** Schwere Waldbrände nehmen insbesondere im Mittelmeerraum zu und haben möglicherweise drastische Konsequenzen für Ökosysteme und Ökosystemleistungen der Wälder. Foto: D. Kraus.

Bislang hat sich der Biodiversitätsschutz sehr stark auf Flaggschiffarten konzentriert (z. B. *Tetrao urogallus*, *Rosalia alpina*). Es wurden häufig Schutzgebiete zur Erhaltung von Arten eingerichtet, die auf traditionelle Landschaftselemente angewiesen und durch intensive oder veränderte Landnutzung gefährdet waren. Zahlreiche bekannte Arten mit hohem Schutzwert könnten ohne gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht erhalten werden, wenn sie nicht zur natürlichen Klimaxvegetation einer Region gehören. In den vergangenen Jahrzehnten hat der Anteil der nicht bewirtschafteten, streng geschützten Gebiete zugenommen. Jedoch ist auch das aktive Naturschutzmanagement weiterhin eine weitverbreitete Strategie zum Schutz der Biodiversität. Infolge der sich verändernden Klimabedingungen werden voraussichtlich viele Flaggschiffarten ihre angestammten Lebensräume verlieren. Das Naturschutzmanagement wird berücksichtigen müssen, dass die angestrebte Erhaltung bestimmter Arten nicht nur spezielle Bewirtschaftungsintensitäten erfordert, sondern dass diese Arten darüber hinaus möglicherweise auch eine abnehmende klimatische Eignung erfahren.

Mit Blick auf den im zukünftigen Klima zu erwartenden Verlust geeigneter Habitats für viele Arten ergibt sich eine neue, wichtige Frage: Welches sollten in Zeiten des Klimawandels die Zielarten für den Biodiversitätsschutz sein?

- Aktuell seltene Arten?
- Zuwandernde seltene Arten, die ihre derzeitigen Lebensräume verlieren?
- Oder vielleicht sogar aktuell häufige Arten, die möglicherweise zukünftig gefährdet sein könnten?

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Artenvielfalt können am Beispiel von Dänemark aufgezeigt werden. Dänemark, ein kleines Land mit einem geringen Anteil an naturbelassenen Gebieten, liegt in drei verschiedenen Klimazonen (boreal, kontinental und atlantisch). Wenn sich die Verbreitungsgrenzen auch nur einer dieser Klimazonen verschieben, so kann dies drastische Auswirkungen auf die Ökosysteme Dänemarks mit ihren ungefähr 30.000 Arten zur Folge haben. Einige Arten werden verschwinden, andere kommen möglicherweise hinzu. Strange et al. (2011) haben die Konsequenzen für die Naturschutzpolitik Dänemarks untersucht und präsentierten als Ergebnis zwei verschiedene Optionen:

#### **Fokus: heimische Arten**

- Sollte die Naturschutzpolitik ihre Anstrengungen darauf ausrichten, die in einem geopolitischen Bereich beheimateten Arten zu schützen und sich darauf konzentrieren, diese auch ungeachtet der Belastungen durch den Klimawandel zu schützen?
- Wie soll mit der Problematik umgegangen werden, dass Arten möglicherweise die Lebensräume innerhalb eines Bereichs wechseln?

#### **Fokus: alle Arten**

- Sollte die Naturschutzpolitik stattdessen den Schutz zuwandernder Arten – Klimaflüchtlinge – und heimischer Arten gleichberechtigt nebeneinander stellen?
- Wie soll das Problem angegangen werden, dass diese Arten möglicherweise geschützte Habitats benötigen, die sich von denen der aktuellen heimischen Artenausstattung unterscheiden?

Die Wahl zwischen diesen beiden Möglichkeiten kann ein wahres Dilemma im Naturschutzmanagement auslösen. Naturschutzakteure und die Öffentlichkeit bevorzugen häufig die Fokussierung auf heimische Arten. Dies spiegelt wider, dass die etablierte Naturschutzpolitik von Natur aus konservativ ist, sich auf die Erhaltung vorhandener Arten und Ökosysteme konzentriert oder sogar darauf, Verschwundenes wiederherzustellen (Strange et al. 2011). Unter sich verändernden klimatischen Bedingungen ist es jedoch fraglich, wie lange diese Strategie noch aufrechterhalten werden kann. Es scheint wesentlich vielversprechender zu sein, die Naturschutzpolitik dahingehend anzupassen, auch zuwandernde bedrohte Arten mit einzuschließen sowie eine mögliche Neuzonierung von Schutzgebieten vorzunehmen, um auf die sich verändernden Klimabedingungen zu reagieren.

**► Im Klimawandel bleibt nicht das gesamte historische Verbreitungsgebiet einer Art als geeigneter Lebensraum bestehen. Pläne und Annahmen hinsichtlich geschützter Bereiche müssen neu überdacht werden.**

Es steht eine Vielzahl von waldbaulichen Maßnahmen zur Verfügung, die eine Anpassung der Wälder unterstützen, damit diese besser mit dem Klimawandel umgehen können (Kolström et al. 2011). Viele dieser Maßnahmen können miteinander kombiniert werden, einige jedoch lassen sich nicht miteinander vereinbaren (oder stehen in Konflikt zu anderen Managementzielen). Im Allgemeinen zielen diese Anpassungsmaßnahmen entweder darauf ab, die negativen Auswirkungen des Klimawandels zu verringern, oder sie sind darauf ausgerichtet, die Anpassungsfähigkeit des Waldes an die sich verändernden Bedingungen zu verbessern. Zunehmende Artenvielfalt auf Bestandsebene und vielfältigere Kombinationen von Bewirtschaftungssystemen auf Landschaftsebene sind besonders nützliche Ansätze, um die Anpassungskapazität der Wälder zu erhöhen und sie unterstützen gleichzeitig die Ziele des Naturschutzes.

**Tab. 9.** Beispiele für Waldbewirtschaftungsmaßnahmen, die die Anpassung des Waldes an den Klimawandel fördern (teilweise basierend auf Bolte et al. 2009, und Kolström et al. 2011).

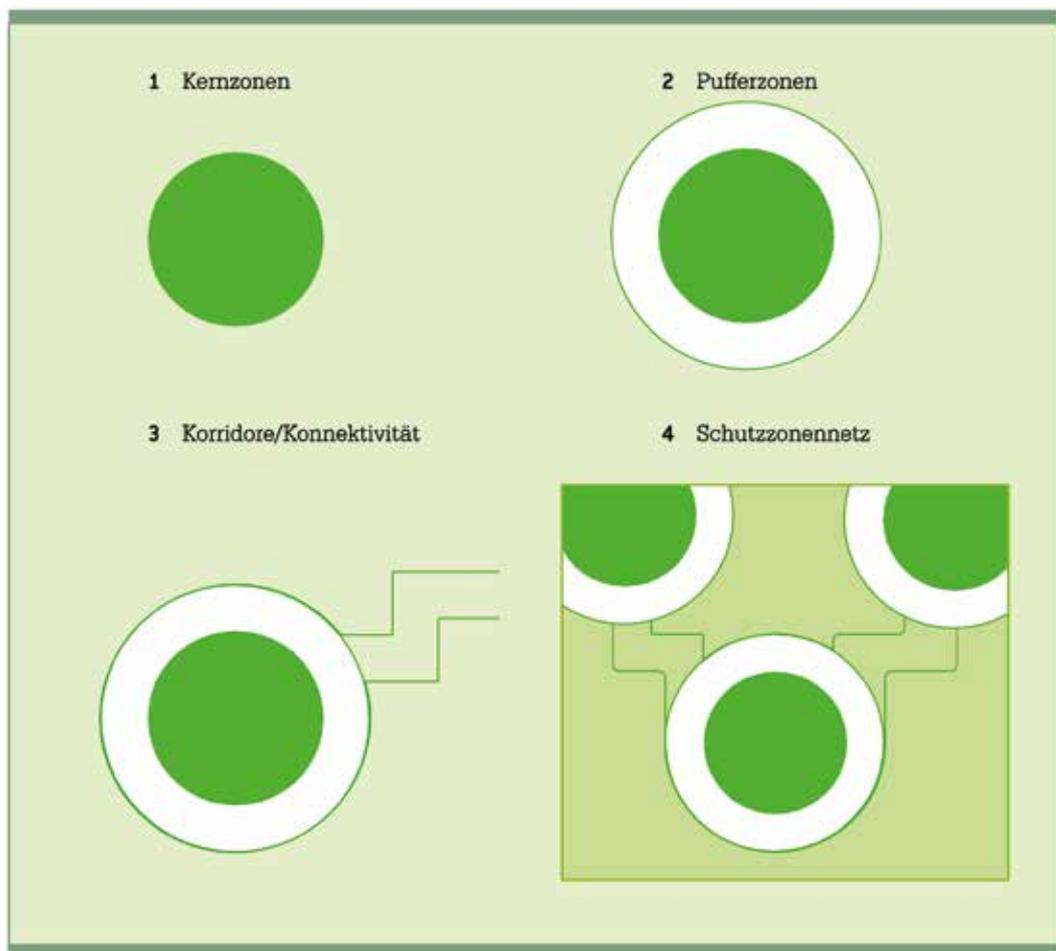
<b>Bestandsebene</b>	<i>Walderneuerung</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Beeinflussung der Arten- und Bestandszusammensetzung</li> <li>→ Erhöhung der genetischen Vielfalt</li> <li>→ Einsatz natürlicher Waldverjüngung</li> <li>→ Einsatz künstlicher Verjüngung, falls erforderlich</li> <li>→ Bevorzugung gemischter Bestände mit geeigneten Baumarten</li> <li>→ Abwechslungsreiche Baumartenzusammensetzung und Bodenvegetation</li> <li>→ Kleinräumige Ernteeingriffe</li> </ul>
	<i>Holzernte</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Systeme zur Förderung einer natürlichen Waldverjüngung</li> <li>→ Verschiedene Holzernteverfahren</li> </ul>
<b>Landschaftsebene</b>	<i>Bewirtschaftungsplanung</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Verkürzte Umtriebszeiten als Antwort auf schnelleres Wachstum und zur Begrenzung finanzieller Risiken durch Störungen</li> <li>→ Differenzierte Kombination von Waldtypen und Waldbausystemen auf Landschaftsebene</li> </ul>
<b>Politische Ebene</b>	<i>Investitionen in die Infrastruktur</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Bereitstellung einer Infrastruktur einschließlich eines dichten Waldwegennetzes zur Unterstützung von kleinräumigen Durchforstungs- und Einschlagsmaßnahmen sowie Lagerungsmöglichkeiten für Schadholz, um die Auswirkungen großer Störungen abzumildern</li> </ul>
	<i>Saatgutproduktion und Baumschulen</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Förderung der Bereitstellung von klimatisch geeignetem Saatgut und Jungpflanzen durch Baumschulen und Forstpflanzenzüchtung</li> </ul>
	<i>Anpassungsoptionen für das Risikomanagement zur Bekämpfung von Schädlingen und Waldbränden</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Beseitigung von Holzernterückständen</li> <li>→ Räumung von Windwurfflächen</li> <li>→ Vorzeitige Nutzung geschädigter Bäume</li> </ul>

**Das Naturschutzmanagement sollte so angepasst werden, dass es den Herausforderungen des Klimawandels besser begegnen kann.**

Dies kann geschehen, indem Schutzgebiete mit sog. Kernzonen, Pufferzonen und Korridoren geschaffen werden, um eine bessere Vernetzung zu erreichen (Lewis 2009, Abb. 71). Kernzonen sollten ausreichend groß konzipiert werden, da ausgedehnte Areale mit größerer Wahrscheinlichkeit lebensfähige Artenpopulationen enthalten und diese weniger durch Fragmentierung beeinträchtigt werden (Hannah 2008, Virkkala et al. 2008). Die Abdeckung eines großen Längen- oder Breitengradbereichs und/oder topographischer Vielfalt innerhalb eines

Schutzgebiets sorgt für kleinräumliche Unterschiede der klimatischen, edaphischen und hydrologischen Habitatmerkmale und erhöht so die Wahrscheinlichkeit für Arten, auch unter sich verändernden Bedingungen geeignete Lebensräume zu finden (Halpin 1997). Eine hohe Habitatvielfalt erhöht daher die Resilienz der biologischen Vielfalt des Waldes (Graham 1988). Es sollte möglich sein, innerhalb solcher Schutzgebiete mit Kernzonen Populationen bedrohter und gefährdeter Arten wiederherzustellen und/oder ihre Größe und genetische Vielfalt zu erhöhen. Außerdem können Schutzgebiete mit Kernzonen dazu dienen, künftige Stressoren, wie invasive Arten, Schädlinge und Krankheiten, besser zu tolerieren oder gar zu reduzieren. Weiterhin wäre es von Vorteil, eine Verringerung der Wilddichte anzustreben, da Wildverbiss verhindern kann, dass Pflanzenarten ihr Verbreitungsgebiet verschieben und in höhere geographische Breiten abwandern können (Hulme 2005).

In den Pufferzonen sollte zielgerichtete Waldbewirtschaftung angewandt werden, die den Arten, die in Waldschutzgebieten vorkommen, erlaubt, sich auch außerhalb weiter verbreiten zu können (Hannah et al. 2002). Schließlich könnten länderübergreifende Korridore bei der Verschiebung der Verbreitungsgebiete von Arten behilflich sein. Diese Korridore sollten vorzugsweise parallel zu den Längen-, Höhen- und Küstengradienten innerhalb eines Kontinents verlaufen (Graham 1988).



**Abb. 71.** Idealisiertes Schema zur Darstellung eines Netzwerks von Schutzgebieten. Schutzgebiete mit Kernzonen (grüne Kreise), umschlossen von Pufferzonen (2 ff), Korridore verbinden mehrere Kernzonen (3 ff) und schließlich die schematische Darstellung eines Netzwerks von Schutzgebieten (4). Quelle: Nach Lewis (2009).

Landschaften mit zusammenhängenden intakten Habitatnetzen sind als Wiederbesiedlungsquellen von großer Wichtigkeit. In stark fragmentierten Landschaften können Störungsereignisse langfristige Artenverarmung verursachen. Weniger fragmentierte Regionen ermöglichen eine schnellere Wiederbesiedlung und verringern somit die Gefahr bleibender Artenverarmung (Opdam und Wascher 2004). Ausgehend von Landschaften mit hoher Artenvielfalt können qualitativ geringerwertige Habitate in Phasen günstiger Wetterbedingungen wieder neu besiedelt werden.

► *Es ist wichtig, zu quantifizieren, wie viele zusätzliche Schutzgebiete, geschützte Bestände in Kernzonen oder verbindende Elemente unter Berücksichtigung der regionalen Bedingungen für Habitatkohärenz erforderlich sind.*

Die Korridore sollten außerdem sessile Arten berücksichtigen und sowohl eine funktionelle als auch physische Vielfalt bieten. Es ist jedoch klar, dass Korridore nicht ausreichen, um die Verbreitung jener Arten zu gewährleisten, die sehr langsam migrieren (Pearson und Dawson 2005). Deshalb könnte eine künstliche Ansiedlung von Arten mit langsamen Ausbreitungsgeschwindigkeiten eine Option in der Waldbewirtschaftung darstellen (Honnay et al. 2002). Solch eine unterstützte Migration könnte im Zuge einer aktiven ökologischen Restaurierung geeigneter Standorte durchgeführt werden (Harris et al. 2006, Ibanez et al. 2006). Auf europäischer Ebene würde eine größere Anzahl von Schutzgebieten dazu beitragen, das Aussterben bestimmter Arten zu verhindern (Hannah et al. 2007) und darüber hinaus auch für mehr Variation hinsichtlich der geographischen Verteilung sowie der Repräsentation in verschiedenen Höhenlagen innerhalb der Netzwerke geschützter Gebiete sorgen (Halpin 1997).

► *Traditionelle Naturschutzpolitik ist unter sich wandelnden Umweltbedingungen nicht länger angebracht; es besteht daher die Notwendigkeit eines Paradigmenwechsels im Naturschutzmanagement.*

Folglich muss die künftige Politik zum Schutz der Biodiversität angepasst und über nationale Grenzen hinaus ausgearbeitet werden. Naturschutzmanagement unter sich verändernden klimatischen Bedingungen sollte bestehende Schutzgebiete neu klassifizieren, um den Naturschutz effektiver zu machen (Fuller et al. 2010). Es werden voraussichtlich neue Schutzgebiete erforderlich sein und die Artenwanderung wird ein verbessertes integriertes Landschaftsmanagement erfordern, um den Schutz der biologischen Vielfalt bei sich verändernden klimatischen Bedingungen zu unterstützen (Araújo et al. 2011).

## Literaturverzeichnis

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A. und Cobb, N. 2010.** A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660–684.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D. und Thuiller, W. 2011.** Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484–492.
- Bolte, A., Ammer, C., Löff, A., Madsen, P., Nabuurs, G.J., Schalm P., Spathelf, P. und Rock, J. 2009.** Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24:473–482.
- Bolte, A., Hilbrig, L., Grundmann, B. und Roloff, A. 2013.** Understorey dynamics after disturbance accelerate succession from spruce to beech-dominated forest – the Siggaboda case study. *Annals of Forest Science* 10.1007/s13595-013-0283-y.
- Coumou, D. und Robinson, A. 2013.** Historic and future increase in the global land area affected by monthly heat extremes. *Environmental Research Letters* 8.
- Fuller, R. A., McDonald-Madden, E., Wilson, K. A., Carwardine, J., Grantham, H. S., Watson, J. E. M., Klein, C. J., Green, D. C. und Possingham, H. P. 2010.** Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. *Nature* 466(7304):365–367.
- Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J.-M., Fleischer, P., Ingemarson, F., Landmann, G., Lindner, M., Marzano, M., Nicoll, B., Orazio, C., Peyron, J.-L., Reviron, M.-P., Schelhaas, M.-J., Schuck, A., Spielmann, M. und Usbeck, T. 2010.** Destructive Storms in European Forests: Past and Forthcoming Impacts. Final Report to EC DG Environment.
- Graham, R.W. 1988.** The role of climatic-change in the design of biological reserves – the paleoecological perspective for conservation biology. *Conservation Biology* 2:391–394.
- Halpin, P.N. 1997.** Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications* 7:828–843.
- Hannah, L. 2008.** Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Science* 1134(1):201–212.
- Hannah, L., Lovejoy, T., Midgley, G., Bond, W., Bush, M., Lovett, J., Scott, D. und Woodward, I. 2002.** Conservation of Biodiversity in a Changing Climate. *Conservation Biology* 16:11–17.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araujo, M., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. und Williams, P. 2007.** 2002 Conservation of Biodiversity in a Changing Climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(3):131–138.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. und Aronson, J. 2006.** Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14:170–176.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. und Hermy, M. 2002.** Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 5:525–530.
- Hulme, P.E. 2005.** Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology* 42:784–794.
- Ibanez, I., Clark, J. S., Dietze, M. C. et al. 2006.** Predicting biodiversity change: outside the climate envelope, beyond the species-area curve. *Ecology*, 87, 1896–1906.
- Kint, V., Aertsen, W., Campioli, M., Vansteenkiste, D., Delcloc, A. und Muys, B. 2012.** Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. *Climatic Change* 115:343–363.
- Kolström, M., Lindner, M., Vilén, T., Maroschek, M., Seidl, R., Lexer, M. J., Netherer, S., Kremer, A., Delzon, S., Barbati, A., Marchetti, M. und Corona, P. 2011.** Reviewing the science and implementation of climate change adaptation measures in European forestry. *Forests* 2: 961–982.
- Koutsias, N., Arianoutsou, M., Kallimanis, A. S., Mallinis, G., Halley, J. M. und Dimopoulos, P. 2012.** Where did the fires burn in Peloponnisos, Greece the summer of 2007

*Evidence for a synergy of fuel and weather. Agric. For. Meteorol.* 156:41–53.

- Lewis, S., 2009.** *Climate Change and Biodiversity in European Protected Forests: Policies for Adaptation.* MSc thesis, Imperial College London. 93 S.
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C.B. und Ackerly, D. D. 2009.** *The velocity of climate change. Nature* 462:1052–1055.
- McCarty, J.P. 2001.** *Ecological consequences of recent climate change. Conservation Biology* 15: 320–331.
- Netherer, S; Schopf, A. 2010.** *Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests-General aspects and the pine processionary moth as specific example. Forest Ecology and Management* 259:831–838.
- Opdam, P. und Wascher, D. 2004.** *Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. Biological Conservation* 117: 285–297.
- Pearson, R. G. und Dawson, T. P. 2005.** *Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. Biological Conservation* 123:389–401.
- Penuelas, J., Ogaya, R., Boada, M. und Jump, A.S. 2007.** *Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming – linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). Ecography* 30:829–837.
- Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Vacchiano, G., Weber, P., Wohlgemuth, T., Zweifel, R. und Dobbertin, M. 2013.** *Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. Global Change Biology* 19:229–240.
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M. und Camia, A. 2013.** *Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. Forest Ecology and Management* 294:11–22.
- Strange, N., Thorsen, B. J., Bladt, J., Wilson, K. A. und Rahbek, C. 2011.** *Conservation policies and planning under climate change. Biological Conservation* 144:2968–2977.
- Virkkala, R., Heikkinen, R. K., Leikola, N. und Luoto, M. 2008.** *Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. Biol. Conserv.* 141: 1343–1353.

## 4.2 Die funktionelle Rolle der biologischen Vielfalt im Wald

*Michael Scherer-Lorenzen*

▶ *Europäische Wälder decken ein großes Spektrum an Arten-, struktureller und funktioneller Vielfalt ab.*

In Europa gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Waldtypen, die infolge der Klimaverschiebungen der vergangenen zwei Millionen Jahre sowie der auf dem europäischen Kontinent bestehenden starken klimatischen, geologischen und geographischen Gradienten entstanden. Diese Wälder weisen eine große Vielfalt an Arten, Strukturen und Funktionen auf. Von Menschen verursachte Störungen zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen, wie Holzeinschlag, Beweidung, Brandrodung und Abholzung, haben einen wichtigen anthropogenen Fußabdruck in den Wäldern hinterlassen. Historische sowie moderne Waldbewirtschaftungsformen haben, bisweilen über kurze Entfernungen hinweg, scharfe Grenzen bzw. deutliche Unterschiede der biologischen Vielfalt im Wald entstehen lassen. Einschlag und Wiederaufforstung mit einzelnen, schnell wachsenden Arten haben Waldtypen mit einer eher geringen Arten- und Strukturvielfalt hervorgebracht, während bei plenterartigen Eingriffen und der Bevorzugung von Naturverjüngung mehrere Arten in vielschichtigen Wäldern nebeneinander vorkommen können, möglicherweise sogar über die natürliche Arten- und Strukturvielfalt hinaus. Es ist außerdem das Ziel neuerer Waldbewirtschaftungsrichtlinien, die Umwandlung von produktionsorientierten Monokulturen zu multifunktionalen und vielfältigen Wäldern zu unterstützen. Der fortschreitende Klimawandel wird auch den Wald und die dort lebenden Organismen beeinflussen. Es ist offensichtlich, dass sich die Waldbiodiversität verändert und sich diese Veränderungen auch in naher Zukunft weiter fortsetzen werden. Wir müssen uns daher der Frage stellen, ob und wie die Veränderungen der Biodiversität im Wald die Funktion und Stabilität von Ökosystemen sowie die Leistungen, die der Mensch aus dem Wald bezieht, beeinflussen werden.

▶ *Die Veränderung der biologischen Vielfalt hat für Ökosysteme verschiedene Konsequenzen.*

Einzelne Baumarten haben mit ihren spezifischen funktionellen Eigenschaften einen deutlichen Einfluss auf die Ökosystemeigenschaften, wie z. B. die Produktion von Biomasse, Nährstoffkreisläufe oder die Präsenz und Abundanz anderer Organismen. So zeigten zum Beispiel Reich et al. (2005) in einem replizierten Experiment mit 14 nack- und bedecksaumigen Baumarten, dass 30 Jahre nach der Einrichtung der Untersuchungsflächen, die jeweils mit einer Baumart angelegt wurden, Unterschiede in der Kalziumkonzentration der Laubstreu zu tiefgreifenden Veränderungen der Bodenchemie und -fruchtbarkeit führten. Außerdem war die Häufigkeit und Vielfalt von Regenwürmern in solchen Beständen größer, in denen kalziumreiche Baumarten angebaut wurden. Demnach besteht eine unmittelbare Verbindung zwischen Vegetation, Bodenorganismen und der Biogeochemie des Bodens. Ein

Wechsel der dominanten Baumart in einem Waldstück, z. B. aufgrund von Bewirtschaftung oder des sich verändernden Klimas, wird daher bei bestimmten Ökosystemfunktionen und -leistungen Kettenreaktionen auslösen. Solche Phänomene sind auch als Artidentitätseffekte („species identity effects“) bekannt.

Im Gegensatz zu solchen relativ gut bekannten Identitätseffekten ist die Frage, inwieweit Veränderungen der Baumartendiversität eine Vielzahl von Ökosystemprozessen gleichzeitig beeinflussen, immer noch ungeklärt. Die Herausforderung, den Einfluss der Biodiversität auf die Ökosystemfunktionalität zu verstehen, hat ein neues, interdisziplinäres Forschungsgebiet ins Leben gerufen, das in den frühen 1990er Jahren entstand. Seither hat sich ein neues ökologisches Rahmenwerk entwickelt: es unterstreicht die aktive Rolle der Lebewesen und deren Vielfalt in der Steuerung der Umweltbedingungen innerhalb der Ökosysteme einschließlich der nachfolgenden Kaskadeneffekte auf die Ökosystemleistungen und das menschliche Wohlergehen. Aus logistischen Gründen konzentrierte sich diese funktionelle Diversitätsforschung hauptsächlich auf Artenreichtum und Primärproduktivität und verwendete Modellgemeinschaften von Organismen in Labor oder Grünland (Cardinale et al. 2011).

### Exkurs 38. Ökosystemeigenschaften, -prozesse, -funktionen und -leistungen

Die Begriffe Ökosystem (oder ökologische) -prozesse und -eigenschaften, -funktionen oder -funktionalität und -leistungen sind für die Konzepte der funktionellen Biodiversitätsforschung von zentraler Bedeutung. Sie werden in folgendem Sinn verwendet (zusammengestellt aus Naeem et al. 2002, Hooper et al. 2005, MA 2005, de Groot et al. 2009):

**Ökosystemprozesse:** Die physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge oder Ereignisse, die Organismen mit ihrer Umgebung verbinden, z. B. die Biomasseproduktion, Streuzersetzung, Nährstoffkreisläufe.

**Ökosystemeigenschaften:** Die Größe von Kompartimenten, z. B. von Stoffpools wie Kohlenstoff oder organischen Substanzen im Boden.

**Ökosystemfunktionen:** Die Fähigkeit von Ökosystemen, Leistungen direkt oder indirekt, unterstützt durch biophysikalische Strukturen und Prozesse, zu erbringen. Sie können als Zwischenstadium zwischen Prozessen und Leistungen betrachtet werden.

**Ökosystemfunktionalität:** Vorgänge, Prozesse oder Eigenschaften von Ökosystemen, die von deren Biota beeinflusst werden.

**Ökosystem(dienst)leistungen:** Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen beziehen, wie Versorgungsleistungen (z. B. Nahrungsmittel, Textilrohstoffe, genetische Ressourcen), Regulationsleistungen (z. B. Erosionsschutz, Klimaregulierung, Bestäubung), kulturell bedeutsame Leistungen (z. B. für spirituelle, religiöse und Bildungszwecke sowie Freizeit und Erholung) und unterstützende Basisleistungen (z. B. Bodenbildung, Primärproduktion, Nährstoffkreisläufe).

Bestehende Untersuchungen über die Auswirkungen der Diversität im Wald auf die Funktionalität von Ökosystemen lassen sich in vier Gruppen unterteilen: (1) forstwirtschaftliche Ertragsstudien über Monokulturen und Mischbestände aus zwei Baumarten anhand von Dauerbeobachtungsflächen oder waldbaulichen Versuchen, (2) Beobachtungen entlang natürli-

cher Walddiversitätsgradienten, (3) Analysen nationaler und regionaler Waldinventuren und (4) Baumdiversitäts-Experimente mit einer auf Pflanzung beruhenden, sich unterscheidenden Baumartenvielfalt.

► *Die funktionellen Eigenschaften der Arten bestimmen die zugrunde liegenden biologischen Mechanismen für Mischeffekte.*

Forstliche Ertragsstudien legen ein idiosynkratisches Verhältnis zwischen Diversität und Produktivität nahe, wobei der Unterschied zwischen Monokulturen und Mischbeständen von der Zusammensetzung der Baumarten und den Umweltbedingungen abhängt. Ähnliche idiosynkratische Effekte werden für Nährstoffkreisläufe, Widerstandsfähigkeit gegen Sturmschäden und andere Ökosystemprozesse berichtet. Es gibt Hinweise darauf, dass die Mischung komplementärer Funktionstypen, d. h. Arten mit unterschiedlichem ökologischen Verhalten oder unterschiedlichen Auswirkungen auf ökologische Prozesse (z. B. schattentolerante bzw. -intolerante, früh- und spätsukzessive, stickstoffbindende und nicht-stickstoffbindende Arten), zu einer höheren Produktivität beitragen. Obwohl die Ergebnisse auf das untere Ende der Diversitätsskala (1 Art vs. 2 Arten) und in der Hauptsache auf wenige kommerzielle Nutzholzarten beschränkt sind, so verdeutlichen sie doch zwei Hauptaspekte: die Wichtigkeit funktioneller Eigenschaften sowie das Auftreten von Nischen-Komplementarität und gegenseitiger Förderung als grundlegende biologische Mechanismen für Mischeffekte (siehe Exkurs 39).

**Exkurs 39. Die grundlegenden Mechanismen der Biodiversitätseffekte auf Ökosysteme**

„Es ist nicht möglich, allgemeine Aussagen darüber zu treffen, ob Mischbestände für alle Zwecke besser oder schlechter geeignet sind als Monokulturen. Die Art und Weise der Interaktionen zwischen den Arten steuert die Unterschiede in der Produktion und anderen ökologischen Prozessen zwischen Mischbeständen und Monokulturen der beteiligten Arten. Es ist nicht von Nutzen, die positiven Effekte von Mischkulturen einem nur vage definierten Synergismus zuzuschreiben; es ist vielmehr wichtig, die Konkurrenz und andere Interaktionen zwischen den Arten in Relation zu lokalen Standortbedingungen zu verstehen, um Forschungsergebnisse angemessen auf Managementsituationen anwenden zu können.“ (zitiert aus Kelty und Cameron, 1995, S. 322).

Dieses Zitat zeigt deutlich, dass wir fundierte Kenntnisse zu Wechselwirkungen biologischer Mechanismen zwischen koexistierenden Baumarten benötigen, um Mischungseffekte zu verstehen und daraus Managementansätze zu entwickeln, die eine Vielzahl von Zielen und Funktionen erfüllen können. Diversitätseffekte auf Ökosystemprozesse sind im Allgemeinen das Ergebnis von vier Hauptmechanismen: **Nischen-Komplementarität** tritt dort auf, wo eine vielfältigere Gemeinschaft, die aus einer Mischung spezialisierter Arten mit unterschiedlichen Strukturen und Funktionen besteht, in der Lage ist, die zur Verfügung stehenden Ressourcen besser auszuschöpfen, als dazu eine Monokultur imstande ist, und so zu einer höheren Produktivität und/oder geringeren Mengen unverbrauchter Ressourcen führt. **Förderung**, d. h. die positive Auswirkung einer Art auf die Leistung einer anderen (z. B. als sogenannte Ammenpflanzen oder durch den zusätzlichen Nährstoffeintrag über die symbiotische Stickstofffixierung), kann auch zu einer stärkeren Ressourcennutzung und somit zu einer verbesserten Produktivität führen. Der **Selektionseffekt** bewirkt, dass vielfältigere Gemeinschaften mit größerer Wahr-

scheinlichkeit hochleistungsfähige Arten enthalten, welche die Gemeinschaft und deren Auswirkungen auf die Ökosystemprozesse dominieren. Das Konzept der ökologischen Versicherung betont, dass vielfältigere Gemeinschaften bei unvorhersehbaren Störungen eher Arten enthalten, die in der Lage sind, mit den neuen Bedingungen zurecht zu kommen.

► *Artenreichtum ist eine der wesentlichsten Determinanten ökologischer Prozesse in Ökosystemen.*

Beobachtungs- und Vergleichsstudien, die eine größere Baumartenspreitung aufweisen, sind überraschenderweise selten, obwohl sie den Vorteil des Vergleichs komplexer Gemeinschaften unter natürlichen Bedingungen bieten. Noch wichtiger ist, dass es bislang keine systematische Einrichtung von Beobachtungsreihen gab, die die Quantifizierung der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen in europäischen Wäldern ermöglichen würde (s. aber Exkurs 40). Ergebnisse einer ersten Studie in mitteleuropäischen Buchenwäldern im deutschen Nationalpark Hainich zeigen, dass die Erhöhung der Baumartenvielfalt von reinen Buchen- zu Mischbeständen, bestehend aus 5 Arten, verschiedenartige Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen hat. So befand sich beispielsweise die gesamte stehende, oberirdische Biomasse in negativer Abhängigkeit von der Baumartenvielfalt (Jacob et al. 2010), während man herausfand, dass die Diversität der Krautschicht (Mölder et al. 2008) oder der Käfer (Sobek et al. 2009) in positiver Beziehung zur Vielfalt der Baumarten stand. Es wurde deutlich, dass die Artidentität und Abundanz der vorhandenen Baumarten die wichtigsten Determinanten für die untersuchten Prozesse sind, die mit einer „Verdünnung“ der Hauptbaumart Buche bei zunehmendem Artenreichtum in Zusammenhang gebracht werden. Weiterhin erschwert die Kovariation zwischen einigen Bodeneigenschaften und der Baumdiversität die Unterscheidung zwischen direkten Diversitätseffekten auf Prozesse und solchen, die von der Umwelt vermittelt werden. Insgesamt betrachtet haben diese Ergebnisse gezeigt, dass einige der Veränderungen unterschiedlicher Ökosystemfunktionen und -prozesse einerseits durch die Vielfalt der Baumarten erklärt werden können. Andererseits haben auch Umweltfaktoren und die Baumartenidentität einen wichtigen Anteil daran.

► *Jüngste Studien zur Funktion der Diversität, basierend auf nationalen Waldinventurdaten, berichten über positive Zusammenhänge zwischen Baumartenvielfalt und Produktivität.*

Eine Studie von Gamfeldt et al. (2013) konnte nachweisen, dass zahlreiche Ökosystemleistungen, wie z. B. die Produktion von Baumbiomasse, Kohlenstoffspeicherung im Boden, Beeren, Wild, artenreiche Unterwuchsvegetation und das Vorhandensein von Totholz, allesamt in positivem Zusammenhang mit dem Artenreichtum der Bäume in schwedischen Wirtschaftswäldern standen. Solche Bestandsanalysen können von den in vielen Ländern existierenden Daueruntersuchungsflächen profitieren. Allerdings ist die große Anzahl von Kovariablen, die

„Rauschen“ in das Verhältnis zwischen Diversität und Funktion einbringen, problematisch und ihre Auswirkungen müssen statistisch berücksichtigt werden. Außerdem ist die Baumdiversität nicht die eigentliche erklärende Zielvariable, da die Auswahl der Untersuchungsflächen nicht auf dem Kriterium der Diversität beruhte, sondern eher auf der Repräsentativität von Waldtypen oder auf rasterbasierten Stichprobenverfahren. Daher decken die meisten Inventurflächen nur das untere Ende des Diversitätsgradienten ab. Dennoch häufen sich die Hinweise aus solchen Studien, dass die Diversität der Baumarten die Ökosystemfunktionen und -leistungen tatsächlich positiv beeinflusst.

Ähnlich wie bei der überaus erfolgreichen Anwendung in der Grünland-Biodiversitätsforschung zielt die experimentelle Manipulation der Baumartenvielfalt darauf ab, die Wirkung der Umwelt von Biodiversitätseffekten abzukoppeln, indem sogenannte experimentelle Gemeinschaften etabliert werden, die sich zwar in bestimmten Aspekten der Diversität unterscheiden, jedoch den gleichen Umgebungsbedingungen unterliegen. Nur indem dieser „synthetische Gemeinschaftsansatz“ angewandt wird, können die innerhalb von Lebensräumen stattfindenden Auswirkungen der Diversität zweifelsfrei festgestellt werden und ermöglichen uns so, die Kausalzusammenhänge zwischen Diversität und Funktion zu überprüfen. Dieser Ansatz wurde im Rahmen des internationalen Netzwerks für Baumdiversitätsexperimente verfolgt (TreeDiv-Net; [www.treedivnet.ugent.be](http://www.treedivnet.ugent.be)). Erste Ergebnisse dieser Experimente zeigen, dass die Vielfalt der Baumarten tatsächlich signifikante Auswirkungen auf das Wachstum und die Biomasseproduktion von Bäumen, die Laubstreuproduktion, Herbivorie und den Nährstoffhaushalt von Bäumen hat, während der Abbau der Streuschicht eher unbeeinflusst blieb. Die größte Einschränkung bei diesen Biodiversitätsexperimenten mit Bäumen ist die künstliche Zusammensetzung experimenteller Gemeinschaften und somit die Abweichung von natürlichen Beständen hinsichtlich einiger Eigenschaften, wenngleich sie die Bedingungen in forstlichen Pflanzungen durchaus gut repräsentieren mögen.

► *Aus Sicht der Multifunktionalität ist es offensichtlich, dass keine Art alleine in der Lage ist, viele Funktionen zeitgleich zu erfüllen und dass es möglicherweise sogar zwischen einzelnen Leistungen Konflikte gibt.*

In drei neueren Untersuchungen wurden die verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnisse zu Auswirkungen der Baumdiversität auf Ökosystemfunktionen aus der Literatur zusammengestellt, wobei die Untersuchungsansätze aus Tabelle 10 berücksichtigt wurden. Es hat sich gezeigt, dass Baumartenvielfalt auf eine Vielzahl ökologischer Prozesse hauptsächlich positive Auswirkungen hat, dass jedoch auch indifferente bzw. negative Effekte häufig auftreten können. Das Wachstum und die Produktion von Biomasse sowie die Abundanz und Vielfalt der assoziierten Flora und Fauna stehen häufig in einer positiven Verbindung zu einer Zunahme der Baumartenvielfalt. Andere ökologische Funktionen und Leistungen, insbesondere jene, die mit biogeochemischen Stoffkreisläufen einhergehen, scheinen weniger sensibel auf Veränderungen der Baumartenvielfalt zu reagieren und werden stärker von den Standortbedingungen gesteuert. Und schließlich spielt auch die Identität der dominanten Art bei der Steuerung ökologischer Prozesse eine wichtige Rolle. Aus Sicht der Multifunktionalität ist es jedoch offensichtlich, dass eine einzelne Baumart nicht in der Lage ist, viele Funktionen gleichzeitig zu erfüllen und es möglicherweise sogar zu Konflikten einzelner Leistungen kommen kann. Somit wäre der Schritt hin zu einem Management von Mischwaldbeständen eine Möglichkeit, die unterschiedlichen Leistungen, die aus Waldökosystemen bezogen werden, besser zu erhalten bzw. zu fördern.

**Tab. 10.** Zusammenfassung dreier unterschiedlicher Literaturstudien zur Auswirkungen der Baumartenvielfalt auf Ökosystemfunktionen und -leistungen. Thompson et al. (2009) haben mit einem ausschließlichen Fokus auf die Produktion von Biomasse die Literatur bis zum Jahr 2009 zusammengetragen. Nadrowski et al. (2010) analysierten die zwischen den Jahren 2007 und 2010 veröffentlichte Literatur und berücksichtigten nur Untersuchungen, die einen über Mischbestände von zwei Arten hinausgehenden Diversitätsgradienten abdeckten; auch mehrere Ökosystemfunktionen wurden miteinbezogen. Scherer-Lorenzen (2013) untersuchte in den Jahren 2005 – 2013 publizierte Studien, die ebenfalls zahlreiche Funktionen und Leistungen berücksichtigen. Die Beispiele für Funktionen und Leistungen umfassen: ober- und unterirdische Biomasseproduktion, Stammholzproduktion, Wachstum, Mortalität, Laubstreuproduktion, Größe der Nährstoffpools in Baumbiomasse und Boden, Nährstoffflussraten zwischen den einzelnen Kompartimenten des Ökosystems, Kohlenstoffbindung in Biomasse und Boden, Wasserflüsse, Diversität der assoziierten Flora und Fauna sowie Schäden durch Herbivoren und Krankheiten.

Diversitätseffekt	Thompson et al. 2009	Nadrowski et al. 2010	Scherer-Lorenzen 2013
Negativ	-	6	13
Neutral oder eingipflig/unimodal	5	25	9
Positiv	15	40	45

#### Exkurs 40. Ein neues europäisches Projekt zur funktionellen Bedeutung der biologischen Vielfalt des Waldes

Seit Oktober 2010 sind zur Erforschung der funktionellen Bedeutung der biologischen Vielfalt des Waldes die obengenannten Ansätze im Rahmen des EU-geförderten Projekts FunDivEUROPE ([www.fundiveurope.eu](http://www.fundiveurope.eu)) vereint. Es wurde ein Netzwerk von mehr als 250 Untersuchungsflächen in sechs unterschiedlichen Waldtypen geschaffen: von mediterranen Wäldern in Spanien und Italien über mittel- und osteuropäische Wälder in Deutschland, Polen und Rumänien bis hin zu borealen Wäldern in Finnland. In jeder Region wurden Probeflächen entlang des Gradienten ‚Baumartenvielfalt‘ eingerichtet und mit unterschiedlichen Artensamensetzungen repliziert. Das Projekt beinhaltet auch europäische Standorte des TreeDiv-Net-Netzwerks in Frankreich, Belgien, Deutschland und Finnland (s. Abb. 72). In beiden Ansätzen wird eine Vielzahl ökologischer Prozesse und Funktionen von Partnern aus 24 wissenschaftlichen Einrichtungen in 15 Ländern erforscht. Schließlich werden Daten ausgewählter nationaler Waldinventuren verschiedener europäischer Länder auf mögliche Auswirkungen der Baumartenvielfalt auf Ökosystemfunktionen untersucht.



**Abb. 72.** Im Rahmen des Projekts FunDivEUROPE werden alte Waldbestände (links) und Versuchspflanzungen (rechts) mit unterschiedlichem Baumartenreichtum und unterschiedlicher -zusammensetzung und die daraus resultierenden Auswirkungen der Biodiversität auf Ökosystemfunktionalität und Bereitstellung von Ökosystemleistungen untersucht. Fotos: S. Müller (links), M. Scherer-Lorenzen (rechts).

► *Obwohl wir immer noch weit entfernt sind von einer allgemeinen Theorie zur funktionellen Rolle der Biodiversität in Wäldern, legen neuere Erkenntnisse nahe, dass die Erhaltung der genetischen, strukturellen und funktionellen Diversität in Waldgemeinschaften eine gute Basis für eine multifunktionale und nachhaltige Waldnutzung darstellt.*

Somit ist die biologische Vielfalt nicht nur ein „Gut“, das es zu überwachen, erhalten und bewirtschaften gilt, sondern sie kann auch als Werkzeug genutzt werden, um bestimmte Managementziele wie die Bereitstellung mehrerer Ökosystemleistungen zu erreichen. Außerdem werden die Diversität und Komplexität des Waldes ganz gewiss eine wesentliche Rolle für die Stabilität von Wäldern spielen und angesichts der Herausforderungen der globalen Klima- und Umweltveränderungen ein wichtiges Element von Anpassungsstrategien werden. Somit kann ein adaptives Waldmanagement, das zukünftiges Klima und weitere Belastungen berücksichtigt, von den Biodiversitätseffekten profitieren, die dazu beitragen könnten, die gleichzeitige Bereitstellung unterschiedlicher Ökosystemleistungen aufrecht zu erhalten. Auf Bestandse-

bene sollte dies durch die Entwicklung und Umsetzung von Bewirtschaftungsansätzen für Mischbestände und einer differenzierten Altersstruktur erfolgen. Auf Landschaftsebene wird dies durch die Entwicklung von Konzepten für ein multifunktionales Ökosystemmanagement ergänzt. Zielkonflikte zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen lassen beispielsweise darauf schließen, dass die Maximierung mehrerer Leistungen auf Bestandsebene schwierig ist; positive Beziehungen zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktion sprechen jedoch dafür, dass benachbarte Monokulturbestände, bestehend aus verschiedenen Arten, die Multifunktionalität auf Landschaftsebene nicht alleine optimieren würden. Demnach würde ein Mosaik aus Mischbeständen mit unterschiedlichen Artenzusammensetzungen die Bereitstellung von Ökosystemleistungen potentiell maximieren. Und selbst bei neueren Entwicklungen wie z. B. der Bewirtschaftung von Beständen im Kurzumtrieb könnten die Erkenntnisse aus der funktionellen Biodiversitätsforschung miteinbezogen werden, um sowohl ökonomische als auch ökologische Aspekte zu optimieren: möglicherweise werden sich in Zukunft solche Anpflanzungen nicht mehr nur auf einen einzelnen, hochproduktiven Klon oder eine Art stützen, sondern auf eine sorgfältig ausgewählte Mischung unterschiedlicher und sich gegenseitig ergänzender Arten, mit dem Ergebnis einer hohen und stabilen Holzproduktion, effizienter Ressourcennutzung und Stabilität hinsichtlich Schädlings- und Krankheitsbefall.

## Literaturverzeichnis

- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M.I. und Gonzalez, A. 2011.** *The functional role of producer diversity in ecosystems. American Journal of Botany* 98:572–592.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. und Willemen, L. 2010.** *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making Ecological Complexity* 7:260–272.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andren, H., Moberg, F., Moen, J. und Bengtsson, J. 2013.** *Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nature Communications* 4:1340.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S.I., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. und Wardle, D.A. 2005.** *Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge and needs for future research. Ecological Monographs* 75:3–36.
- Jacob, M., Leuschner, C. und Thomas, F.M. 2010.** *Productivity of temperate broad-leaved forest stands differing in tree species diversity. Annals of Forest Science* 67:503.
- Kelty, M.J. und Cameron, I.R. 1995.** *Plot design for the analysis of species interactions in mixed stands. Commonwealth Forestry Review* 74:322–332.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) 2005.** *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC. 137 S.
- Mölder, A., Bernhardt-Römermann, M. und Schmidt, W. 2008.** *Herb-layer diversity in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech? Forest Ecology and Management* 256: 272–281.
- Nadrowski, K., Wirth, C. und Scherer-Lorenzen, M. 2010.** *Is forest diversity driving ecosystem function and service? Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:75–79.
- Naeem, S. 2002.** *Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. Ecology* 83:1537–1552.
- Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M. und Tjoelker, M.G. 2005.** *Linking litter cal-*

cium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8:811–818.

**Scherer-Lorenzen, M. 2013.** *The functional role of biodiversity in the context of global change.* In: Burslem, D., Coomes, D. und Simonson, W. (Hrsg.). *Forests and Global Change.* Cambridge University Press, Cambridge. S. 195-238.

**Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. und Schulze, E.-D. (Hrsg.) 2005.** *Forest Diversity and function: Temperate and boreal systems.* *Ecological Studies* 176. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

**Sobek, S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C. und Tscharrntke, T. 2009.** *Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient.* *Diversity and Distributions* 15:660–670.

**Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. und Mosseler, A. 2009.** *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems.* Technical Series no. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.



## 4.3 Invasive Neobiota im Ökosystem Wald: Chance oder Bedrohung?

*Nicola Schoenenberger und Marco Conedera*

Mit Beginn der römischen Vorherrschaft im südlichen Alpenraum wurde schon im ersten Jahrhundert v. Chr. die damals nicht heimische Edelkastanie (*Castanea sativa*), ein Baum von großer wirtschaftlicher Bedeutung, großräumig eingeführt. Die als Monokulturen angelegten Bestände wurden in der Regel als Niederwälder oder Haine (Selven) bewirtschaftet und ersetzten so oft große Gebiete autochthoner Wälder und veränderten somit deren Ökosystemfunktionalität tiefgreifend. Das Laub von Kastanien zersetzt sich nur langsam, fördert Bodenversauerung und verändert das Feuerregime, was wiederum Kastanienwälder und deren artenarme und säureliebende Bodenvegetation begünstigt. Würden wir die heutigen Kriterien für die Beschreibung invasiver Neobiota anwenden, so wäre die Kastanie vermutlich als eine Art einzustufen, die Ökosysteme verändert und die Biodiversität negativ beeinflusst. Ihre kulturelle und ökonomische Bedeutung und die Tatsache, dass sie schon vor Jahrhunderten eingeführt wurde, lassen jedoch wenig Raum für solche Diskussionen. Entsprechend erfreut sich die Kastanie in jenen Regionen, in denen sie eingebürgert wurde, weiterhin großer Beliebtheit. 2002 wurde die invasive Esskastaniengallwespe *Dryocosmus kuriphilus*, die weltweit als der gefährlichste Kastanienschädling angesehen wird, erstmals in Europa, im Piemont in Norditalien, gemeldet. Vermutlich wurde sie einige Jahre zuvor durch kontaminiertes Baumschulmaterial aus Asien, der Heimat des Schädlings, eingeschleppt. Um von der Esskastaniengallwespe verursachte Einbußen in der Kastanienproduktion zu reduzieren, wurde auf öffentlichen Druck hin in großem Umfang der in China beheimatete parasitoid Hautflügler *Torymus sinensis* als Mittel zur biologischen Schädlingsbekämpfung in Italien, wie unlängst auch in Frankreich, eingesetzt. *Torymus sinensis* bildet sich selbst erhaltende Populationen und ist in der Lage, sich natürlich zu verbreiten. In Japan, wo *Torymus sinensis* ebenfalls zum Zweck der Esskastaniengallwespenbekämpfung eingeführt worden war, hat sie sich bekanntlich sehr schnell ausgebreitet und mit einer einheimischen *Torymus*-Art gekreuzt. Dies hatte eine Verdrängung der heimischen *Torymus*-Art aufgrund genetischer Assimilation zur Folge – ein unerwartetes Ergebnis und ein bisher weltweit einmaliger Fall. Dessen ungeachtet wurde, ohne formale Prüfung potentieller Risiken, *Torymus sinensis* in Europa eingeführt. Im Jahr 2012 wurde bereits von ersten Hybridisierungen zwischen *Torymus sinensis* und einer einheimischen *Torymus*-Art (die an Eichengallen gebunden ist) berichtet. Die Konsequenzen der Einbürgerung von *Torymus sinensis* in Japan scheinen sich nun in Europa zu wiederholen. Dieses Beispiel eines invasiven Neozoons, welches zur Bekämpfung eines anderen invasiven Neozoons eingeführt wurde, illustriert die Komplexität, die sich hinter solchen Ansätzen verbirgt, vor allem wenn es darum geht, ihre Ursachen, Mechanismen, Auswirkungen, Managementoptionen sowie sich daraus ergebende sozio-kulturelle, ökonomische und ökologische Auswirkungen zu bewerten.

► *Neobiota sind Organismen, die in der Lage sind, sich auf natürliche Weise in Regionen zu verbreiten, in denen sie zuvor nicht heimisch waren; zu ihnen zählen Pflanzen (Neophyten), Tiere (Neozoen) und Pilze (Neomyceten).*

Neobiota sind Organismen, die sich auf natürliche Weise in Regionen, in denen sie vorher nicht heimisch waren, vermehren und ausbreiten können (d. h. sie sind eingebürgert). Zu ihnen zählen Pflanzen (Neophyten), Tiere (Neozoen) und Pilze (Neomyceten). Diese Terminologie wird in Fachkreisen verwendet, während Begriffe wie „fremde“ oder „exotische“ Arten ebenfalls gebräuchlich sind und eine ähnliche Bedeutung haben. Im Allgemeinen werden alle Arten, die nach dem Ende des Mittelalters durch den Menschen in Gebiete außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes eingebracht wurden, als Neobiota bezeichnet. Die gezielte, oft auch unabsichtliche Verbreitung kann über große Entfernungen oder biogeographische Grenzen wie Ozeane, Wüsten oder Gebirgsketten hinweg erfolgen. Neobiota verbreiten sich häufig als ‚Trittbrettfahrer‘. Hierbei spielen der Gütertransport, die Verbreitung durch Lebewesen, aber auch die Einführung wirtschaftlich bedeutender Arten (z. B. Haus- und Nutztiere, Zier- und Nutzpflanzen oder auch Organismen zur biologischen Schädlingskontrolle) eine wichtige Rolle. Einmal eingeführt, ist ihre Etablierung von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, wie z. B. veränderte Landnutzung, anthropogene und natürliche Störungen, Eutrophierung oder Klimawandel. Ein zu erwartender Anstieg solcher Prozesse könnte zu einer weiteren Verbreitung und Etablierung einer ständig wachsenden Anzahl von Neobiota beitragen. Zusätzlich wird sich die Zahl der Neobiota als Folge der Zunahme des interkontinentalen Handels und des Wunschs nach mehr Mobilität weiter erhöhen. Die Auswirkungen dieser ‚globalen biologischen Homogenisierung‘ sind bei weitem noch nicht abzusehen.

► *Neobiota werden in wachsenden Zahlen weiterhin eingeführt: die Konsequenzen einer solchen globalen biologischen Homogenisierung sind bei weitem noch nicht abzusehen.*

Einige Neobiota können sich auch zu invasiven Arten entwickeln, d. h. sie produzieren in großer Zahl Nachkommen, gekoppelt mit einer hohen Verbreitungsfähigkeit. Invasive Neobiota können eine ganze Reihe negativer Effekte verursachen; allerdings wird nur ein kleiner Teil der gesamten neobiotischen Arten als schädlich eingestuft. So werden beispielsweise nur ungefähr 20 % der in Großbritannien und den baltischen Staaten vorkommenden neophytischen Arten als nachteilig eingestuft (DAISIE 2009:43–61). Verglichen mit dem gesamten Pflanzenreichtum (einheimischer und nicht-heimischer Arten) liegt dieser Anteil in europäischen Ländern häufig unter 2 %. Einige der Behauptungen, dass Neobiota, insbesondere Pflanzen, eine gefährliche Bedrohung für die biologische Vielfalt darstellen, können nicht durch entsprechende Daten gestützt werden. Es ist daher eine neue Herangehensweise erforderlich, die sich womöglich mehr auf die Funktion einer Art in einem Ökosystem konzentriert als auf deren Herkunft.

► *Invasive Neobiota können eine ernstzunehmende Bedrohung für Natur und Gesellschaft mit einer Vielzahl negativer Auswirkungen darstellen, u. a. enormen finanziellen Folgekosten.*

Dennoch können invasive Neobiota eine ernstzunehmende Bedrohung für die Gesellschaft und die Natur darstellen. Eine Vielzahl negativer Auswirkungen können mit invasiven Neobiota einhergehen, wie z. B. erhöhte Risiken für die Gesundheit von Mensch und Tier; Ertragsverluste durch Schädlings- und Pathogenbefall ein Auftreten als Konkurrenten in Land- und; Forstwirtschaft sowie im Fischereiwesen; Auswirkungen auf die Biodiversität und Ökosystemleistung.

gen (einschließlich der Freizeit- und Erholungsqualität der Natur); Schäden an der Infrastruktur. Auch wenn einige der invasiven Neobiota verantwortlich für das Aussterben von Arten sind, insbesondere im Fall von Raubtieren und Schädlingen in Binnengewässern und auf Inseln, so scheinen sie derzeit noch keine ernsthafte Bedrohung für heimische Arten darzustellen (Davis 2009). In einigen Fällen wurden sogar ökologisch vorteilhafte Effekte beobachtet. Trotzdem gibt es in vielerlei Hinsicht noch keinen klaren Konsens, insbesondere nicht, was die langfristigen Effekte invasiver Neobiota auf die biologische Vielfalt vor allem in Kombination mit anderen Faktoren (z. B. Umweltverschmutzung oder der Zerstörung von Lebensräumen) angeht.

Invasive Neobiota können Managementmaßnahmen, die enorme Kosten verursachen, erfordern. So wurden die jährlichen Ausgaben für Bekämpfungsmaßnahmen gegen invasive Flügelnöcker (*Fallopia spp.*) im Vereinigten Königreich auf ungefähr 1,5 Milliarden Pfund geschätzt. Der wirtschaftliche Schaden durch 20 invasive Neobiota in Deutschland beläuft sich auf ca. 167 Millionen Euro pro Jahr, hauptsächlich verursacht durch Ertragsverluste, Kosten für die öffentliche Gesundheit oder Kontroll- und Bekämpfungsmaßnahmen. Die Europäische Union geht von jährlichen Kosten in einer Höhe von 10–12 Milliarden Euro für entstandene Schäden und Bekämpfungsmaßnahmen in den EU-Ländern aus.

In Waldökosystemen sind die invasiven Neobiota mit dem höchsten Schadenspotential vermutlich Schadinsekten und Pathogene. Der Kastanienrindenkrebs *Cryphonectria parasitica*, ein Schlauchpilz aus Ostasien zum Beispiel, der auch die Edelkastanie befällt und Rindenkrebs verursacht, wurde ungefähr 60 Jahre vor der Kastaniengallwespe in Europa eingeschleppt. Obwohl er keine dramatische Dezimierung der Kastanienbestände zur Folge hatte, bleibt er im Esskastanienanbau und in Kastanien-Niederwäldern eine nicht zu unterschätzende Ursache für Ausfälle. In Nordamerika jedoch hat der Kastanienrindenkrebs die nahezu vollständige Auslöschung der Amerikanischen Kastanie (*Castanea dentata*) zu verantworten. Innerhalb von 40 Jahren brach die fast vier Milliarden Exemplare zählende Population völlig zusammen – nur einige wenige Bestände der Amerikanischen Kastanie verblieben in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet.

► **In Waldökosystemen sind invasive Neobiota mit dem größten Schadenspotential vermutlich Schadinsekten und Pathogene.**

Im Vergleich zu anthropogenen und häufig gestörten Lebensräumen, wie städtisch oder landwirtschaftlich genutzten Flächen und Litoralthabitaten, ist in den Waldökosystemen Europas der gegenwärtige Grad invasiver Neophyten – d. h. der tatsächliche Anteil von Neophyten, gemessen an der Gesamtzahl aller Pflanzenarten – sehr viel geringer und liegt häufig sogar unter 5 % (Chytrý et al. 2009). Dieser geringe Anteil bedeutet jedoch nicht, dass Waldhabitate notwendigerweise weniger anfällig für invasive Neobiota sind. Angesichts einer hohen Einfuhrate von Diasporen (propagule pressure) – das ist die Gesamtheit aller Pflanzenteile mit der Fähigkeit zur Ausbreitung und Reproduktion (wie z. B. Samen, Knospen oder Rhizome) – durch Neophyten werden Waldökosysteme möglicherweise stark von invasiven Arten bedrängt (siehe Exkurs 41 zum Thema Laurophyllisierung). Dies gilt insbesondere für die in der Ebene oder in der Nähe von Ballungsräumen gelegenen Wälder. Mindestens 622 Gehölzarten (Bäume und Sträucher) sind weltweit als invasiv eingestuft. Davon stehen 21 auf der „Liste der 100 gefährlichsten Neobiota“, die sowohl Tiere und Pflanzen als auch Pilze enthält. Mehr als 60 % der invasiven Baum- und Straucharten wurden als Zierpflanzen im Gartenbau eingeführt, während 13 % der Forstwirtschaft, 10 % den Nahrungsmitteln und 7 % der Agro-

forstwirtschaft zugeschrieben werden (Richardson und Rejmánek 2011). Bei einem Großteil invasiver Baum- und Straucharten werden die Samen von Vögeln verbreitet, da sie sich häufig von den Beeren der in Gärten und Parks stehenden Zierpflanzen ernähren. Somit gelangen Samen dieser Baum- und Straucharten auch in nahegelegene Wälder (Abb. 73).

#### Exkurs 41. Laurophyllisierung: Vegetationswandel in Laubwäldern in der Südschweiz

In der insubrischen Region der Südschweiz wurden die heimischen sommergrünen Laubwälder seit den späten 1970er Jahren zunehmend von immergrünen Laubholzarten verdrängt. Sowohl heimische (z. B. *Ilex aquifolium* und *Hedera helix*) als auch nicht-heimische Arten (z. B. *Cinnamomum glanduliferum*, *Elaeagnus pungens*, *Laurus nobilis*, *Prunus laurocerasus* und *Trachycarpus fortunei*, Abb. 73) verbreiteten sich in den sommergrünen Laubwäldern Insubriens. All diese Arten erzeugen Beeren und werden so von Vögeln weiterverbreitet. Dieser Vorgang wird von einigen Autoren als Wandel von sommergrüner Laubwaldvegetation in einen immergrünen, von Neophyten dominierten Laubwald („Laurophyllisierung“) interpretiert. Eine Vielzahl von Faktoren wird hierzu, wenn auch vorläufig, aufgeführt. Beispiele sind der durch die Kultivierung großer Mengen immergrüner Zierpflanzen in Gärten und die Verbreitung ihrer Samen durch Vögel entstehende Diasporen-Druck auf benachbarte Wälder, veränderte Landnutzung (d. h. rasch fortschreitende Verstädterung sowie eine sich verändernde Waldbewirtschaftung seit den späten 1960er Jahren) und schließlich der Klimawandel, der eine deutliche Verringerung der Frosttage seit den 1970er Jahren zur Folge hatte, wodurch das Wachstum immergrüner Pflanzen begünstigt wird.



**Abb. 73.** Erste verwilderte laurophyllie Generation (vor allem die Chinesische Hanfpalme *Trachycarpus fortunei*). Vögel verbreiten die Samen in einem Umkreis von bis zu 200 m um Gartenanlagen, wo sich die Chinesische Hanfpalme dann erfolgreich ansiedelt und artenreiche Wälder mit der Europäischen Hopfenbuche (*Ostrya carpinifolia*) und der Manna-Esche (*Fraxinus ornus*) verdrängt. Foto: N. Schoenenberger.

Viele der invasiven Neophyten im Wald sind wirtschaftlich bedeutende Baumarten. Die Wahrnehmung ihres Nutzens oder Schadenspotentials ist bei verschiedenen Interessenvertretern, je nach Zielsetzung, sehr unterschiedlich. Die invasive, stickstoffbindende Robinie *Robinia pseudoacacia* wird beispielsweise wegen ihres Holzes von der Forstwirtschaft und als reicher Nektarspender auch von der Landwirtschaft geschätzt; für Ziele des Biodiversitätsschutzes ist sie jedoch ein wahrer Albtraum. Des Weiteren bilden sie oft undurchdringliche Dickichte und können sich negativ auf die Erholungsfunktion des Waldes auswirken. In Süddeutschland gibt es konkrete Hinweise darauf, dass die ökonomisch wichtige Douglasie *Pseudotsuga menziesii* ebenfalls nachteilige ökologische Effekte hat und durch ihre Fähigkeit, selbst unbewaldete felsige Berghänge besiedeln zu können, den Charakter der Landschaft verändert (besprochen in Kowarik 2010:183–187).

► **Einige der invasiven Neophyten im Wald sind ökonomisch wichtige Baumarten; die Wahrnehmung ihres Nutzens oder Schadpotentials wird von verschiedenen Interessenvertretern oft recht unterschiedlich bewertet.**

Verholzende Kletterpflanzen oder Lianen repräsentieren eine weitere wichtige Kategorie invasiver Neophyten an Waldrändern und in Auwäldern. Einige von ihnen sind in Europa eher unbekannt, könnten aber in Zukunft invasiven Charakter ausbilden. Ein Beispiel ist die ursprünglich in Ostasien beheimatete Pflanze Kudzu *Pueraria lobata*, ein in Nordamerika und andernorts bekannter Eindringling, der nach Empfehlung der Pflanzenschutzorganisation für Europa und den Mittelmeerraum (EPP0) als Quarantäneschadorganismus einzustufen ist. Von diesem Neophyten sind europaweit über 30 Populationen bekannt, die in Norditalien, der Südschweiz (Abb. 74) und Bosnien-Herzegowina zu finden sind. Ging man früher davon aus, dass die Pflanze sich nur durch vegetative Fortpflanzung und menschliches Eingreifen verbreiten kann, so weiß man seit Kurzem, dass sie im Spätherbst, wahrscheinlich begünstigt durch besonders milde Jahreszeiten, lebensfähige Samen produziert.



**Abb. 74.** Kudzu (*Pueraria lobata*) erobert einen Waldrand und überdeckt und erstickt dabei die heimische Vegetation gänzlich. Foto: N. Schoenenberger.

Die Einfuhr und Etablierung invasiver Neobiota zu vermeiden, ihre Ausbreitung zu begrenzen und ihre negativen Effekte zu verringern, stellt eine große Herausforderung dar. Die Biologie der einzelnen eingeschleppten Arten kann sehr stark variieren, wie auch deren Einfuhrwege bzw. Verbreitungsstrategien. Standortbedingungen spielen ebenfalls eine wichtige Rolle. Da die negativen Auswirkungen mit wachsenden Populationen invasiver Arten im Laufe der Zeit eher zunehmen, sind Vorbeugung, Früherkennung und rasches Handeln häufig die kostengünstigsten Optionen, Schäden zu vermeiden bzw. zu minimieren. Dies bedeutet jedoch, dass das Problem erkannt und Gegenmaßnahmen ergriffen werden müssen, bevor sich negative Auswirkungen überhaupt sichtbar manifestieren. Es ist daher notwendig, gut ausgearbeitete Risikobewertungsprotokolle, gestützt durch umfangreiches Datenmaterial, zu den einzelnen invasiven Arten zu erarbeiten, insbesondere, wenn bereits Einfuhrwege existieren und Etablierungen daher wahrscheinlich sind. Die Beurteilung der Risiken und die Entscheidung, welche Managementmaßnahmen angewendet werden sollen, erfordern für jede Art, jede biogeographische Region und jedes Schutzziel eine fallspezifische Vorgehensweise. Die Kontrolle invasiver Neobiota bedarf sowohl internationaler Zusammenarbeit als auch eines lokalen Networkings, da sie nicht an Landesgrenzen halt machen und sich häufig auf verschiedene Bereiche einer Gesellschaft auswirken.

► *Vorbeugende Maßnahmen, wie die Unterbindung der Einfuhr invasiver Arten, Früherkennung und rasches Handeln, sind kostengünstigste Optionen zur Vermeidung ökologischer und ökonomischer Folgeschäden.*

Um ein massives Auftreten invasiver Arten zu vermeiden oder ihnen entgegenzuwirken, können vier verschiedene Strategien angewandt werden: (1) die Anwendung vorbeugender Maßnahmen, (2) Erkennung und sofortige Bekämpfung, um einer Etablierung bereits im Anfangsstadium Einhalt zu gebieten, (3) Eindämmung weiterer Ausbreitung, falls eine Eliminierung nur noch schwer zu erreichen ist, und (4) Kontrolle bereits weit verbreiteter invasiver Arten, um ihre negativen Auswirkungen gering zu halten und sie im Idealfall unterhalb eines akzeptablen Schwellenwertes zu halten (Davis 2009). Für Strategien zur Eindämmung bzw. Kontrolle invasiver Arten kann kein zeitlicher Rahmen angegeben werden, da für den Einzelfall entschieden werden muss. Abgesehen von einigen seltenen Fällen, in denen biologische Bekämpfung möglich ist, ist die Unterbindung der Einschleppung der für den Wald relevanten Schadinsekten und pathogenen Pilze oder Bakterien häufig die einzig effektive Managementoption. Haben sie sich erst einmal etabliert, ist oft aufgrund ausgedehnter Waldflächen, topographischer Gegebenheiten und der raschen Ausbreitung von Schädlingen und Pathogenen die Eliminierung kaum mehr möglich; lediglich eine Verlangsamung, die den Forstbetrieben etwas Zeit verschafft, ihre Waldbewirtschaftungsstrategien an eine bevorstehende massive Ausbreitung anzupassen, ist realistisch. Im Fall der für den Wald relevanten Neophyten können alle vier Managementoptionen zur Anwendung kommen.

Präventivmaßnahmen werden im Allgemeinen als kostengünstigste Alternative angesehen und werden auf der Grundlage von Risikoanalysen, bestehenden Quarantänebestimmungen und anderen Biosicherheitsmaßnahmen durchgeführt. Durch die Anwendung des Verursacherprinzips könnten die zur Bekämpfung invasiver Neobiota anfallenden Kosten z. B. den Unternehmen zugerechnet werden, die von einer Verbringung profitieren. Weiter müssen gesetzliche Vorschriften geschaffen werden, die Transportunternehmen eine Gewährleistung

abverlangen, dass diese keine invasiven Neobiota als Kontaminationsstoffe in Handelsgütern oder als vermarktete Organismen transportieren. Sie haben ein hohes Maß an Verantwortung für den Fall, dass aus der Einfuhr von Neobiota mit invasivem Charakter ernsthafte Folgen für die Umwelt entstehen.

**Exkurs 42. Um einem massiven Auftreten invasiver Arten entgegenwirken zu können und ökonomische bzw. ökologische Folgeschäden zu vermeiden, sind koordinierte Herangehensweisen gefragt, die Wissenschaft, Technologieentwicklung sowie politische und rechtliche Rahmenbedingungen mit einbeziehen.**

Vorbeugende Maßnahmen können folgende Schritte vorsehen:

- Unterbrechung von Einfuhrwegen
- Vermeidung von Störungen der Umwelt
- Planung von Monitoring und Maßnahmen zur Vermeidung der Verbreitung invasiver Arten als Folge von Waldarbeit oder Renaturierungsmaßnahmen
- Monitoring von Gebieten, in denen Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt wurden, um ein erneutes Ausbreiten invasiver Arten zu vermeiden
- Vertragliche Vereinbarungen, Baustellen nach den Bauarbeiten frei von invasiven Neobiota zu halten
- Vermarktung alternativer Baum- und Straucharten anstatt invasiver Neobiota
- Unterbindung der Beseitigung von Gartenabfällen in Wäldern und anderen Ökosystemen
- Effektiver Informationsfluss an Interessenvertreter
- Eindämmung von Flächenstilllegungen

Monitoring von Standorten und deren Umgebung, bei denen eine hohe Wahrscheinlichkeit der Einbringung invasiver Arten zu erwarten ist; dazu zählen:

- Baumschulen und Botanische Gärten
- Parks und Privatgärten
- Baustellen und Orte, an denen Bodenbewegungen stattfinden
- Schiffs- und Flughäfen
- Kompostierungsanlagen
- Mülldeponien und Bauschutthalden sowie dort eingesetzte Maschinen
- Verkehrsachsen (einschließlich Waldwegen und -straßen)
- durch Sturm oder Feuer gestörte Flächen, Erdbeben und überflutete Gebiete
- Wildtierfütterstellen
- Flusssysteme und Überschwemmungsgebiete
- Gebiete, die häufig für Freizeit- und Erholungsaktivitäten aufgesucht werden

Früherkennung und Programme, die eine schnelle Reaktion erlauben, setzen die Verfügbarkeit folgender Elemente voraus:

- Zugang zu technischer Hilfe und wissenschaftlichen Informationen zu einzelnen Arten, Artdiagnosen, Datenblätter Gefahrenanalysen und Verbreitungsmodellen
- Operationale Netzwerke von Interessengruppen auf internationaler, nationaler und lokaler Ebene

- Datenbanken, die Verbreitungsgebiete invasiver Arten abbilden und Optionen, neue Fundstellen zu melden, anbieten
- Bereitstellung von Warnsystemen für den Fall eines erstmaligen Auftretens einer invasiven Art
- Operationale Strukturen, die ein rasches Handeln ermöglichen, um eine frühzeitige Eliminierung einzuleiten, solange Bekämpfungsmaßnahmen noch greifen
- Strukturen, die eine Einbindung und aktive Teilnahme der Bürger erlauben (wissenschaftliche Bürgerbeteiligung, auch citizen science genannt)

## Literaturverzeichnis

- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. C. und Vilà, M. 2009.** *European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Diversity and Distributions* 15:98–107.
- Clout, M. N. und Williams, P. A. (Hrsg.). 2009.** *Invasive species management. A handbook of principles and techniques.* Oxford University Press, Oxford, UK. 308 S.
- DAISIE (Hrsg.). 2009.** *Handbook of alien species in Europe.* Springer, New York, USA. 399 S.
- Davis, M. A. 2009.** *Invasion Biology.* Oxford University Press, Oxford, UK. 244 S.
- Kowarik, I. 2010.** *Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa.* 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart. 380 S.
- Richardson, D. M. und Rejmánek, M. 2011.** *Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. Diversity and Distribution* 17:788–809.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J. M., Hoegh-Guldberg, O. und Bairlein, F. 2002.** *Ecological responses to recent climate change. Nature* 416:389–395.
- Weber, E. 2013.** *Invasive Pflanzen der Schweiz. Erkennen und Bekämpfen.* Haupt, Bern Schweiz. Französische Ausgabe erschienen bei Rossolis, Lausanne Schweiz. 224 S.

## 4.4 Die genetische Vielfalt der Waldbäume

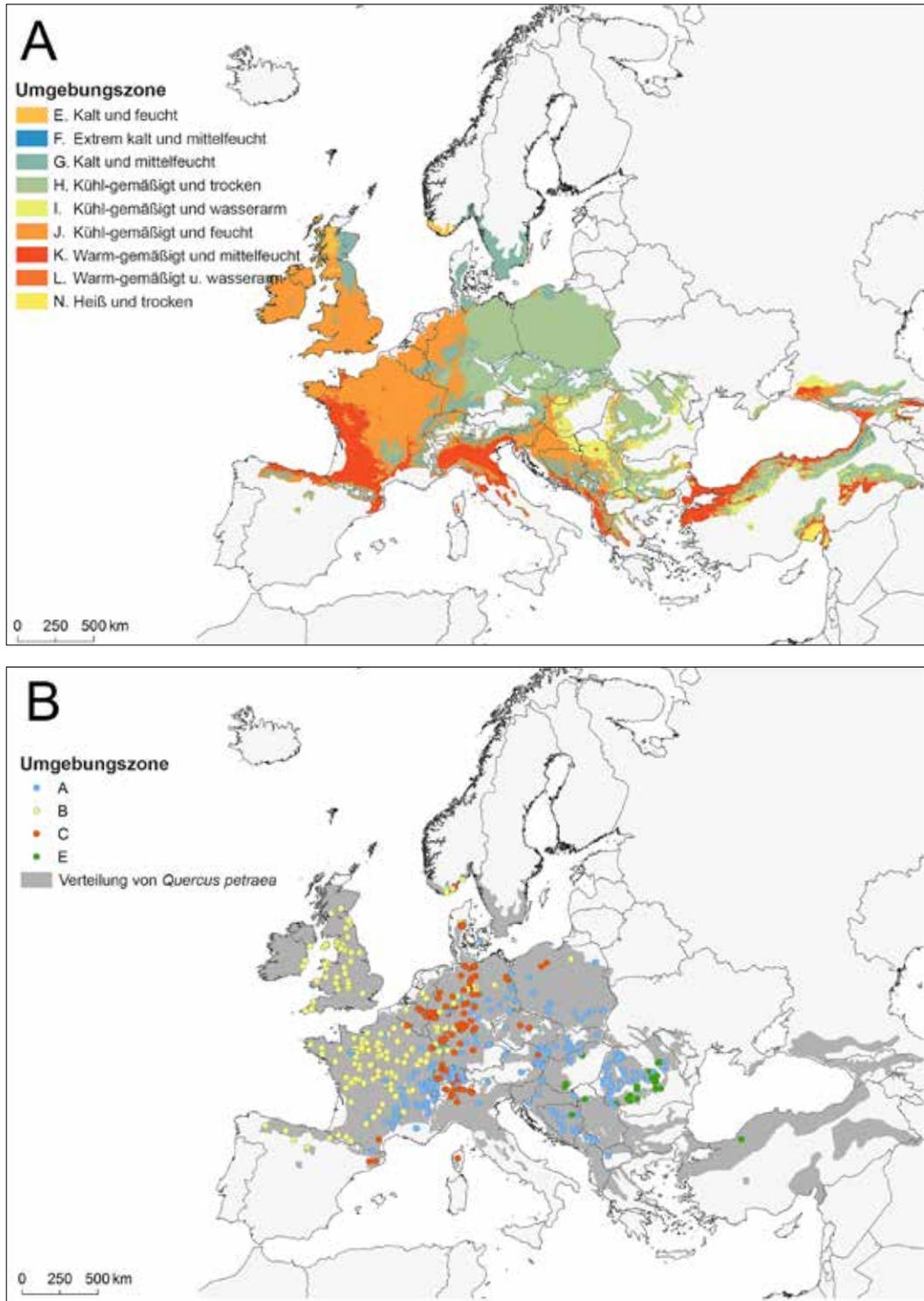
*Jarkko Koskela und François Lefèvre*

► *Die genetische Vielfalt der Waldbäume gewährleistet das Vorkommen und die Funktionsfähigkeit von Waldökosystemen in einem breiten Spektrum von Umweltbedingungen.*

Genetische Vielfalt ist die fundamentale Grundlage der gesamten biologischen Vielfalt. Bäume sind die Schlüsselarten in Waldökosystemen. Neueste Untersuchungen zeigen, dass erbliche Merkmale einer einzigen Baumart auch die Struktur der Gemeinschaft sowie die Prozesse auf Ökosystemebene in Wäldern beeinflussen können (Whitham et al. 2006). Waldbäume unterscheiden sich von anderen Pflanzenarten durch ihre Fähigkeit, ein hohes Maß an genetischer Vielfalt eher innerhalb von Populationen als zwischen den Populationen aufrecht zu erhalten (Hamrick 2004). Viele Baumarten verfügen über ein großes Verbreitungsgebiet, während eine lokale Anpassung zu einer deutlichen Differenzierung der adaptiven Merkmale zwischen Populationen einzelner Baumarten geführt hat (Savolainen et al. 2007). Diese adaptive Auswahl übt jedoch keinen großen Einfluss auf die genetische Vielfalt der Baumpopulationen aus, da die meisten adaptiven Merkmale eher von einer größeren Gruppe von Genen als von einem einzelnen Gen gesteuert werden (Le Corre und Kremer 2012). Die genetische Vielfalt innerhalb einer bestimmten Baumpopulation wird größtenteils durch die Evolutionsgeschichte und Populationsdynamik bestimmt.

Genetische Vielfalt kann auf unterschiedliche Weise gemessen werden. Phänotypische Variationen innerhalb einer Baumart und ihrer Populationen haben sowohl eine genetische als auch eine umweltbedingte Komponente. Die Variationen des Phänotyps sind leicht zu erkennen; genetisch- und umweltbedingte Ausprägungen zu quantifizieren, ist jedoch wesentlich schwieriger. Lange Zeit waren Provenienzversuche das Mittel der Wahl in der Forstwirtschaft, wenn es darum ging, genetische von umweltbedingten Komponenten abzugrenzen oder die genetische Variation quantitativer Wachstumsmerkmale (z. B. Durchmesserzuwachs), der Physiologie (z. B. Effizienz der Nährstoff- oder Wassernutzung) und der Phänologie (z. B. Knospenaustrieb) zu analysieren. Variationen in diesen Merkmalen geben das Ergebnis adaptiver Prozesse wieder, während Laboruntersuchungen mit unterschiedlichen molekularen Markern hauptsächlich historische und demographische Prozesse anzeigen. Jüngere Entwicklungen in der Genomik der Waldbäume liefern jedoch Werkzeuge, um die genetische Vielfalt auf molekularer Ebene – oder sogar einzelne Gene – mit adaptiven Merkmalen zu verbinden (Neale und Kremer 2011).

Auch in Provenienztests konnte gezeigt werden, dass die meisten Waldbäume über ein hohes Maß an phänotypischer Plastizität verfügen, d. h. der Phänotyp einer Provenienz variiert in unterschiedlichen Umgebungen sehr stark. Als langlebige Organismen erfahren Bäume während ihrer Lebenszeit häufig unterschiedliche Umweltbedingungen und müssen sich dementsprechend an die in einer bestimmten Periode herrschenden Bedingungen anpassen. Die phänotypische Plastizität treibt den Akklimatisierungsprozess an, der sowohl physiologische



**Abb. 75.** Vielfalt des Selektionsdrucks und der phylogeographischen Entwicklung der Traubeneiche (*Quercus petraea*), illustriert anhand A) Umweltzonen [Metzger et al. 2013] innerhalb des Verbreitungsgebietes der Art und B) der Abstammungen der Chloroplasten-DNA nach Petit et al. [2002] und Slade et al. [2008]. Quelle: A) EUFORGEN, [www.euforgen.org](http://www.euforgen.org); B) GD2-Datenbank, <http://gd2.pierroton.inra.fr/gd2/home>.

als auch morphologische Charakteristika von Bäumen verändern kann (z. B. Juurola 2003, Wagner et al. 1996). Während die genetische Vielfalt es einer Baumart ermöglicht, unter einer großen Bandbreite von Umweltbedingungen zurechtzukommen, bestimmt die phänotypische Plastizität das Umweltspektrum, in dem ausgewählte Provenienzen oder Genotypen (im Falle von Klonen) angebaut werden können. Die phänotypische Plastizität, die auch zwischen den Baumpopulationen variiert, ist eine Teilantwort auf den Klimawandel und kann möglicherweise in evolutionäre Prozesse eingreifen (Nicotra et al. 2010).

Der Grad und die Verteilung der genetischen Vielfalt der Baumarten und ihrer Populationen verändern sich im Laufe der Zeit als Folge evolutionärer Prozesse (natürliche Selektion, Gendrift, Genfluss und Mutation) kontinuierlich. Das Hauptziel der Generhaltung ist daher die Aufrechterhaltung dieser evolutionären Prozesse innerhalb der Baumpopulationen und nicht der Erhalt der gegenwärtigen genetischen Vielfalt. Dieser dynamische Erhaltungsansatz (u. a. Lande und Barrowclough 1987, Eriksson et al. 1993) wird normalerweise in Form der In-situ-Erhaltung von Baumpopulationen realisiert und kann durch statische Schutzbemühungen wie Ex-situ-Sammlungen und Saatgutbanken ergänzt werden. Dies gilt insbesondere im Falle seltener und gefährdeter Baumarten oder -populationen. Auch die Ex-situ-Erhaltung kann dynamisch sein, wenn von Menschen geschaffene Populationen natürlicher Selektion und Wettbewerb ausgesetzt sind und ihnen zugestanden wird, sich über Generationen hinweg zu entwickeln.

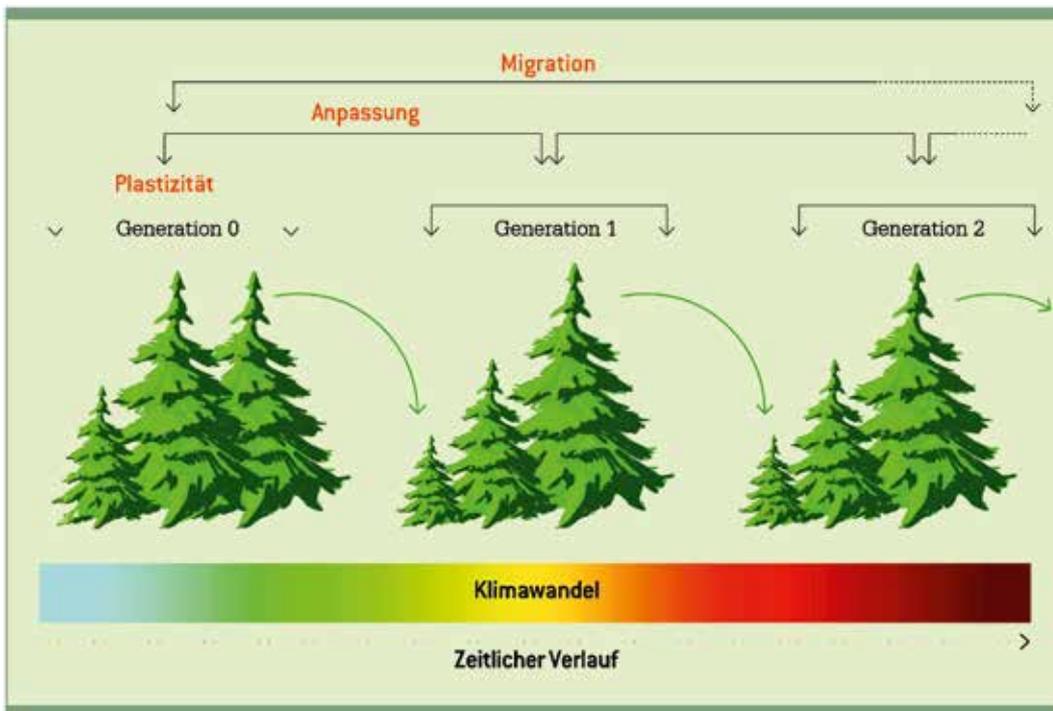
► *Die genetische Vielfalt der Waldbäume ist essentiell für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel.*

Baumpopulationen können auf drei unterschiedliche Arten auf den Klimawandel reagieren (Aitken et al. 2008). Sie können durch phänotypische Plastizität weiterbestehen, in neue Gebiete mit passenderen klimatischen Bedingungen abwandern oder sich (genetisch) an die neuen Klimabedingungen anpassen. Die Ergebnisse von Provenienzversuchen wurden genutzt, um auf der Basis klimatischer Variablen Transferfunktionen für individuelle Baumpopulation zu entwickeln (u. a. Rehfeldt et al. 2002). Die Studien haben gezeigt, dass Baumpopulationen in einem breiteren Spektrum klimatischer Bedingungen rund um ihr klimatisches Optimum gut gedeihen können. Sie haben jedoch auch ergeben, dass ihre Fähigkeit, klimatischen Veränderungen zu widerstehen, begrenzt ist.

Auch das Migrationspotenzial von Bäumen ist limitiert. Klima- und Artenverbreitungsmodellen zufolge sollten die Migrationsraten mehr als 1000 Meter pro Jahr betragen, um Pflanzen zu ermöglichen, den prognostizierten Verlagerungen ihrer aktuellen klimatischen Nischen zu folgen (Malcolm et al. 2002). Es wird jedoch geschätzt, dass die postglazialen Migrationsraten der Waldbäume weniger als 100 Meter pro Jahr betragen (McLachlan et al. 2005). Daher ist es unwahrscheinlich, dass Waldbäume in der Lage sein werden, alleine durch natürliche Migration mit dem aktuellen Klimawandel Schritt zu halten. Angesichts einer intensiven Waldbewirtschaftung in den meisten Regionen Europas ist es ebenso unrealistisch anzunehmen, dass die natürliche Migration spontan stattfinden könnte.

Während der vergangenen 2,6 Millionen Jahre (dem Quartär) waren die Verbreitungsgebiete der Baumarten nicht stabil, sondern haben sich in der Folge von Klimaveränderungen verkleinert, vergrößert oder verschoben (Hewitt 2000). Baumpopulationen waren hauptsächlich in den südlichen Ausläufern ihrer Verbreitungsgebiete in der Lage, sich an die verändernden

Klimabedingungen anzupassen und dann, wenn sich die klimatischen Bedingungen wieder zu ihren Gunsten wandelten, wieder in Richtung Norden zu wandern. Nördliche Baumpopulationen wurden jedoch häufig, aber nicht immer, lokal vollkommen ausgelöscht. Aktuelle Untersuchungen lieferten den Nachweis, dass während der letzten Eiszeit, die ihren Höhepunkt vor ungefähr 20.000 Jahren erreichte, auch in mittleren und sogar hohen Breitengraden kleine Baumpopulationen überlebten (Hu et al. 2009, Parducci et al. 2012). Während der letzten Eiszeit sind zwar keine Baumarten ausgestorben, aber fossile Zeugnisse belegen, dass einige *Magnolia*-, *Taxodium*- und *Sequoia*-Arten zum Beispiel vor 2,4 bis 1,6 Millionen Jahren aus Europa verschwanden (Kremer 2007).



**Abb. 76.** Zeitskala der phänotypischen Plastizität, Anpassung und Migration von Baumpopulationen in Abhängigkeit von Klimaveränderungen.

Neue Anpassungsformen können als Folge vorliegender genetischer Variation oder aber durch Mutation entstehen. In der Vergangenheit ereigneten sich Klimaveränderungen oft im Verlauf relativ kurzer Zeitspannen (eine oder mehrere Baumgenerationen), was die Vermutung nahelegt, dass Baumpopulationen in der Lage waren, sich schnell und wiederholt anzupassen. Jüngste Forschungsergebnisse aus Provenienzversuchen und Versuchen, die ein räumliches Umsetzen von Baumpopulationen vornahmen, zeigen, dass Bäume schnell, sogar innerhalb einer Generation, Anpassungen entwickeln können (Kremer 2007). Wenn sich Baumpopulationen an lokale Bedingungen anpassen, halten sie im Allgemeinen eine hohe genetische Variation ihrer adaptiven Merkmale aufrecht (Savolainen et al. 2007). Da Baumpopulationen pro Zeiteinheit weniger Mutationen entwickeln als die Populationen kurzlebiger Pflanzen (Petit und Hampe 2006), ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass die meisten neuen Anpassungen bei Waldbäumen aus der bestehenden genetischen Variation und nicht als eine Folge von Mutationen entstanden sind (Alberto et al. 2013). Das bedeutet, dass genetische Vielfalt eine Grundvoraussetzung für die Anpassung von Baumpopulationen an den Klimawandel ist. Aus diesem Grund ist es wichtig,

die evolutionären Prozesse innerhalb der Baumpopulationen, die diese Vielfalt aufrechterhalten, zu bewahren. Außerdem ist es möglich, dass ein Teil der genetischen Vielfalt, die derzeit als „neutral“ erachtet wird, in Zukunft adaptiv wird (z. B. könnten Gene, die die Abwehr gegen neue Krankheitserreger steuern, aus der zuvor „neutralen“ Vielfalt entstehen).

► *Die dynamische Erhaltung der genetischen Vielfalt kann in Biodiversitätsschutz und Waldmanagement integriert werden.*

Die Integration genetischer Aspekte in Biodiversitätsschutz und Waldmanagement wird häufig als ein komplexes und schwieriges Ziel empfunden. Dabei ist die Generhaltung eher unkompliziert und kann gut als integrativer Bestandteil von Biodiversitätsschutz und Waldmanagement umgesetzt werden. Bevor erste Schritte eingeleitet werden, sollte jedoch die Eignung von Wäldern, seien es Waldschutzgebiete oder bewirtschaftete Wälder, für die genetische Erhaltung von Waldbäumen sorgfältig geprüft werden.

Geschützte Waldgebiete werden zumeist mit Blick auf den Erhalt gefährdeter Tier- und Pflanzenarten oder die Bewahrung besonderer Habitats eingerichtet. Man geht davon aus, dass im Rahmen der Erhaltung von Habitats auch die genetische Vielfalt von Waldbäumen in Waldschutzgebieten bewahrt werden kann. Schutzzonen haben jedoch häufig schon ein fortgeschrittenes Sukzessionsstadium erreicht und viele Baumarten können sich in solchen Beständen ohne Störungen oder menschliches Eingreifen nicht verjüngen. Dieses Problem wird nur schwierig zu lösen sein, wenn waldbauliche Maßnahmen in diesen Gebieten nicht erlaubt sind. Der Schutzwert von Baumpopulationen in Waldschutzgebieten sollte darüber hinaus sowohl aus nationaler als auch aus europäischer Sicht beurteilt werden und, wenn möglich, auf den Ergebnissen von genetischen Untersuchungen oder Provenienzversuchen basieren. In der Naturschutzplanung wird Artenreichtum oft als Stellvertreter für genetische Vielfalt angesehen, wozu er sich jedoch nicht eignet (Taberlet et al. 2012).

Was Wirtschaftswälder betrifft, so sollte ihre Eignung für die Generhaltung noch sorgfältiger untersucht werden. Die dynamische Bewahrung der genetischen Vielfalt ist nur in natürlich verjüngten Wäldern möglich oder in Beständen, die unter Verwendung lokaler Saatgutquellen über mehrere Generationen hinweg aufgebaut wurden. Es ist grundsätzlich schwierig nachzuweisen, welches genetische Material in Wirtschaftswäldern verwendet wurde. Historische Quellen belegen, dass forstliches Vermehrungsgut seit Hunderten von Jahren über ganz Europa hinweg gehandelt und verbreitet wurde (König 2005). Es gibt jedoch zumeist keine Informationen darüber, wo dieses Material letztlich eingesetzt wurde. Auch heute wird in vielen europäischen Ländern die Verwendung von Vermehrungsgut immer noch unzureichend dokumentiert. Auch wenn Wirtschaftswälder nicht zur Generhaltung genutzt werden, so ist es doch im Interesse eines Waldbesitzers oder Waldbewirtschafters, den Ursprung des verwendeten genetischen Materials zu kennen. So können zum Beispiel die Auswirkungen des Klimawandels auf das Wachstum besser eingeschätzt und bei auftretenden Unregelmäßigkeiten die Verwendung gleichen Pflanzmaterials zukünftig vermieden werden. In Beständen, die durch Pflanzung begründet wurden, bestimmt die physiologische und genetische Qualität des Vermehrungsguts in hohem Maße das Überleben und das Wachstum der Bäume. Ebenfalls beeinflusst es den Grad der genetischen Vielfalt und phänotypischen Plastizität innerhalb des Bestandes. Wenn das verwendete genetische Material vielfältig ist, verringern nachfolgende Eingriffe, wie z. B. Durchforstungen, die genetische Vielfalt während einer Baumgeneration nicht wesentlich (Savolainen und Kärkkäinen 1992, Lefèvre 2004). Viele der

in Europa angewandten waldbaulichen Systeme garantieren eine ausreichende genetische Vielfalt in Baumpopulationen (Geburek und Müller 2005). Da die Waldbewirtschaftung jedoch die evolutionären Prozesse innerhalb der Baumpopulationen verändert, kann sie, über Generationen betrachtet, schwerwiegendere negative Auswirkungen auf die genetische Vielfalt haben (Lefèvre et al. 2013b).

### Exkurs 43. Empfehlungen für die Praxis

Europaweite Mindestanforderungen für Generhaltungseinheiten von Waldbäumen (Koskela et al. 2013) liefern ein Beispiel dafür, wie genetische Aspekte in Biodiversitätsschutz und Waldbewirtschaftung integriert werden können. Diese Generhaltungseinheiten bestehen aus natürlichen oder anthropogen begründeten Beständen, die typischerweise in multifunktionale Wälder, Schutzzonen und Saatgutbestände eingebettet sind. Die Mindestanforderungen basieren auf einem dynamischen Erhaltungsansatz (u. a. Lande und Barrowclough 1987, Eriksson et al. 1993), dessen Ziel es ist, evolutionäre Prozesse sowie ein adaptives Potential über Generationen hinweg zu bewahren, anstatt ein statisches Muster genetischer Vielfalt zu erhalten.

**Grundvoraussetzungen:** Jede Einheit wird als Generhaltungsbereich für Waldbäume ausgewiesen. Dieser Status kann, je nach Land, auf einem Gesetz oder einem Verwaltungserlass beruhen. Die Einheiten verfügen außerdem über einen Managementplan, in welchem die genetische Erhaltung der Waldbäume ein anerkanntes Bewirtschaftungsziel ist. Eine oder mehrere Baumarten werden im Bewirtschaftungsplan als Zielart/-en für die genetische Erhaltung gekennzeichnet. Des Weiteren wird für jede Ziel-Baumart ein Erhaltungsziel formuliert (die Ziel-Optionen sind 1) die genetische Vielfalt in großen Baumpopulation aufrecht zu erhalten; 2) besondere adaptive oder andere Merkmale in sehr kleinen oder verstreuten Baumpopulationen zu bewahren; 3) seltene oder gefährdete Baumarten mit Populationen, die nur aus einer kleinen Anzahl noch vorhandener Rest-Individuen bestehen, zu erhalten).

**Populationsgröße:** Die erforderliche Größe der Population steht mit dem festgelegten Erhaltungsziel in Zusammenhang. Wenn die Einheit darauf abzielt, die genetische Vielfalt weit verbreiteter und bestandsbildender Nadelbäume oder Laubbaumarten zu erhalten, muss sie aus mindestens 500 oder mehr reproduzierenden Bäumen bestehen. Wurde die Einheit errichtet, um besondere adaptive oder andere Merkmale sehr kleiner oder verstreuter Baumpopulationen zu bewahren, muss sie mindestens 50 reproduzierende Bäume umfassen. Im Ausnahmefall kann die Einheit aus nur 15 reproduzierenden Bäumen bestehen, wenn es darum geht, die genetische Vielfalt von Restpopulationen seltener oder gefährdeter Baumarten zu erhalten.

**Bewirtschaftung:** Die Einheiten werden im Sinne der genetischen Erhaltung aktiv bewirtschaftet und waldbauliche Eingriffe sind bei Bedarf erlaubt, um die weitere Existenz der anvisierten Baumpopulationen zu gewährleisten. Weiter werden günstige Bedingungen für Wachstum und Vitalität der Ziel-Baumart und deren natürliche Verjüngung geschaffen.

**Monitoring:** Alle fünf bis zehn Jahre wird in den Einheiten eine Inventur durchgeführt, um den Verjüngungserfolg und die Populationsgröße der Zielart zu beurteilen und den Managementplan zu aktualisieren. Zwischen den Inventuren werden die Einheiten regelmäßig besucht, um sie auf Schäden oder Ausfall zu überprüfen.

► *Der Erhalt der genetischen Vielfalt im Wald muss in Europa weiterhin verbessert werden.*

Während der vergangenen 20 Jahre haben die Länder Europas gute Fortschritte gemacht, was den Erhalt der genetischen Vielfalt der Waldbäume anbetrifft. Als Folge der ersten *Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa* (heute: FOREST EUROPE) im Jahr 1990 und der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt 1992 haben viele europäische Länder ihre nationalen Programme oder Strategien für forstliche Genressourcen weiterentwickelt oder gestärkt. Außerdem führten die Länder 1994 zur Vereinfachung und Koordinierung der internationalen Zusammenarbeit auf diesem Gebiet das *Europäische Programm für forstliche Genressourcen* (EUFORGEN) ein. Die Umsetzung nationaler Programme und Strategien erwies sich in vielen europäischen Ländern oft als schwierig. Gründe dafür waren z. B. unzureichende oder nicht vorhandene Vernetzung mit nationalen Waldprogrammen und die Komplexität nationaler Verwaltungsstrukturen.

Einer der Indikatoren aus der Reihe der gesamteuropäischen Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung betrifft die zur Erhaltung der genetischen Ressourcen bewirtschafteten Flächen. Dieser Indikator zeigt, dass im Jahr 2010 Berichten zufolge neben ungefähr 8.000 Hektar Ex-situ-Erhaltungsflächen nahezu eine halbe Million Hektar als In-situ-Erhaltungsgebiete bewirtschaftet wurden (FOREST EUROPE 2011). Eine aus fünf wirtschaftlich bedeutenden Baumarten (*Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris* und *Quercus petraea*) bestehende Gruppe machte allein 74 Prozent (In-situ-Erhaltung) beziehungsweise 66 Prozent (Ex-situ-Erhaltung) der bewirtschafteten Gesamtfläche aus (FOREST EUROPE 2011). Dieser Indikator ist hilfreich für das Monitoring von Trends in den Erhaltungsbemühungen der Länder, er kann jedoch nicht verwendet werden, um zu beurteilen, wie gut forstliche Genressourcen in Europa erhalten werden.

Um den Erhaltungsstatus forstlicher Genressourcen in Europa besser beurteilen zu können, wurden zwischen 2007 und 2011 georeferenzierte und harmonisierte Daten über dynamische Erhaltungseinheiten für Waldbäume zusammengestellt. Basierend auf diesem neuen Datenmaterial konnte eine umfassendere Beurteilung mit Lückenanalysen für 33 europäische Länder durchgeführt werden (Lefèvre et al. 2013a). Die Ergebnisse belegen, dass das gesamteuropäische Netzwerk dynamischer Erhaltungseinheiten alle Umweltzonen abdeckt, und sie bestätigen darüber hinaus, dass die Bemühungen zur Generhaltung je nach Baumart sehr unterschiedlich sind. Weiterhin ergaben die für 11 Baumarten durchgeführten Lückenanalysen, dass zwischen den Generhaltungsmaßnahmen auf verschiedenen geographischen Ebenen ein großes Gefälle besteht (Tab. 11). Erstens haben viele Länder innerhalb des Verbreitungsgebietes dieser Baumarten noch keine Generhaltungseinheit eingerichtet (Länderindex, Tab. 11). Zweitens werden innerhalb des Verbreitungsgebietes der Baumarten unterschiedliche Umweltzonen (als Proxy für die adaptive genetische Vielfalt verwendet) nicht von den Erhaltungsmaßnahmen abgedeckt (Umweltzonen-Index, Tab. 11). Und drittens decken die Bemühungen zur Generhaltung unterschiedliche Umweltzonen innerhalb der Länder nur unzureichend ab (Land x Zone-Index, Tab. 11).

Daten zu allen dynamischen Waldbaum-Erhaltungseinheiten innerhalb Europas können über das EUFGIS-Portal (<http://portal.eufgis.org>), das aktuell Informationen zu 3.005 Einheiten und 98 Baumarten enthält, abgerufen werden. In den vergangenen Jahren wurden weitere Erhaltungseinheiten in europäischen Ländern eingerichtet und in der EUFGIS-Datenbank

dokumentiert. Folglich hat sich die in Tab. 11 dargestellte Situation seither leicht verbessert, aber es bestehen immer noch deutliche Lücken bei den Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt. In manchen Ländern gibt es keine Generhaltungseinheiten, die die europäischen Mindestanforderungen erfüllen, während andere Länder ihre Einheiten noch nicht ausgewertet bzw. ihre Daten an die EUFGIS-Datenbank übermittelt haben. 2012 wurde von einer Arbeitsgruppe des EUFORGEN eine europaweite Generhaltungsstrategie erarbeitet, welche die Länder bei der Umsetzung ihrer Bemühungen zur Generhaltung anleitet, um somit die bestehenden Lücken schließen zu können. Es ist zu erwarten, dass die Umsetzung dieser Strategie den Status der Generhaltung der Waldbäume Europas in naher Zukunft deutlich verbessern wird.

**Tab. 11.** Anzahl der europäischen Länder innerhalb des Verbreitungsgebietes von 11 Baumarten und die Ergebnisse von Lückenanalysen auf Basis unterschiedlicher Indizes [Lefèvre et al. 2013a]. Die Werte der Kennzahlen reichen von 0 (keine Generhaltungseinheiten für eine bestimmte Art) bis 1 (lückenlose Erhaltungsmaßnahmen).

Art	Anzahl der Länder innerhalb des Verbreitungsgebietes <sup>1</sup>	Index		
		Land <sup>2</sup>	Umweltzone <sup>3</sup>	Land x Zone <sup>4</sup>
<i>Abies alba</i>	17	0,65	0,70	0,38
<i>Fagus sylvatica</i>	27	0,59	0,92	0,33
<i>Fraxinus excelsior</i>	31	0,48	0,75	0,20
<i>Pinus brutia</i>	2	1,00	0,75	0,75
<i>Pinus halepensis</i>	7	0,57	0,40	0,21
<i>Pinus sylvestris</i>	27	0,52	0,77	0,28
<i>Populus nigra</i>	26	0,31	0,31	0,07
<i>Prunus avium</i>	29	0,52	0,54	0,16
<i>Quercus petraea</i>	28	0,64	0,69	0,26
<i>Sorbus torminalis</i>	24	0,38	0,36	0,08
<i>Ulmus laevis</i>	26	0,23	0,36	0,07

<sup>1</sup> von den 33 an der Studie beteiligten Ländern; <sup>2</sup> Anzahl der Länder mit Erhaltungseinheiten (mindestens eine), geteilt durch die Anzahl der Länder innerhalb des Verbreitungsgebietes; <sup>3</sup> Anzahl der Umweltzonen mit Erhaltungseinheiten, geteilt durch die Anzahl der Umweltzonen innerhalb des Verbreitungsgebietes; <sup>4</sup> Anzahl von Land x Zonen mit Erhaltungseinheiten, geteilt durch die Anzahl von Land x Zonen innerhalb des Verbreitungsgebietes.

## Literaturverzeichnis

- Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T. und Curtis-McLane, S. 2008.** Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1: 95–111.
- Alberto, F. J., Aitken, S. N., Alía, R., González-Martínez, S. C., Hänninen, H., Kremer, A. et al. 2013.** Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology* 19: 1645–1661.
- Eriksson, G., Namkoong, G. und Roberds, J. H. 1993.** Dynamic gene conservation for uncertain futures. *Forest Ecology and Management* 62: 15–37.
- FOREST EUROPE, UNECE und FAO 2011.** State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo.
- Geburek, T. und Müller, F. 2005.** How can silvicultural management contribute to genetic conservation? In: Geburek, T. und Turok, J. (Hrsg.). *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbona Publishers, Zvolen. S. 651–669.
- Hamrick, J. L. 2004.** Response of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management* 197: 323–335.
- Hewitt, G. 2000.** The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405:907–913.
- Hu, F. S., Hampe, A. und Petit, R. J. 2009.** Paleocology meets genetics: deciphering past vegetational dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:371–379.
- Juurola, E. 2003.** Biochemical acclimation patterns of *Betula pendula* and *Pinus sylvestris* seedlings to elevated carbon dioxide concentrations. *Tree Physiology* 23:85–95.
- Koskela, J., Lefèvre, F., Schueler, S., Kraigher, H., Olrik, D. C., Hubert, J. et al. 2013.** Translating conservation genetics into management: Pan-European minimum requirements for dynamic conservation units of forest tree genetic diversity. *Biological Conservation* 157:39–49.
- Kremer, A. 2007.** How well can existing forests withstand climate change? In: Koskela, J., Buck, A. und Teissier du Cros, E. (Hrsg.). *Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe*. Bioersivity International, Rom. S. 3–17.
- König, A. O. 2005.** Provenance research: evaluating the spatial pattern of genetic variation. In: Geburek, T. und Turok, J. (Hrsg.). *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbona Publishers, Zvolen. S. 275–333.
- Lande, R. und Barrowclough, G. 1987.** Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: Soulé, M.E. (Hrsg.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 87–123.
- Le Corre, V. und Kremer, A. 2012.** The genetic differentiation at quantitative trait loci under local adaptation. *Molecular Ecology* 21:1548–1566.
- Lefèvre, F. 2004.** Human impacts on forest genetic resources in the temperate zone: an updated review. *Forest Ecology and Management* 197:257–271.
- Lefèvre, F., Koskela, J., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D. C. et al. 2013a.** Dynamic conservation of forest genetic resources in 33 European countries. *Conservation Biology* 27(2):373–384.
- Lefèvre, F., Boivin, T., Bontemps, A., Courbet, F., Davi, H., Durand-Gillmann, M., Fady, B., Gauzere, J., Gidoïn, C., Karam, M. J., Lalagüe, H., Oddou-Muratorio, S., Pichot, C. 2013b.** Considering evolutionary processes in adaptive forestry. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-013-0272-1.
- Malcolm, J.R., Markham, A., Neilson, R.P. und Garaci, M. 2002.** Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography* 29: 835–49.
- McLachlan, J. S., Clark, J.S. und Manos, P. S. 2005.** Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change. *Ecology* 86:2088–2098.
- Metzger, M. J., Bunce, R. G. H., Jongman, R. H. G., Sayre, R., Trabucco, A. und Zomer, R. 2013.** A high-resolution bioclimate map of the world: a unifying framework for global biodiversity research and monitoring. *Global Ecology and Biogeography* 22:630–638.
- Neale, D. B. und Kremer, A. 2011.** Forest tree genomics: growing resources and applications. *Nature Reviews Genetics* 12:111–122.

- Nicotra, A. B., Atkin, O., Bonser, S. P., Davidson, A. M., Finnegan, E. J., Mathesius, U. et al. 2010.** Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684-692.
- Parducci, L., Jørgensen, T., Tollefsrud, M. M., Elverland, E., Alm, T., Fontana, S. L. et al. 2012.** Glacial survival of boreal trees in northern Scandinavia. *Science* 335:1083-1086.
- Petit, R.J., Csaikl, U.M., Bordacs, S., Burg, K., Coart, E., Cottrell, J., et al. 2002.** Chloroplast DNA variation in European white oaks: Phylogeography and patterns of diversity based on data from over 2600 populations. *Forest Ecology and Management* 156: 5-26.
- Petit, R. J. und Hampe, A. 2006.** Some evolutionary consequences of being a tree. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:187-214.
- Rehfeldt, G. E., Tchebakova, N. M., Parfenova, Y. I., Wykoff, W. R., Kuzmina, N. A. und Milyutin, L. I. 2002.** Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biology* 8:912-29.
- Savolainen, O. und Kärkkäinen, K. 1992.** Effect of forest management on gene pools. *New Forests* 6: 329-345.
- Savolainen, O., Pyhäjä, T. und Knurr, T. 2007.** Gene flow and local adaptation in trees. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 38: 595-619.
- Slade, D., Skvorc, Z., Ballian, D., Gracan, J. und Papes, D. 2008.** The chloroplast DNA polymorphisms of white oaks of section *Quercus* in the Central Balkans. *Silvae Genetica* 57: 227-234.
- Taberlet, P., Zimmermann, N. E., Englisch, T., Tribsch, A., Holderegger, R., Alvarez, N. et al. 2012.** Genetic diversity in widespread species is not congruent with species richness in alpine plant communities. *Ecology Letters* 15:1439-1448.
- Wagner, F., Below, R., De Klerk, P., Dilcher, D. I., Joosten, H., Kürschner, W. M. und Visscher, H. 1996.** A natural experiment on plant acclimation: Lifetime stomatal frequency response of an individual tree to annual atmospheric CO<sub>2</sub> increase. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93:11705-11708.
- Whitham, T. G., Bailey, J. K., Schweitzer, J. A., Shuster, S. M., Bangert, R. K., LeRoy, C. J., Lonsdorf, E. V., Allan, G. J., DiFazio, S. P., Potts, B. M., Fischer, D. G., Gehring, C. A., Lindroth, R. L., Marks, J. C., Hart, S. C., Wimp, G. M., Wooley, S. C. 2006.** A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. *Nature Reviews Genetics* 7: 510-523.

## 4.5 Monitoring der biologischen Artenvielfalt europäischer Waldökosysteme – neue Erkenntnisse, Herausforderungen und Chancen

*Yoan Paillet, Jari Parvainen, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin und Markus Lier*

Seit den 1990er Jahren wurde die Bedeutung und Erhaltung der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen, neben einer ausgewogenen und gerechten Aufteilung von ökonomischen und sozialen Zielen, als wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen Waldwirtschaft weltweit anerkannt und durch zahlreiche politische Prozesse adressiert (Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio und das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), 1992). Als Antwort auf die Zielsetzungen von UNCED und CBD wurden von der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (FOREST EUROPE, vormals MCPFE) 1993 in Helsinki die allgemeinen Richtlinien für die nachhaltige Waldbewirtschaftung sowie die Rolle der biologischen Artenvielfalt hervorgehoben (FOREST EUROPE Helsinki 1993). Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020 schließt an die Vorgaben von CBD und FOREST EUROPE an. Sie formuliert klare Ziele zur Erhöhung des Beitrags der Waldwirtschaft zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt. Gemäß der FOREST EUROPE-Definition zur Erhaltung der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen (Helsinki 1993) gibt es zwei sich gegenseitig ergänzende Ansätze:

- (I) die Schaffung eines Netzwerks von Schutzgebieten innerhalb eines Landes,
- (II) die Integration von Maßnahmen in die Waldbewirtschaftung, um die Erhaltung der biologischen Vielfalt auf breiter Basis, auch außerhalb geschützter Waldgebiete, sicherzustellen.

***Für viele europäische Länder ist die Bewertung und das Monitoring biologischer Artenvielfalt in Waldökosystemen eine Herausforderung. Daten über den Zustand und die Dynamik der Artenvielfalt in Waldökosystemen sollten so zuverlässig und umfassend sein, dass man mit ihrer Hilfe die Effektivität einer bestimmten gesetzlichen Richtlinie beurteilen kann.***

Die Beurteilung des Zustands und das Monitoring der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen ist für viele Länder in Europa eine Herausforderung. Daten über den Zustand und die Dynamik der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen sollten verlässlich und umfassend genug sein, um die Effektivität einer bestimmten gesetzlichen Richtlinie

im Bereich der Umweltpolitik, wie zum Beispiel die EU-Biodiversitätsstrategie 2020 oder die FFH-Richtlinie, beurteilen zu können. Trotz der europäischen Initiativen zur Verbesserung der Berichterstattung der Biodiversitätsentwicklung, wie z. B. SEBI (Streamlining European Biodiversity Indicators) oder die Kriterien und Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung von FOREST EUROPE (siehe Lier et al. Kapitel 1.2), sind internationale Monitoringsysteme zur Überwachung biologischer Vielfalt weiterhin selten. Das Projekt ‚BioSoil‘, das mit einem Standardverfahren das Monitoring der biologischen Vielfalt von Wäldern in 14 Ländern initiiert hat, ist ein gutes Beispiel eines koordinierten Ansatzes (Bastrup-Birk et al. 2007). Unter Verwendung vergleichbarer und harmonisierter Protokolle werden im Rahmen von nationalen Waldinventuren in mehreren Ländern Vögel, Schmetterlinge und Bäume erfasst. Nationale Waldinventuren, die in den meisten europäischen Ländern durchgeführt werden (Tomppo et al. 2010), erfassen unter anderem auch Daten zur Artenvielfalt in Waldökosystemen (im Allgemeinen Angaben über Baumartenzusammensetzung, Bodenvegetation und Totholzmassen), die wiederum zur internationalen Berichterstattung genutzt werden (z. B. FOREST EUROPE-Indikatoren; siehe FOREST EUROPE et al. 2011).

Waldpolitische Entscheidungsfindungen und die Entwicklung integrierter Waldmanagementansätze sowie deren praktische Umsetzung benötigen präzise und aktuelle Informationen zur Entwicklung der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen:

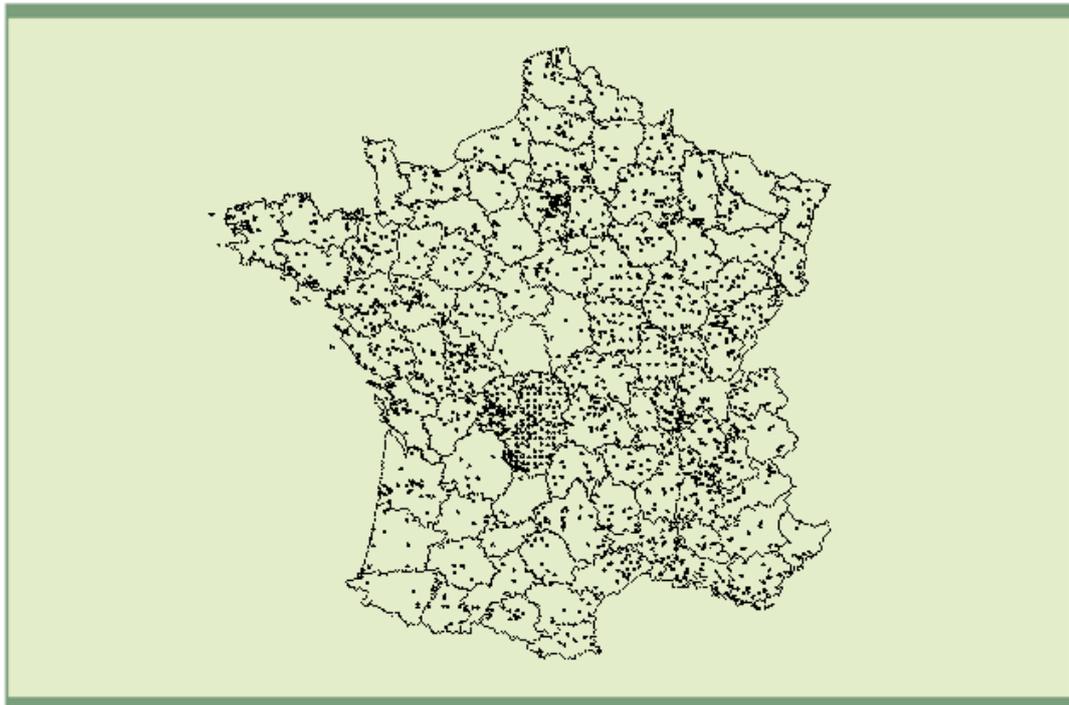
- Daten zur biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen sind hilfreich bei der Einrichtung und Erhaltung von Netzwerken zu geschützten Waldgebieten, Renaturierungsmaßnahmen in geschützten und bewirtschafteten Wäldern sowie bei der Planung und Umsetzung von Vertragsnaturschutz in Privatwäldern.
- Die Auswirkungen biodiversitätsfördernder Maßnahmen in Waldökosystemen können anhand der Veränderung der Anzahl bedrohter Arten beobachtet werden.
- Ein auf Taxa mit einer großen ökologischen Amplitude basierendes Biodiversitäts-Monitoringsystem würde ermöglichen, die Auswirkungen des globalen Wandels auf die biologische Vielfalt in verschiedenen Ökosystemen zu vergleichen (z. B. Bedrohungen biologischer Artenvielfalt in Waldökosystemen im Vergleich zur biologischen Artenvielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen).

***In Frankreich demonstriert das Monitoring von Brutvögeln, wie Waldinformationen in Biodiversitäts-Monitoringprogramme integriert werden können.***

1989 wurde in Frankreich das Monitoring von Brutvögeln (Breeding Birds Survey, BBS) eingeführt, um Veränderungen in den Populationen von häufig vorkommenden Vogelarten auf nationaler Ebene abzubilden (Abb. 77). Das vorrangige Ziel des mit Hilfe von Freiwilligen durchgeführten Monitorings ist die Beobachtung der Veränderungen in Vogelpopulationen, ohne weitere Untersuchungen der Ursachen durchzuführen. Hierbei werden im Zuge der Feldarbeit Punkt-Stopp-Zählungen durchgeführt, bei denen nur wenige Habitatmerkmale (hauptsächlich der Habitattyp) aufgenommen werden. Die erhobenen Daten werden dann mit Datensätzen, wie etwa Klimavorhersagemodellen oder Schutzgebietskarten (u. a. Jiguet et al. 2012, Pellissier et al. 2013), verschnitten und ausgewertet.

Die Arten werden entsprechend ihren Habitatpräferenzen klassifiziert. Ergebnisse zeigen, dass die Populationen sogenannter Generalisten zwischen 1989 und 2009 um 20 % zugenommen haben, während im gleichen Zeitraum die auf Wald- und Ackerland spezialisierten Vogelarten um 12 % bzw. 21 % abnahmen (Abb. 78, Jiguet et al. 2012).

Obwohl diese Ergebnisse sehr wichtig für die Erfassung von Veränderungen in Vogelmgemeinschaften sind, bleiben mögliche Erklärungsfaktoren für diese Veränderungen oft unklar. Durch das Fehlen detaillierter und kleinräumiger Datensätze (insbesondere Baumartenzusammensetzung und Waldstrukturen) ist eine Verknüpfung mit den Zählpunkten schwierig und erlaubt somit keine Aussagen zum Einfluss einer bestimmten Waldbewirtschaftungsmaßnahme oder von Naturschutzrichtlinien auf Vogelmgemeinschaften (für ein Beispiel aus Natura-2000-Gebieten s. Pellissier et al. 2013). Das Monitoring des Fleckenkauzes (*Strix occidentalis*) im Nordwesten der USA weist ähnliche Einschränkungen bei der Erfassung von Populationsveränderungen auf (Gosselin 2009).



**Abb. 77.** Verteilung der 2000 Flächen des französischen Monitoringprogramms von Brutvögeln [BBS] der Jahre 2001 bis 2009. Trotz einer landesweiten Verteilung der Flächen wurde das Stichprobenschema des BBS anfangs verzerrt, da die Freiwilligen, die an der Datenerhebung teilnahmen, sich ihre Beobachtungspunkte selbst aussuchen konnten. Daraufhin wurde das Stichprobensystem 2001 umgestellt, um eine Teilrandomisierung in die Auswahl der Beobachtungsflächen miteinzubeziehen: hierbei wurden die Stichprobenpunkte in einem vorgegebenen Radius um den Wohnort eines ‚Beobachters‘ zufällig ausgewählt. Jedoch wird die Stichprobenverteilung auch durch den Wohnort des jeweiligen Beobachters beeinflusst und einige Regionen sind somit eher schwach repräsentiert. Im Gegensatz dazu wurde 2001 in Großbritannien ein vollständig randomisiertes Stichprobensystem eingeführt. Quelle: Jiguet et al. 2012. Copyright © 2013 Elsevier Masson SAS. Alle Rechte vorbehalten.

► *Unter Anwendung der Roten Liste gefährdeter Arten kann man am Beispiel Finnlands konkret zeigen, wie sich walddpolitische Zielsetzungen auf die Waldbiodiversität auswirken.*

Die Weltnaturschutzunion (IUCN) verabschiedete 1994 ein neues Rote-Liste-System gefährdeter Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten sowie Pflanzengesellschaften. Diese Rote Liste findet nicht nur in IUCN-Publikationen Verwendung, sondern auch in der nationalen und sogar lokalen Langzeiterfassung unterschiedlicher Ökosysteme einschließlich Wäldern. Finnland und Schweden waren unter den ersten Ländern, die im Jahr 2000 ihre Roten Listen veröffentlichten, wobei der Schwerpunkt auf Wäldern als einigen der wichtigsten Ökosysteme lag (Gärdenfors 2010, Rassi et al. 2010). Bereits seit 15 Jahren ist in Finnland eine biodiversitätsorientierte Waldbewirtschaftung unter Berücksichtigung der natürlichen Entwicklungsdynamik des Waldes gesetzlich vorgeschrieben. Die wichtigsten Ansätze zur Sicherung der biologischen Vielfalt in Wirtschaftswäldern sind der Schutz wertvoller Lebensräume und Biotope, die Förderung von Mischbaumbeständen und die Erhöhung der Totholzvorräte. Die Wahrung der biologischen Vielfalt wurde mit dem Waldgesetz von 1997 als paralleles Ziel zur Holzproduktion festgeschrieben. Gleichzeitig rückte die Erstellung von Informationsmaterial zur Biodiversität und damit verbundene Forschung sowie Diskussionen und Beratungen mit breiter Beteiligung von Waldbesitzern und anderen Akteuren und Interessenvertretern der Waldwirtschaft in den Mittelpunkt des Interesses.



**Abb. 78.** Entwicklungen der Brutvogelpopulationen in Frankreich nach Habitatspezialisierung von 1989 bis 2009. Quelle: Jiguet et al. 2012. Copyright © 2013 Elsevier Masson SAS. Alle Rechte vorbehalten.

Die sich daraus ergebenden neu formulierten Richtlinien zur Waldbewirtschaftung haben zu messbaren positiven Veränderungen geführt. Seit den 1990er Jahren hat sich der Rückgang bestimmter im Wald vorkommender Arten in Finnland deutlich verlangsamt und ist in einigen Fällen sogar ganz stagniert, obwohl es weiterhin nicht gelungen ist, den allgemeinen Rückgang gefährdeter Waldarten aufzuhalten. Die Evaluierung gefährdeter Arten in den Jahren 2000 und 2010 zeigte, dass bei 81 der gefährdeten Waldarten der Rückgang verlangsamt oder gestoppt wurde, bei 108 Arten ist jedoch auch weiterhin ein Rückgang zu beobachten. Das Belassen von Überhältern auf Verjüngungsflächen hat sich hierbei als besonders effektives waldbauliches Instrument zur Eindämmung des Artenrückgangs erwiesen (Parviainen und Västilä 2011).

► *Der größte Teil des Waldbiodiversitätsmonitorings und die Berichterstattung in Form von Indikatoren basiert auf Datenerhebungen im Rahmen der nationalen Waldinventuren.*

Ungeachtet der Tatsache, dass einige Länder ein Monitoring der biologischen Artenvielfalt in Waldökosystemen in großem Umfang planen, stellen Lee et al. (2005) fest, dass der größte Teil des Biodiversitätsmonitorings auf nationalen Waldinventuren, Jagd-Monitoring (Abschusspläne) oder Ressourcenbewertungen zur Luft- und Wasserqualität basieren und diese Daten ihren Eingang in internationale Berichterstattung finden.

Tomppo et al. (2010) haben verschiedene nationale Waldinventurmethoden untersucht und ein einheitliches System vorgeschlagen, um besser vergleichbare Daten zur Artenvielfalt in Waldökosystemen für internationale Berichterstattung bereitstellen zu können. Von den 37 untersuchten Ländern verwendeten 27 Daten aus Waldinventuren zur Berichterstattung der biologischen Vielfalt an FOREST EUROPE (Kriterium 4), an FAO (Forest Resources Assessment) oder an die Europäische Umweltagentur (Streamlining European Biodiversity Indicators). Oft werden Daten zu Totholzmassen oder vertikale Waldstrukturen als indirekte Indikatoren für die Einschätzung der Waldbiodiversität verwendet. Abgesehen von Daten zu Baum- und Gefäßpflanzenarten sind jedoch kaum direkte taxonomische Informationen verfügbar. Aufgrund der hohen Anzahl verschiedener Arten konzentrieren sich die nationalen Waldinventuren eher auf Schlüsselarten (die typischsten oder am meisten gefährdeten Arten), bei denen man davon ausgeht, dass sie Stellvertreter (Schlüssel- oder Schirmarten) für andere Arten in ähnlichen Lebensräumen sind. Tatsächlich verfügten nur 18 Länder über ein artspezifisches Stichprobendesign, von denen sich einige auf Folgendes beschränken:

- ausschließlich Farn- und Blütenpflanzen (einschließlich Bäumen); dies gilt für die Hälfte der untersuchten Länder;
- eine Liste von Zielarten: Deutschland (8 häufige Farn- und Blütenpflanzen), Spanien (ausgewählte epiphytische Flechten), Norwegen (1 Gefäßpflanze) und die Schweiz (11 saprobionte Pilzarten);
- Gruppen bedrohter Arten: epiphytische Flechten (6 Länder), Moose (2) und Pilze (2). Bei Moosen und Pilzen sind die Stichproben mitunter auf bestimmte ökologische Gruppen beschränkt: Bodenmoose (Frankreich) und saprobionte Pilze (Schweiz).

Zusätzlich wurden in mehreren Fällen Biodiversitäts-Daten auf supraspezifischer Ebene wie folgt abgefragt: sämtliche Arten der Vegetationsschicht werden gemeinsam erfasst, die morphologische Gruppe der Flechten (z. B. Blattflechten) oder auch nur die Gattung (z. B. *Usnea*, *Bryoria* oder *Alectoria*).

► *Das derzeitige Biodiversitätsmonitoring in Waldökosystemen begründet sich hauptsächlich auf indirekten strukturellen Indikatoren (Proxies) und weniger auf taxonomischen und intraspezifischen Daten.*

Die Biodiversität von Waldökosystemen wird nach FOREST EUROPE (Kriterium 4) durch folgende drei Indikatoren beschrieben, die sich direkt auf Arten beziehen: 4.1 Baumartenzusammensetzung, 4.6 genetische Ressourcen und 4.8 gefährdete Waldarten. Das Zusammenstellen von Informationen zu unterschiedlichen Artengruppen ist sehr anspruchsvoll, zeitaufwändig und damit auch kostenintensiv (siehe Exkurs 44). Daher hat der Indikator für bedrohte Waldarten in einigen Ländern nicht immer die tatsächlich gefährdeten Arten im Visier: die auf den Roten Listen am umfangreichsten abgedeckten Taxa sind bedrohte Baumarten, Farn- und Blütenpflanzen, Säugetiere und Vögel, während wirbellose Tiere, Kryptogamen und Pilze am wenigsten gründlich erfasst sind. Informationen hierzu zeigen sich im Südwesten, Osten bzw. Südosten Europas oft als unvollständig.

Hieraus ergeben sich zwei Ansätze zur Umsetzung eines effektiven Rahmenwerks zum Biodiversitätsmonitoring von Waldökosystemen: Bestandsaufnahmen der Biodiversität könnten neben den Waldinventurdaten durch weitere umweltrelevante Informationen ergänzt werden. Weiter könnten nationale Waldinventuren durch Stichproben im Rahmen eines Biodiversitätsmonitorings vervollständigt werden.

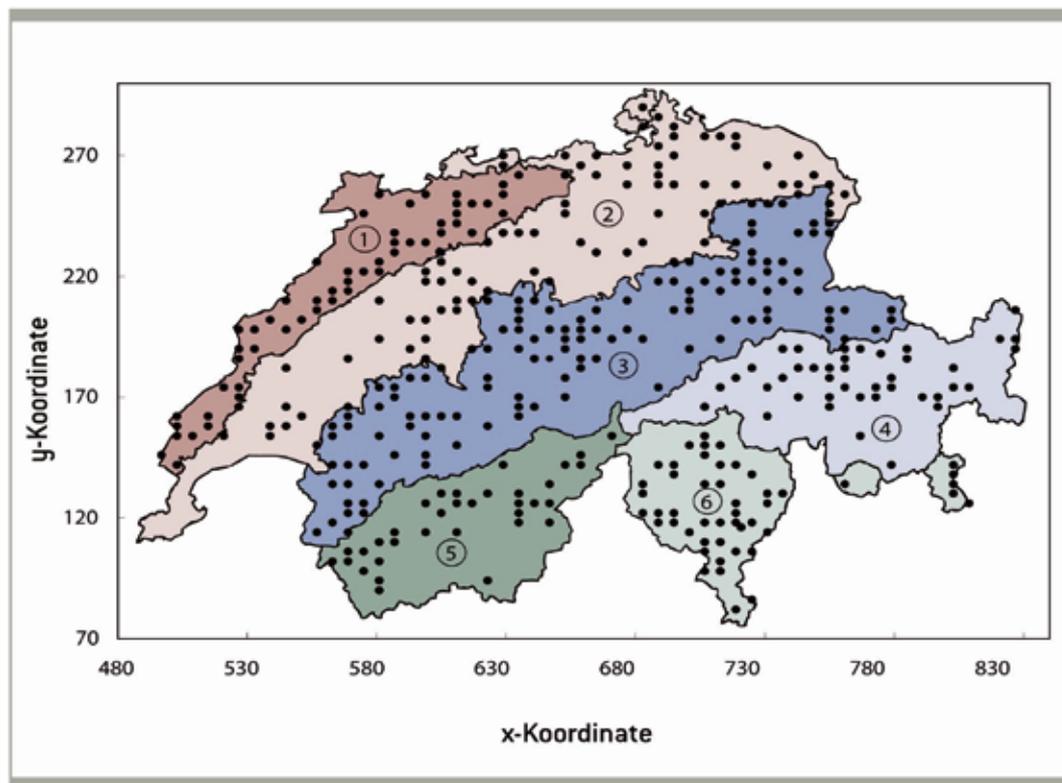
#### **Exkurs 44. Was kostet Monitoring?**

Die Kosten des Biodiversitätsmonitorings von Waldökosystemen sind nicht unerheblich. Sie belaufen sich auf insgesamt 2,5 Millionen Euro jährlich in der Schweiz (steuerbereinigt). Bei einer Umrechnung der Kosten auf die gesamte Landesfläche der Schweiz errechnet sich ein Betrag von 60 Euro/km<sup>2</sup>. In Alberta (Kanada) werden ca. 9 Millionen Euro im Jahr für das Monitoring ausgegeben. Neben der Intensität der Stichproben wurden natürlich auch die Art und Menge der strukturellen und taxonomischen Daten bei der Festsetzung der Kosten für das Monitoring berücksichtigt. Ein weiterer wichtiger Punkt, der nicht außer Acht gelassen werden sollte, ist der Professionalitätsgrad der an den Probenahmen beteiligten Personen: das französische Brutvogelmonitoring (BBS) ist ein Programm auf Freiwilligen-Basis, das ungefähr 0,3 Millionen Euro im Jahr kostet, sich jedoch auf rund 1 Million Euro belaufen würde, wenn Fachkräfte die Aufnahmen durchführen (Levrel et al. 2010). Bei der Ergänzung des aktuellen Monitoringsystems müssten solche Erwägungen mit berücksichtigt werden, insbesondere wenn auch saproxyliche Taxa im Blickpunkt stehen, bei denen Experten erforderlich werden.

► *Das Biodiversitätsmonitoring der Schweiz ergänzte die nationale Waldinventur mit taxonomischen Daten.*

Das Biodiversitätsmonitoring in der Schweiz, kurz BDM ([www.biodiversitymonitoring.ch](http://www.biodiversitymonitoring.ch)), wurde im Jahr 2001 unter Federführung des Bundesamts für Umwelt ins Leben gerufen. Dieses Monitoringprogramm konzentriert sich nicht ausschließlich auf Waldökosysteme und liefert Indikatoren innerhalb eines ausgewogenen Bezugssystems von Belastung/Druck (15 Indikatoren), Zustand (12 Indikatoren) und Reaktion (7 Indikatoren). Die meisten Indikatoren werden unter Verwendung externer Daten berechnet, drei Zustands-Indikatoren basieren jedoch auf Biodiversitätsdaten, die direkt vor Ort gesammelt werden. Das BDM erfasst alle fünf Jahre, basierend auf einem systematischen und permanent eingerichteten Stichprobenetz, Farn- und Blütenpflanzen, Moose, Schmetterlinge, Vögel und Mollusken. Dieses landesweite Netzwerk besteht aus zwei Sub-Netzwerken:

- Das erste setzt sich aus 520 gleichmäßig über die Schweiz verteilten 1 km<sup>2</sup> großen Flächen zusammen, mit je einem Schwerpunkt im Jura und den Alpen. Dieses Netzwerk wird für Brutvögel, Schmetterlinge und Gefäßpflanzen genutzt;
- Das zweite besteht aus 1600 10 m<sup>2</sup>-Beobachtungsflächen, in welchen die Vielfalt von Farn- und Blütenpflanzen, Moosen und Mollusken bewertet wird. Ein Teil dieses Sub-Netzwerks deckt sich mit den Beobachtungsflächen des schweizerischen Landesforstinventars (Abb. 79). Dies ermöglichte den ersten korrelativen Ansatz zwischen dem Artenreichtum unterschiedlicher Gruppen einerseits und Daten zur Waldstruktur andererseits (Bühler et al. 2007). Diese Untersuchung zeigte, dass es keine zuverlässigen und eindeutigen Beziehungen zwischen der Vielfalt der analysierten Taxa und den Merkmalen von Waldbeständen gibt. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass Merkmale von Beständen in großem Umfang als Proxy für Diversität verwendet werden können, der Zustand und die Dynamik der Biodiversität jedoch nur anhand von direkten Stichproben an Arten beurteilt werden können.



**Abb. 79.** Übereinstimmung von Wald-Beobachtungsflächen des Biodiversitätsmonitorings (BDM) und dem Stichprobenplan des schweizerischen Landesforstinventars (LFI). Quelle: Bühler et al. 2007.

Ein anderes ähnliches Beispiel, das an dieser Stelle jedoch nicht weiter besprochen werden soll, ist das im Jahr 2003 von der kanadischen Provinz Alberta gegründete Alberta Biodiversity Monitoring Institute, das für das Monitoring der biologischen Vielfalt in allen Ökosystemen der gesamten Provinz verantwortlich ist. Weitere Informationen zu diesem Verfahren können unter [www.abmi.ca](http://www.abmi.ca) abgerufen werden.

► *Bislang herrschte eine gewisse Diskrepanz zwischen den derzeit dem Monitoring unterliegenden Taxa (Schmetterlinge, Vögel, Farn- und Blütenpflanzen) und den oft gefährdeten Taxa wie z. B. den totholzbewohnenden Taxa.*

Großräumig angelegtes Waldbiodiversitätsmonitoring bedarf eines umfassenderen taxonomischen Ansatzes, da sich die wichtigsten Indikatoren in vielen mitteleuropäischen Ländern derzeit hauptsächlich auf Baumarten, Gefäßpflanzen, Vögel und Schmetterlinge konzentrieren. Es herrscht ein Mangel an Information zu hochspezialisierten Waldarten sowie denen, die durch globale Veränderungen potentiell am stärksten betroffen sind (insbesondere saproxyliche Taxa). Dies führt zu einer Diskrepanz zwischen den derzeit erhobenen und gefährdeten Taxa. Es stehen mehrere Optionen (oder eine Kombination dieser) zur Verbesserung des aktuellen Systems zur Verfügung (siehe Exkurs 44 zu potentiell entstehenden Kosten und Gosselin et al. 2012):

- Der FOREST EUROPE-Indikator 4.8 „Gefährdete Waldarten“ erfasst waldspezifische Arten eines Indikators, der auch für andere Ökosysteme verwendet wird, und ermöglicht Vergleiche des in verschiedenen Ökosystemen vorkommenden Belastungsgrads. In Frankreich erfasst dieser Indikator allerdings nur Amphibien, Reptilien, Säugetiere und Vögel, während eine Liste für totholzbewohnende Käfer, Pilze, Moose oder Flechten fehlt. Dieser Indikator könnte durch einen Fokus auf Taxa oder Arten, die von Wiederherstellungsmaßnahmen profitieren, weiter verbessert werden, um so die Wirksamkeit von Naturschutzstrategien besser beurteilen zu können. Diese Art des Monitorings könnte ohne Weiteres eine demographische und/oder intraspezifische Komponente mit einschließen;
- Um die Dynamik der Waldbiodiversität mit anderen Ökosystemen vergleichen zu können, wäre es wichtig, Taxa mit einer großen ökologischen Amplitude zu erheben, wie dies bei Rote-Liste-Arten der Fall ist. Solche Daten könnten für alle Arten nach einzelnen Ökosystemen ausgewertet werden, jedoch auch nach Gilden, insbesondere unter Verwendung extremer Habitatspezialisten (z. B. Waldvögel);
- Wichtig ist, dass die derzeit einem Monitoring unterliegenden Taxa wahrscheinlich nicht diejenigen sind, die von einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung am stärksten beeinflusst werden; dies würde auch Arten einschließen, die in ihrer Ausbreitungsfähigkeit beschränkt sind oder empfindlich auf Verdichtung reagieren. In diesem Sinne könnte das Monitoring von Arten, die zumindest in einem bestimmten Abschnitt ihres Lebenszyklus auf Totholz angewiesen sind (d. h. saproxyliche Arten) eine sinnvolle Alternative darstellen. Tatsächlich repräsentieren totholzbewohnende Arten mehr als ein Viertel der Waldarten (rund 10.000 Arten, meist Pilze und Käfer). Eben diese haben in den vergangenen Jahrhunderten aufgrund einer Übernutzung der forstlichen Ressourcen im westlichen Europa einen dramatischen Rückgang erlebt. Selbst wenn sich das Ökosystem Wald wieder erholt und es ein höheres Totholzvorkommen gibt als vor einigen Jahrzehnten, so ist über den Zustand saproxylicher Arten noch immer wenig bekannt. Angesichts der potentiell

len Aussterbeschuld, die sie aufgrund des Flaschenhalseffekts in der Zeit zwischen dem Mittelalter und dem 19. Jahrhundert erfuhren, sind solche Arten möglicherweise immer noch gefährdet und manche von ihnen vielleicht sogar vom Aussterben bedroht. Nur ein Monitoring auf breiter Basis könnte diese Fragen beantworten;

- Schließlich wäre es nützlich, ein Multi-Taxa-Monitoring für weitverbreitete Arten zu haben, um die Auswirkungen der umweltbedingten Belastungen auf die biologische Vielfalt der Wälder sowie politische Antworten für deren Bewahrung in einem größeren Rahmen beurteilen zu können. Hinsichtlich der aktuellen Kriterien und Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung von FOREST EUROPE wäre es interessant, in Kriterium 4 „Pflege, Erhaltung und geeignete Förderung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen“ den Indikator Nr. 4.8 „Gefährdete Waldarten“ mit einzuschließen:
- saproxyliche Taxa, zur Ergänzung der Daten zu Vögeln, z. B. Käfer, Flechten und Moose;
  - in ihrer Ausbreitungsfähigkeit beschränkte Taxa wie Mollusken, die im Rahmen des BDM überwacht werden.

***Taxa, die einem Monitoring unterliegen, sollten Gruppen beinhalten, die walddtypisch sind und/oder potentiell durch (umfassende) Veränderungen waldbaulicher Maßnahmen einer Gefährdung unterliegen könnten.***

Wir möchten die Notwendigkeit betonen, bestehende Monitoring-Ansätze um einen höheren Anteil taxonomischer Daten zu erweitern, um Zustand und Dynamik von Biodiversität beschreiben zu können (Gosselin et al. 2012). Tatsächlich sind die meisten der in internationalen Meldesystemen verwendeten Indikatoren indirekte strukturelle Merkmale, die als Proxies für Biodiversität verwendet werden (z. B. Totholzanteil). Diese Proxies haben einige Schwächen, die ihre Interpretation erschweren können: die Beziehung zwischen dem Proxy und der biologischen Vielfalt ist nicht immer klar dargestellt und mitunter nicht eindeutig, je nach Kontext und Umfang der Studie, auf die Bezug genommen wird. So hat sich zum Beispiel gezeigt, dass das Totholzvolumen in borealen Wäldern stärker mit dem Artenreichtum saproxylicher Organismen korreliert als in gemäßigten Wäldern (Lassauce et al. 2011). Außerdem kann die Beziehung auch zeitlich variieren, zum Beispiel aufgrund von Veränderungen der abiotischen Bedingungen, und die Reaktion der biologischen Vielfalt auf einen bestimmten Druck (steigend oder abnehmend) kann verspätet erfolgen (eine Aussterbeschuld kann möglicherweise unbezahlt bleiben). Ein per se parallel zu Waldvariablen erfolgendes Biodiversitätsmonitoring würde das Erkennen derartiger Effekte möglich machen.

Das Rote-Liste-System der IUCN verwendet sowohl direkte als auch indirekte Informationen über Arten aus unterschiedlichen Quellen, darunter Monitoringergebnisse, andere Erhebungen, Forschungsergebnisse, vorhandene Daten sowie validierte Beobachtungen Freiwilliger. Bei dem Großteil der Arten ist die Basis für die Klassifizierung der Lebensbedingungen das Habitat. Beobachtungen über Veränderungen des Lebensraums dienen dazu, Veränderungen in der Anzahl der Arten zu prognostizieren. Die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Informationen variiert je nach Qualität und Erfassungsbereich der Daten sowie der zur Einschätzung des möglichen zukünftigen Gefährdungsrisikos einer Art verwendeten Methode. Gelegentlich gab es große Schwierigkeiten, wenn es darum ging, zwischen Wald- und Nicht-Waldarten zu unterscheiden. Solches Datenmaterial muss daher, insbesondere auf europäischer Ebene, sehr vorsichtig interpretiert werden, und zwar aus mehreren Gründen:

- der Artenreichtum in Südeuropa ist im Allgemeinen größer als der im Norden Europas. Dennoch ist der Anteil der im Wald vorkommenden Arten im Norden und in stark bewaldeten Ländern höher (Puumalainen et al. 2003). Vergleiche der absoluten Zahlen zwischen den verschiedenen Ländern sind daher schwierig;
- wird die Gesamtzahl der im Wald vertretenen Arten in Relation zur Flächeneinheit betrachtet, d. h. geteilt durch die Waldfläche und die Fläche anderer bewaldeter Areale in einem Land, so sind es eher die kleinen Länder, die mit dem größten Artenreichtum aufwarten können;
- die Situation der gefährdeten Waldarten kann über die gesamte Fläche Europas hinweg unterschiedlich sein. Beispielsweise können Arten mit einer begrenzten Verbreitung im nationalen Bericht eines Landes als bedroht klassifiziert werden, während dieselbe Art aus gesamteuropäischer Sicht eher weit verbreitet ist.

**Das Monitoring von Arten, Waldstrukturen und Lebensräumen ist notwendig und sollte in optimalen Monitoringsystemen kombiniert werden.**

Derzeitige Systeme zum Biodiversitätsmonitoring der Wälder basieren hauptsächlich auf indirekten (strukturellen) Indikatoren für Biodiversität oder eher auf Lebensräumen als auf taxonomischen Daten. Bisher gab es einige Widersprüche zwischen den derzeit beobachteten Taxa (Schmetterlinge, Vögel, Gefäßpflanzen) und solchen, die gefährdet sind (z. B. saproxyliche Taxa). Das Monitoring von Arten wie z. B. Rote Liste-Arten sowie von Waldstrukturen und Habitaten ist notwendig und sollte in optimalen Monitoringsystemen miteinander kombiniert werden. Außerdem sollten dem Monitoring unterliegende Taxa Gruppen beinhalten, die walddtypisch und/oder potentiell durch (umfassende) Veränderungen der forstwirtschaftlichen Praktiken gefährdet sind. Der Vergleich der Biodiversitätsdynamik in bewirtschafteten und ungenutzten Wäldern in einem vergleichbaren Zustand würde eine bessere Beurteilung der Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die biologische Vielfalt ermöglichen.

#### **Exkurs 45. Wie soll das Biodiversitätsmonitoring der Wälder stattfinden? Was zu berücksichtigen ist:**

Einige der in diesem Kapitel detailliert dargestellten Monitoringsysteme wurden auf opportunistische Weise erstellt, so dass ihr Stichprobendesign möglicherweise verzerrt ist (z. B. aufgrund der Wohnorte der Freiwilligen in dem französischen BBS – Abb. 77). Um solche Diskrepanzen beim Aufbau eines Monitoringsystems zu vermeiden, sollten einige wichtige Punkte beachtet werden:

- Stichprobendesign: sollte eindeutig sein und gleich zu Beginn des Monitorings entwickelt werden, um später kostspielige Ausgleichsmaßnahmen zu vermeiden. Das Stichprobendesign kann systematisch (BDM, Alberta) oder randomisiert (die meisten der nationalen Waldinventuren) angelegt sein sowie stratifiziert oder nicht stratifiziert und das Netzwerk der Naturwaldreservate mit umfassen.

- Permanente oder temporäre Beobachtungsflächen? Beide Konzepte haben ihre Vor- und Nachteile. Alberta und die Schweiz haben sich für Dauerbeobachtungsflächen entschieden, die in regelmäßigen Abständen überprüft werden und deren Lage geheim gehalten wird, um Veränderungen in der Bewirtschaftung nahegelegener Flächen zu vermeiden. In jedem Fall sollte der Kompromiss zwischen einer kleinen Anzahl häufig besuchter Beobachtungsflächen und einer großen Menge an Stichprobenflächen, die weniger oft kontrolliert werden, auf räumliche und zeitliche Autokorrelation untersucht werden.
- Eine Verbindung zu umweltbedingten Variablen: um die Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung beurteilen zu können und in der Lage zu sein, die Zusammenhänge solide zu analysieren, ist es wichtig, die Biodiversitätsdaten mit Umwelt-(Struktur-)daten zu verschneiden. So hat sich z. B. das BDM entschieden, die Stichprobenflächen mit im Wald gelegenen Beobachtungsflächen des Landesforstinventars zu verbinden (Abb. 79). Auf diese Weise sind Analysen der Korrelationen zwischen Proxies und taxonomischen Daten möglich, wodurch sowohl die Erkenntnisse über Faktoren, welche die Biodiversität beeinflussen, als auch die internationale Berichterstattung mithilfe struktureller Daten verbessert werden.

## Literaturverzeichnis

- Bastrup-Birk, A., Neville, P., Chirici, G. und Houston, T. 2007.** *The BioSoil Forest Biodiversity Field Manual. ICP Forests, Hamburg.*
- Bühler, C., Brändli, U. und Zanger, A. 2007.** *Does forest structure indicate biodiversity? In: WSL (Hrsg.) Monitoring the Effectiveness of Nature Conservation. Birmensdorf, Schweiz.*
- FOREST EUROPE, UNECE und FAO. 2011.** *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa.*
- Gärdenfors, U. 2010.** *Rödlistade arter i Sverige 2010 – Die Rote Liste der bedrohten Arten in Schweden 2010 ArtDatabanken, SLU, Uppsala.*
- Gosselin, F. 2009.** *Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the Northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology. Biodiversity and Conservation 18:777–793.*
- Gosselin, F., Gosselin, M. und Paillet, Y. 2012.** *Suivre l'état de la biodiversité forestière: pourquoi? comment? Revue Forestière Française LXIV: 683–700.*
- Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R. und Couvet, D. 2012.** *French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. Acta Oecologica 44:58–66.*
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. und Bouget, C. 2011.** *Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. Ecological Indicators 11:1027–1039.*
- Lee, W., McGlone, M. und Wright, E. 2005.** *A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring by the Department of Conservation. Landcare Research, Wellington, Neuseeland.*
- Levrel, H., Fontaine, B., Henry, P. Y., Jiguet, F., Julliard, R., Kerbiriou, C. und Couvet, D. 2010.** *Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: A French example. Ecological Economics 69:1580–1586.*
- Parviainen, J. und Västilä, S. 2011.** *State of Finland's Forests 2011 Based on the Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management. Ministry of Agriculture and Forestry, Finnish Forest Research Institute.*

**Pellissier, V., Touroult, J., Julliard, R., Sibley, J. P. und Jiguet, F. 2013.** *Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey.* *Animal Conservation*.

**Puimalainen, J., Kennedy, P. und Folving, S. 2003.** *Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone.* *Journal of Environmental Management* 67:5–14.

**Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. und Mannerkoski, I. 2010.** *Die Rote Liste bedrohter Arten in Finnland 2010. Das Finnische Umweltministerium und das Finnische Umweltamt.*

**Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M. und McRoberts, R. E. 2010.** *National Forest Inventories: pathways for common reporting.* Springer.



## 5 Integrative Managementansätze: eine Synthese

*Frank Krumm, Andreas Schuck und Daniel Kraus*

► *Die Waldbewirtschaftung in Europa ist traditionell auf die Holzerzeugung ausgerichtet und dies ist bis heute in den meisten Wäldern Europas das vorherrschende Prinzip. Die Bewahrung der biologischen Vielfalt befindet sich mitunter zunehmend in Konflikt zur herkömmlichen Waldbewirtschaftung.*

Einer der Ansätze, um diese Ziele (Erhalt der Biodiversität und Holzerzeugung) miteinander in Einklang zu bringen, ist das Konzept der integrativen multifunktionalen Waldbewirtschaftung, bei der verschiedene Ökosystemleistungen auf derselben Fläche erbracht werden (siehe **Kapitel 1, Abschnitt 1.1**). Obwohl mehr als 70 % der europäischen Wälder primär unter dem Gesichtspunkt der Holzerzeugung bewirtschaftet werden, ist der verbleibende Anteil auch anderen Waldfunktionen zugeordnet, wie z. B. dem Schutz gegen Naturgefahren oder der Erhaltung von Lebensraum für seltene Arten. Die zunehmende Wertschätzung ökologischer Funktionen sowie weiterer Leistungen des Waldes im Rahmen der Holzerzeugung hatte in verschiedenen Teilen der Welt eine Hinwendung zu multifunktionalen Waldbewirtschaftungskonzepten zur Folge. Multifunktionalität in Wäldern hat jedoch ihre Grenzen, da sie, insbesondere auf Landschaftsebene, leicht verwässert werden kann und daher häufig zu Zielkonflikten führt (siehe **Abschnitt 1.5**). Der heutige Trend nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Europa zielt auf eine Einbindung wichtiger Habitats und Strukturelemente auf der Gesamtwaldfläche ab, folglich auch der bewirtschafteten Wälder (siehe **Abschnitt 1.6**). Die notwendige Einbeziehung bewirtschafteter Wälder findet ihren Ursprung in einer durch hohe Bevölkerungs- und Besiedlungsdichte begründeten langen Tradition der Landnutzung in Mittel- und Südeuropa, was zu einer hohen Nutzungsintensität in den Wäldern geführt hatte. Entsprechend sind viele der ursprünglichen Lebensräume in Wäldern verschwunden, was den integrativen Ansatz besonders in Europa zur Hauptstrategie für den Erhalt der biologischen Vielfalt macht. Es ist daher von grundlegender Wichtigkeit, Naturschutzziele in Wirtschaftswäldern festzuschreiben, um Grundvoraussetzungen für die Rückkehr und den Erhalt bestimmter Arten und Strukturen zu schaffen und zu fördern; in diesem Sinne kann der Grad der Naturnähe eines bestimmten Ökosystems ein adäquater Bezugspunkt sein (siehe **Abschnitt 1.4**). In den vergangenen 20 Jahren hat die Forschung gezeigt, dass alte Wälder als wertvolle Referenz für die Bestimmung der Habitatqualität und Integrität von Waldartengemeinschaften dienen können. Insbesondere Naturwaldreservate sind ein integraler Bestandteil der europaweiten Forschung im Bereich Waldökologie. Ohne diese Referenzflächen scheint die erfolgreiche Entwicklung von Naturschutzstrategien für Wirtschaftswälder nicht realisierbar zu sein (siehe **Abschnitt 1.3**).

► *Die Integration wichtiger Merkmale und Strukturen von Naturwäldern bildet auf Baum- und Bestandesebene eine allgemeine Grundlage für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Europas.*

Die Waldbewirtschaftung hat in Europa zu drastischen Veränderungen der Waldökosysteme und zu einem Verlust struktureller Elemente wie Totholz und Habitatbäume geführt. Auch das Alter der Bäume und die Heterogenität der Waldstandorte haben sich deutlich verändert (siehe **Kapitel 2**). Der Ansatz, wichtige Strukturelemente wie z. B. Totholz während des Produktionszyklus zu erhalten und somit die Naturnähe zu erhöhen, wird stark eingeschränkt durch den geringen Umfang solcher Habitatinseln und die daraus resultierenden Randeffekte (siehe **Abschnitt 2.1, 2.2 und 2.3**).

Eine zunehmende Fragmentierung der Landschaft und der Ausschluss natürlicher Störungen als treibende Faktoren für die Entwicklung der Wälder haben außerdem drastische Veränderungen der Waldstrukturen und -funktionen in Gang gesetzt (siehe **Abschnitt 2.4**). Die entscheidende Frage ist, ob mehr stillgelegte Waldflächen ohne menschliche Einflüsse erforderlich sind, um die Naturschutzziele in den Kulturlandschaften Europas zu erreichen und ob derartige Waldreservate die Hauptlast des Biodiversitätsschutzes tragen sollten. Naturwaldreservate dienen häufig als Stellvertreter für Primärwald und Sonderwaldreservate als Ersatz für historische Waldtypen mit besonderem Erhaltungswert (siehe **Abschnitt 2.5 und 2.6**).

► *Bewirtschaftungsziele wie die Erhaltung der biologischen Vielfalt und Ökosystemfunktionen können sowohl in stillgelegten Waldschutzgebieten als auch in außerhalb von Schutzzonen gelegenen Waldflächen umgesetzt werden.*

Das wichtigste Argument für streng geschützte Waldgebiete ist der mit verlängerten Sukzessionsperioden und Umtriebszeiten einhergehende Anstieg der Alpha-Diversität. Auch die Habitattradition hängt mit dem Erhalt von Waldflächen zusammen und ist eine Voraussetzung für das Überleben von Reliktarten oder anderen Arten, die an Altholzbestände gekoppelt sind. Daher ist es wichtig, die Habitatansprüche und die entsprechenden Schwellenwerte für die verschiedensten Arten oder Artengruppen zu kennen, um eine Grundlage für die Festlegung der jeweiligen Schutzziele und eine einheitliche Naturschutzplanung zu haben (siehe **Kapitel 3**).

Die Ausweisung neuer Schutzgebiete ist jedoch aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von Flächen und gegensätzlicher Bewirtschaftungsziele oft eingeschränkt. Dort, wo solche Interessenkonflikte auftreten, müssen Kompromisse gefunden werden. Dementsprechend verschiebt sich der Schwerpunkt hin zur Integration von besonderen Schutzflächen wie seltenen Waldbiotopen und -lebensräumen, Wildtierreservaten und -korridoren sowie Strukturelementen wie z. B. Altholzstrukturen, Habitatbäumen und Wald-Ökotonen in Wirtschafts- oder Schutzwäldern. Integrative Waldbewirtschaftungssysteme unterscheiden streng geschützte Waldschutzgebiete und solche mit Habitatmanagement, das auf ein spezielles Schutzziel

ausgerichtet ist (aktives Management), während in segregativen Bewirtschaftungssystemen streng geschützte Gebiete (passives Management) in eine Matrix intensiv bewirtschafteter Wälder oder Forstplantagen eingebunden sind.

Obwohl immer noch weite Gebiete Mitteleuropas vom Erbe vergangener Waldbewirtschaftung geprägt sind, ist eines der wichtigsten waldbaulichen Bewirtschaftungsprinzipien die naturnahe Waldwirtschaft. Entsprechende Waldbewirtschaftungskonzepte umfassen ein großes Spektrum an Bewirtschaftungsintensitäten, Längen- und Breitengrad-Gradienten sowie Topographien und liefern daher eine Vielzahl von Waldstrukturen innerhalb eines naturnahen Bewirtschaftungsansatzes. Generell ist in einer Matrix mit hohen Waldbewirtschaftungsstandards sowie einer hohen strukturellen Vielfalt die Habitatqualität erhöht. Eine Neu- oder Wiederbesiedelung von Lebensräumen durch sich ausbreitende Arten wird ebenfalls deutlich erleichtert. Je vielfältiger der Anspruch an Strukturelemente in einem Wald ist, umso diversifizierter und komplexer muss der waldbauliche Ansatz in dieser Hinsicht sein. Dieser Aspekt ist besonders zu beachten, wenn es um die Frage nach adaptiven Bewirtschaftungskonzepten für die wichtigsten Herausforderungen geht, die in der nahen Zukunft noch deutlicher zutage treten werden; den mit dem Klimawandel und der Resilienz der Ökosystemfunktionalität zusammenhängenden Fragen und Herausforderungen kann am besten mit vielfältig strukturierten Wäldern begegnet werden (siehe **Kapitel 4**). Weitere Herausforderungen für integrative Waldbewirtschaftungsansätze werden invasive Arten und die Erhaltung der genetischen Vielfalt sein (**Abschnitt 4.3** und **4.4**).

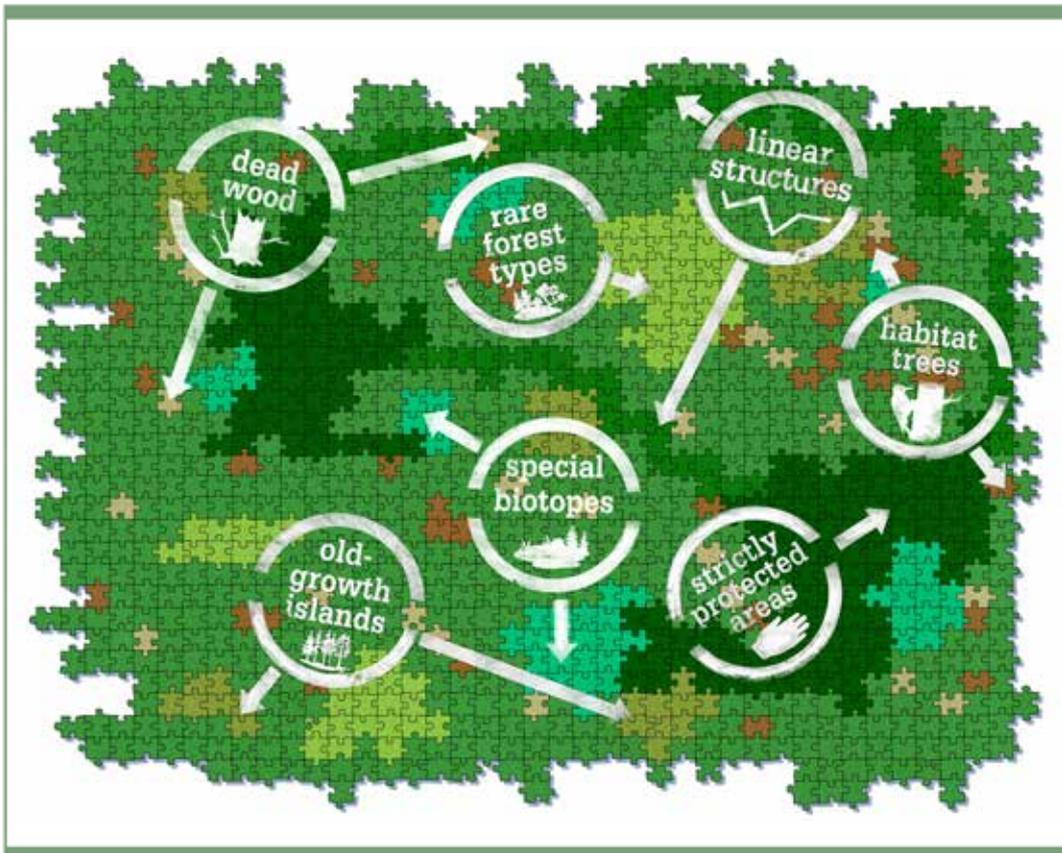
► *Die integrative Waldwirtschaft zielt darauf ab, die Schnittmenge zwischen den verschiedenen Hauptfunktionen Produktion, Schutz und Naturschutz zu optimieren.*

Jüngere Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass das Synergiepotenzial begrenzt ist und eine gewisse Anzahl exklusiv ausgewiesener Flächen oder gezielter Extensivierungsmaßnahmen erforderlich ist, um die Ziele unterschiedlicher Ökosystemfunktionen zu gewährleisten. Segregative Instrumente scheinen effektiver zu sein, wenn es darum geht, die essentiellen Habitattypen und -charakteristika bereitzustellen, insbesondere im Hinblick auf großräumige Elemente des Biodiversitätsschutzes und die Erhaltung bestimmter Arten mit besonderen Anforderungen (z. B. große Beutegreifer oder einige auf große Totholzmassen angewiesene Flechten; siehe **Abschnitt 1.1, 2.2** und **2.3**). Außerdem sind die Umtriebszeiten in bewirtschafteten Wäldern sehr viel kürzer als die Lebenszyklen von Bäumen in natürlichen Waldökosystemen. Im Gegensatz zum Störungsregime in ungenutzten Wäldern werden Wirtschaftswälder regelmäßig und meist in kurzen Intervallen gestört und wirtschaftlich bedeutende Baumarten entweder gefördert oder gepflanzt. Dementsprechend sind die Umtriebszeiten verkürzt und Altbestände mit großer oberirdischer Biomasse und natürlicher Waldverjüngung in weiten Bereichen unterrepräsentiert. Dies trägt insgesamt zu nachteiligen Effekten bei, die Wirtschaftswälder auf Habitatkontinuität und -heterogenität ausüben. Ein durch naturwaldtypische Eigenschaften und Prozesse gekennzeichneter Waldbau kann neben der Holzproduktion einen Beitrag zur Erhaltung und Verbesserung anderer Funktionen und Ökosystemleistungen leisten, vor allem zur Bereitstellung wichtiger Lebensräume, welche für die biologische Vielfalt im Wald förderlich sind (**Abschnitt 1.5**).

► *Effektiver Naturschutz und die Wiederherstellung von Lebensräumen hängen in hohem Maß von gut entwickelten segregativen Instrumenten ab, die nachhaltige, integrative Waldbewirtschaftungspraktiken ergänzen. Aus diesem Grund ist eine umfassende, hierarchische Doppelstrategie erforderlich, die sowohl integrative als auch segregative Instrumente für den Schutz repräsentiver Waldbiota beinhaltet.*

Integrative, segregative oder kombinierte Konzepte und ihre entsprechenden Instrumente haben unterschiedliche räumliche Auswirkungen. Demnach muss der jeweils notwendige Flächenbedarf berücksichtigt werden. Instrumente, die stellvertretend für ungenutzte urwaldähnliche Wälder verwendet werden (z. B. Nationalparks, große Naturwaldreservate), müssen auf Makroebene geplant werden, wogegen naturnahe Waldbewirtschaftungskonzepte eine Mindest-Habitatqualität auf größerer Fläche nur dann bieten können, wenn gewisse Mindeststandards eingeführt werden (**Abschnitt 1.1**). Die Gesamtauswirkungen des Naturschutzes können verbessert werden, wenn diese Habitate durch segregative Elemente wie Naturwaldreservate mit einer natürlichen Entwicklungsdynamik, Sonderbiotope und wichtige, durch Retentionsmaßnahmen gewonnene Strukturelemente ergänzt werden (siehe Abb. 80). Ein repräsentatives Netzwerk aktiv und passiv bewirtschafteter Waldschutzgebiete bietet einzigartige und seltene Nischen für Habitatspezialisten; es ist jedoch unbedingt darauf zu achten, dass die Verteilung von Strukturelementen in der Landschaft an die Ausbreitungsfähigkeiten bestimmter Arten angepasst werden muss. Bis zu einem gewissen Grad sind, je nach den Schutzziele und -erfordernissen, viele Aspekte einer solchen idealisierten Waldlandschaft in verschiedenen regionalen Schutzkonzepten zu finden. In **Exkurs 46** zeigen wir das Beispiel einer Modell-Waldlandschaft, in der ein solcher integrativer Ansatz bereits realisiert wurde, so dass sie dem idealisierten Konzept nahekommt.

Aus der Perspektive des Naturschutzes ist es daher weit wichtiger, sich auf die strategische Planung von Schutzinstrumenten für Wirtschaftswälder zu konzentrieren, als nur auf großflächig nutzungsfreie Wälder zu setzen. Aus diesem Grund müssen bei der Entwicklung und der Vernetzung von Naturschutzinstrumenten Habitatansprüche und Schwellenwerte bestimmter Zielarten stellvertretend für typische Waldartengemeinschaften berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang sollte das aktuell angewandte waldbauliche Verfahren berücksichtigt werden, da eine Vielfalt waldbaulicher Ansätze und Strategien im Landschaftskontext erforderlich ist, um die Vielfalt von Strukturen, Funktionen und Biota zu erhöhen und somit auch eine breite Palette anderer Ökosystemleistungen zu unterstützen. Die Kernfrage ist: Welche allgemeinen Ziele müssen im Waldmanagement seitens der Naturschutzplanung in Angriff genommen werden und was sind die entsprechenden Schwellenwerte für Habitatansprüche? Und weiterhin, was sind bei konkurrierenden Naturschutzzielen wirksame Mittel zum Umgang mit Konflikten? Diese Fragen stehen in einem unmittelbaren Zusammenhang sowohl mit biogeographischen Regionen, historischer Landnutzung und potenziellen Spenderflächen als Quellen der Wiederbesiedlung als auch mit den Zielen nationaler Biodiversitätsstrategien, deren jeweiligen Betriebszielen und der gesellschaftlichen Akzeptanz.



**Abb. 80.** Modell-Waldlandschaft mit Elementen einer dualen Managementstrategie auf unterschiedlichen Ebenen: einige segregative Elemente wie Sonderbiotope, Altholzinseln, lineare Strukturen, Naturwaldreservate, Habitatbäume und Totholz, eingebunden in eine getreu den Prinzipien der Naturnähe bewirtschaftete Waldmatrix.

#### **Exkurs 46. Schutz trotz Nutzung – das Biodiversitätskonzept der Bayerischen Staatsforsten im Forstbetrieb Ebrach im fränkischen Steigerwald (Bayern, Deutschland)**

Ulrich Mergner und Daniel Kraus

Der Staatsforstbetrieb Ebrach trägt die Verantwortung für einen der bedeutendsten Buchenwälder in Deutschland und die Erhaltung der darin lebenden walddispersen Arten. Der Schutz der natürlichen Vielfalt dieser Arten ist eine zentrale Aufgabe des regionalen Naturschutzkonzepts. Ein besonderer Schwerpunkt liegt auf xylobionten Käfern (die durch die Holznutzung besonders gefährdet sind), von denen ungefähr 480 Arten im Gebiet des Steigerwalds beheimatet sind. Entsprechend kann davon ausgegangen werden, dass der Schutz xylobionter Arten die Existenz aller anderen Artengruppen in diesen Buchenwäldern gewährleistet.

Der in Ebrach umgesetzte Bewirtschaftungsansatz „Schutz trotz Nutzung“ kann als ein integrativer Ansatz beschrieben werden, der bestrebt ist, auf der gesamten Produktionsfläche des staatlichen Forstbetriebs den Erhalt der Biodiversität bei gleichzeitiger Holzherzeugung zu gewährleisten. Um die Vielfalt der walddispersen Arten sicherzustellen

len, sind Strukturvielfalt und die Bereitstellung von Lebend- und Totholz (Biotopholz) von zentraler Bedeutung. Das in Ebrach angewandte Totholzkonzept geht über seine Bedeutung für die Erhaltung von Waldarten hinaus: die neuesten Erkenntnisse weisen darauf hin, dass das im Wald zurückbehaltene Totholz für den nachhaltigen Nährstoffkreislauf entscheidend ist – Kationen wie Kalium, Kalzium, Phosphor und Magnesium werden im Holz gespeichert und dienen als Langzeitdünger, die aus den großen, sich zersetzenden Holzstücken über eine lange Zeitspanne hinweg kontinuierlich freigesetzt werden und so für das Wachstum der Bäume zur Verfügung stehen. Außerdem speichert Totholz während seiner Zersetzung, und auch später in Form von Humus, große Mengen an Wasser. In Anbetracht eines sich ändernden Klimas und prognostizierter längerer Trockenperioden stellt verrottendes Totholz eine Maßnahme zur Stabilisierung der Wälder dar.

Das Kernstück des Ebracher Biodiversitätskonzepts ist ein sorgfältig ausgewähltes und vernetztes System von (1) stillgelegten und (2) extensiv genutzten Waldflächen.

(1) Bestände mit einem hohen ökologischen Wert fallen unter stillgelegten Wald, der folgende Kategorien umfasst:

- streng geschützte Naturwaldreservate (429 ha)
- Kleine, dauerhaft aus der Nutzung genommene Flächen (sog. Trittsteinhabitats, 403 ha)
- feuchte Waldbiotope (96 ha)
- thermophile, trockene Waldbiotope (6 ha)
- Waldränder: 5–20 m breite Streifen, soweit es sich um habitatstruktureiche Laubbäume handelt (63 ha).

Diese Bereiche sind langfristig aus der forstwirtschaftlichen Nutzung herausgenommen. Sie machen insgesamt 997 ha oder rund 6 % der gesamten produktiven Waldfläche (d. h. 15.500 ha, exklusive stillgelegte und nicht bewaldete Flächen) des Forstbetriebs Ebrach aus. Jegliche Holznutzung und waldbauliche Aktivitäten wurden aufgegeben – lediglich Maßnahmen, die der Gewährleistung der öffentlichen Sicherheit und der Abwendung von Waldschäden dienen, sind erlaubt. Sie können als Grundsicherung für die biologische Vielfalt dienen und als Spender-Areale für die Besiedelung temporär entstehender Habitatstrukturen wie Habitatbäume und Totholz, die im Zuge der Extensivierung in den bewirtschafteten Waldflächen vorkommen. Darüber bilden die Trittsteinhabitats als punktuelle und die Waldränder als lineare Elemente eine Vernetzung der Lebensräume.

(2) Ein weiteres wichtiges Element des Ebracher Biodiversitätskonzepts ist extensiv bewirtschafteter Wald. Die Extensivierung gilt vor allem in älteren Wäldern oder auch in jüngeren Wäldern mit einer hohen Anzahl von Altbäumen. Aktuell ist eine Fläche von 3.824 ha von der Extensivierung betroffen, die sich auf folgende Kategorien verteilt:

- Wälder der Klasse 1: naturnahe Bestände mit einem Alter von 180 Jahren und älter (37 ha)
- Wälder der Klasse 2: naturnahe Bestände mit einem Alter zwischen 140 und 180 Jahren (3.062 ha)
- Wälder der Klasse 3+: naturnahe Bestände mit einem Alter von bis zu 140 Jahren mit einem hohen Altbäum-Anteil (725 ha).

In Wäldern der Klasse 1 werden lediglich noch einzelne Altbäume genutzt, wenn diese einen hohen wirtschaftlichen Wert erreicht haben. In Wäldern der Klasse 2 wird ein konstanter Totholzanteil von 40 m<sup>3</sup>/ha erhalten. In Wäldern der Klasse 3+ werden Altbäume aus dem Vorbestand auf der Fläche belassen; in allen anderen Klasse 3-Wäldern ist ein systematischer Aufbau des Totholzanteils geplant, mit dem Ziel eines konstanten Anteils von 20 m<sup>3</sup>/ha von der Altersklasse 100 aufwärts. Im Rahmen der Extensivierung der Waldbewirtschaftung dürfen auf der gesamten Wirtschaftswaldfläche 10 Habitatbäume pro Hektar alt werden und einen vollkommen natürlichen Lebenszyklus durchlaufen, einschließlich des Zerfalls nach dem natürlichen Absterben. Selbst wenn pro Habitatbaum von einem vorsichtig geschätzten durchschnittlichen Wert eines 50 m<sup>2</sup> (ein Wert am unteren Ende der Skala) großen Überschirmungsgrads der Baumkrone ausgegangen wird, entspräche dies weiteren 750 ha stillgelegter Fläche. Damit werden über 10 % der gesamten Waldfläche den natürlichen Prozessen und der natürlichen Waldentwicklung überlassen.

Alle anderen Bestände werden entsprechend den gesetzlichen Bestimmungen hinsichtlich Naturschutz und Artenschutz bewirtschaftet, so dass der Fortbestand von zukünftigen Habitatbäumen in ausreichender Zahl auch im Zuge der Durchforstungen gewährleistet ist.

Der jährliche Zuwachs im Staatswald des Forstbetriebs beläuft sich auf 8,5 m<sup>3</sup>/ha oder 140.000 m<sup>3</sup> auf die Gesamtwaldfläche gerechnet, einschließlich stillgelegter Flächen (132.000 m<sup>3</sup> auf der produktiven Waldfläche allein). Der durch die Maßnahmen im Rahmen des Biodiversitätsschutzes entstehende Einnahmeverzicht beläuft sich auf fast 12.000 m<sup>3</sup> jährlich. Hinzu kommen die Nutzungsverzichte aus den gesetzlich geschützten Waldgebieten (Naturwaldreservate) und aus den oben beschriebenen stillgelegten Flächen, die als Trittsteinhabitats dienen. In diesen aus der Nutzung genommenen Flächen beträgt der Nutzungsverzicht 7.000 m<sup>3</sup> im Jahr.

Einen weiteren Bestandteil des Ebracher Biodiversitätskonzepts stellt der Naturschutz in offenen Lebensräumen sowie in ufernahen Habitats und Gebäuden dar. Außerdem wurden zielgerichtete Naturschutzprogramme für einzelne Arten oder Artengruppen geschaffen, wie etwa für Fledermäuse, Flusskrebse und Hirschkäfer.



**Abb. 81.** Holznutzung und der Schutz waldbewohnender Arten stehen nicht zwangsläufig im Widerspruch zueinander: stehendes und liegendes Totholz in einem Forstbetrieb, der jährlich etwa 100.000 m<sup>3</sup> Nutzholz produziert. Foto: D. Kraus.

Demnach besteht die aktuelle Herausforderung darin, diejenigen Schwellenwerte zu definieren, bei denen die Holzproduktion bei gleichzeitigem Biodiversitätsschutz aufrechterhalten werden kann (siehe betreffende Exkurse mit Empfehlungen für die Bewirtschaftung in den Abschnitten von **Kapitel 3**). Insbesondere Artengruppen, die an Altholzstrukturen, Totholz und natürliche Störungen gebunden sind, wie xylobionte Käfer, höhlenbrütende Vögel, Mollusken, Flechten, holzersetzende Pilze und Moose, können ausgezeichnete Indikatoren für den Erfolg der Schutzmaßnahmen integrativer Bewirtschaftungsansätze sein. Die richtigen Schwellenwerte zu finden, hängt jedoch stark von den Schutz- und Bewirtschaftungszielen und deren jeweiligen Referenzsystemen ab, d. h. es geht nur mit Kenntnis natürlicher Waldentwicklung oder von Besonderheiten kulturell geprägter Waldlandschaften. Für eine umfassende Beurteilung sollte mit Biodiversität zu vereinbarende Waldbewirtschaftung innerhalb eines weitreichenden Multitaxa-Monitoringprogramms überwacht werden (**Abchnitt 4.5**). Angesichts des durch eine wachsende Holznachfrage steigenden Drucks auf die Holzressourcen in Europa ist es von entscheidender Bedeutung sicherzustellen, dass die Qualität und Wirksamkeit des Biodiversitätsschutzes in der Waldbewirtschaftung nicht von neuen Bewirtschaftungszielen abgewertet wird.



**Abb. 82.** Die Waldlandschaften des frühen 17. Jahrhunderts unterschieden sich sehr von den heutigen Wäldern, die durch die moderne Waldbewirtschaftung geprägt sind: Selbst unter massivem Einfluss menschlicher Nutzungen gab es eine hohe Anzahl großer, unförmiger Bäume. Dies war über Jahrhunderte hinweg eine Grundvoraussetzung, um das Überleben zahlreicher, auf solche Strukturen angewiesener Arten zu sichern. Quelle: „Belebte Waldstraße“ von Jan Brueghel dem Älteren, Bayerische Staatsgemäldesammlungen – Alte Pinakothek, München.

## Zusammenstellung der Kernaussagen

### Kapitel 1. Konzepte

#### 1.1 Integration oder Segregation: der Spagat zwischen der Produktion von Rohstoffen und dem Schutz der Biodiversität in europäischen Wäldern

Der Anteil an geschützten Waldflächen ist begrenzt, und die große Mehrheit der Wälder muss vielfältige Ökosystemleistungen erbringen. Deshalb hängen Wirksamkeit und Fortschritt bei der Erhaltung der Waldbiodiversität in hohem Maße vom Einsatz geeigneter und sich ergänzender integrativer und segregativer Naturschutzinstrumente ab.

Ein umfassendes Konzept, das den Erhalt der ursprünglichen Vielfalt eines Ökosystems zum Ziel hat, muss dessen Eigenheit in Struktur, Zusammensetzung und Funktion berücksichtigen.

Die Erhaltung der Integrität und Resilienz von Ökosystemen, der strukturellen Komplexität und der Habitatkonnektivität sind die grundlegenden Prinzipien des Schutzes der Waldbiodiversität.

Drei strategische Aktivitätsfelder wurden festgelegt, um die Grundsätze für die Erhaltung der Biodiversität in europäischen Kulturlandschaften zu unterstützen: Schutz, Wiederherstellung und natürliche Dynamik.

Die Vielzahl an unterschiedlichen Nischen und Prozessen in Waldhabitaten entlang der Gradienten der Landnutzungsintensität und der natürlichen Störungen lässt sich nur mit unterschiedlichen Schutzinstrumenten erhalten.

Sowohl segregative als auch integrative Naturschutzinstrumente haben eine spezifische Wirkung auf die biologische Vielfalt des Waldes; sie haben aber auch ihre Grenzen. Die ideale Kombination oder der zweckmäßige Einsatz dieser Instrumente hängen daher vom übergeordneten Ziel ab.

Der Einsatz geeigneter Instrumente außerhalb von Reservaten macht es möglich, bedeutsame Lebensraumeigenschaften und wichtige Ressourcen in multifunktional bewirtschafteten Wäldern, die immerhin den größten Teil der Gesamtwaldfläche ausmachen, zu integrieren und zu vernetzen.

Die verfügbaren integrativen und segregativen Naturschutzinstrumente stellen ein flexibles und umfassendes Instrumentarium dar, das den meisten Zielen des Biodiversitätsschutzes in europäischen Wäldern dienlich sein kann.

Es besteht ein Bedarf für die Entwicklung eines integrativen, multifunktionalen Waldbaus mit starken segregativen Elementen, die integrative Maßnahmen ergänzen und wirkungsvoll genug sind, um die Vielzahl an seltenen und gefährdeten Arten in Wäldern mit hohem Erhaltungswert zu schützen und zu fördern.

## **1.2 Die Verwendung gesamteuropäischer Kriterien und Indikatorsysteme zur Messung von Veränderungen der Artenvielfalt in Waldökosystemen**

Die Herausforderung besteht darin, gängige Instrumente zur Bewertung und Messung der Entwicklung von Waldbiodiversität so in Einklang zu bringen, dass ausgewogene, politisch relevante, wissenschaftlich fundierte und praktisch anwendbare Informationen verfügbar werden.

Die gesamteuropäischen FOREST EUROPE-Kriterien und Indikatoren basieren auf dem Konzept der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wobei der Begriff der Nachhaltigkeit viel weiter gefasst wird, da hier auch ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Aspekte berücksichtigt werden.

Die Initiative Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) vermeldet Fortschritte hinsichtlich der EU-Ziele bis 2020, den Verlust an biologischer Vielfalt in den wichtigsten europäischen Lebensraumtypen einschließlich von Wäldern zu stoppen.

Feedback an die politischen Entscheidungsträger erfolgt über den Einsatz des DPSIR-Modells zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt.

Das Beispiel aus Finnland macht deutlich, wie Änderungen in der Waldpolitik den Zustand der biologischen Vielfalt beeinflusst haben. Dem zugrunde liegt eine wiederholte Beobachtung von Rote-Liste-Arten (FOREST EUROPE-Indikator für gefährdete walddtypische Arten) als Bewertungsmaßstab.

Das Fallbeispiel aus Frankreich verdeutlicht die Schwierigkeiten, die weiterhin mit Kriterien und Indikatoren bei der Erreichung ihrer Ziele verbunden sind, und liefert Lösungen, wie ein Monitoring der Biodiversität und Bewertung walddpolitischer Maßnahmen verbessert werden können.

Nationale Biodiversitätsindikatoren können als Monitoringinstrument zur Bewertung der Wirksamkeit von politischen Maßnahmen zur Erhaltung von Biodiversität in Wäldern dienen.

Aktuelle Indikatoren-Sets für die Bewertung von Waldbiodiversität erlauben die gemeinsame Nutzung gängiger Kennzahlen für ein bestimmtes Kriterium, doch die Verknüpfung von gemeinsamen politischen Zielen mit Biodiversitätsindikatoren ist auch weiterhin in einigen Ländern nicht gegeben.

Der nächste Schritt sollte ein strukturierterer Ansatz sein, bei dem die Indikatoren dazu dienen, die Wirksamkeit politischer und forstwirtschaftlicher Maßnahmen hinsichtlich der biologischen Vielfalt zu überwachen und die Wirksamkeit biodiversitätsbezogener Maßnahmen zu bewerten.

### **1.3 Forschung in Primärwäldern und Waldreservaten: Bedeutung für eine ganzheitliche Waldbewirtschaftung**

Die Wiederherstellung einiger Urwaldmerkmale in Wirtschaftswäldern schafft Lebensräume für Arten, die darauf angewiesen sind.

Primärwälder sind lebende Laboratorien für ökologische Studien.

Primärwälder dienen Forstleuten und der breiten Öffentlichkeit als Inspiration.

Ist das Ziel der Waldbewirtschaftung der Erhalt biologischer Vielfalt, werden sowohl segregative wie auch integrative Ansätze benötigt.

### **1.4 Naturnähe von Wäldern als Schlüssel zum Erhalt biologischer Vielfalt**

Das Konzept der Naturnäheerfassung und -bewertung entstand infolge unausgewogener Waldbewirtschaftung.

Eine wissenschaftlich fundierte und aussagekräftige Bewertung der Naturnähe gibt genauso zuverlässig Auskunft über den Erhalt der biologischen Vielfalt wie eine Finanzbilanz über die Wirtschaftsleistung.

Ohne eine allgemein anerkannte Naturnähedefinition und einen generellen Ansatz zur Erfassung von Naturnähe kann es keine probaten Mittel zur Beobachtung von Entwicklungen der biologischen Vielfalt des Waldes geben.

Nach einem Jahrzehnt zeigt naturschutzorientiertes Waldmanagement messbare Veränderungen in der Naturnähe.

Eine hohe Naturnähe der Nutzwälder ist die einzige Möglichkeit, biologische Vielfalt auf hohem Niveau zu erhalten.

In der gegenwärtig vorherrschenden, wirtschaftlich ausgerichteten Waldbewirtschaftung ist ein integrativer Ansatz erfolgreich, wenn die Naturnähe des Waldes verlässlich steigt.

### **1.5 Waldbausysteme und Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft**

Die Identifizierung der strukturellen Elemente eines Waldökosystems trägt entscheidend bei zum Verständnis des Zusammenhangs zwischen Waldbewirtschaftung und der Fähigkeit der Wälder, Ökosystemgüter und -dienstleistungen (ESS) bereitzustellen.

Die natürliche Vielfalt eines Ökosystems stellt durch die Vielfalt der Strukturelemente das ökologische Fundament für ein integratives Waldwirtschaftskonzept dar.

Anhand von Indikatoren und Kriterien lässt sich die Eignung einer gewählten Bestandsstruktur und eines Waldbaukonzepts zur Erreichung festgelegter Ziele bewerten.

Einige ESS sind an Strukturvielfalt in Waldökosystemen gebunden. Auch Plenterbetriebe mit vielfältigen Strukturmerkmalen haben Schwächen.

In einer Region/Landschaft sind zahlreiche verschiedene Waldbausysteme erforderlich, um die Diversität der Strukturen, Funktionen und Biota zu begünstigen und somit auch ein breites Spektrum an ESS zu fördern.

Strukturelemente werden zu Instrumenten in einem modularen System, das auch die Anforderungen der Gesellschaft widerspiegelt.

Die Möglichkeiten der Mehrfachleistungs-Forstwirtschaft hängen vom verfügbaren Raum ab. Ein erfolgreiches methodisches Konzept zur Integration verschiedener Dienstleistungen muss demzufolge auch Konflikte aus Platzgründen berücksichtigen und dem Rechnung tragen.

Sobald die Verbindungen zwischen Struktur und ESS klar sowie die zugrundeliegenden Prozesse bekannt sind, besteht der nächste Schritt für den Waldbau in der Ausarbeitung eines dynamischen Systems, das die gewünschte Struktur fördert und erhält.

### **1.6 „Retention Forestry“ – die praktische Umsetzung eines ganzheitlichen Ansatzes**

Wissenschaftliche Informationen zu natürlichen Störungen und ihren Hinterlassenschaften als Grundlage für Retentionskonzepte.

Bei der Retention Forestry ist das, was auf der Fläche verbleibt, ebenso wichtig wie das, was bei der Ernte entfernt wird.

Retention Forestry ist eine Komponente in einem Skalen übergreifenden Naturschutzansatz.

Retentionsstrategien lassen sich in alle waldbaulichen Systeme einbinden.

Auch in plenterartigen Wäldern ist Retention Forestry erforderlich.

Die erhaltenen Strukturen tragen zur Bewahrung eines höheren Niveaus der biologischen Vielfalt oder zur beschleunigten Erholung von Biodiversität und Ökosystemfunktionalität am jeweiligen Standort bei.

Da es sich bei Retention Forestry um ein noch junges Konzept handelt, ist das Potenzial für die künftige Entwicklung und Optimierung dieses Systems groß.

## Kapitel 2. Schlüsselkomponenten für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Wäldern

### 2.1 Habitatbäume: Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität

Habitat- oder Biotopbäume sind sehr große, sehr alte, sowohl tote als auch lebende Bäume, die Kleinstlebensräume (Mikrohabitate) beherbergen. Sie sind von zentraler Bedeutung für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten des Waldes.

Habitatbäume treten in unbewirtschafteten Wäldern häufig auf, benötigen in Wirtschaftswäldern allerdings besondere Aufmerksamkeit.

Bäume mit Hohlräumen zählen zu den wichtigsten Habitatbäumen für Waldlebewesen. Verlassene Höhlen mit Mulmablagerungen sind die Heimat einiger der am meisten gefährdeten Waldkäferarten.

Die Erhaltung natürlicher Merkmale wie Habitatbäume durch geeignete forstwirtschaftliche Praktiken fördert die von der Gesellschaft zunehmend wertgeschätzten ökologischen Dienstleistungen. Effiziente Bewirtschaftungsstrategien beinhalten das Ausscheiden von Altholzinseln auf forstbetrieblicher Ebene in Kombination mit dem Erhalt von Habitatbäumen auf Bestandesebene.

Die Einrichtung eines Netzwerks von Bäumen und Beständen, die nicht genutzt werden, ist unentbehrlich – auch wenn dies mit wirtschaftlichen Interessen unvereinbar scheint: Nur so können die Mindesthabitanforderungen von Arten, die sehr sensibel auf den Holzeinschlag reagieren, gewährleistet werden.

Habitattradition – definiert als das ununterbrochene Bestehen von Altwald, Totholzvorrat und verschiedenen Waldstrukturen – scheint bei der Erhaltung der Waldbiodiversität eine wichtige Rolle zu spielen.

Mikrohabitate könnten auch als Naturnähezeiger für europäische Wälder dienen. Die verschiedenen Merkmale eines Habitatbaumes sollten in einer Referenzliste zusammengestellt werden, um Mikrohabitate künftig optimal überwachen und diese einem Maß für Artenvielfalt zuordnen zu können.

## 2.2 Totholz: Quantitative und qualitative Voraussetzungen für die Erhaltung der biologischen Vielfalt von Xylobionten

Totholz spielt nicht nur für die Erhaltung totholzbewohnender Arten eine wichtige Rolle, sondern wirkt auch bei der Kohlenstoffbindung, Nährstoffversorgung und natürlichen Waldverjüngung mit und dient dem Schutz gegen Steinschlag.

Das Überleben von Totholzbewohnern hängt nicht nur von der Menge des vorhandenen Totholzes ab, sondern auch von dessen Eigenschaften wie Baumart, Dimension oder Zerfallsstadium. Allerdings ist das Vorkommen einer bestimmten Art kein Garant für gute Lebensraumbedingungen. Es kann sich dabei auch um den Restbestand aus einer Zeit handeln, in der ein Habitat noch zahlreich vorhanden war.

Je nach Waldtyp gelten Totholzanteile von 20 bis 50 m<sup>3</sup>/ha als Schwellenwert für die Erhaltung eines reichhaltigen Spektrums xylobionter Arten. Sehr anspruchsvolle Arten benötigen sogar mehr als 100 m<sup>3</sup>/ha.

Die Förderung von Totholz sollte großflächig umgesetzt werden, steigt doch die Bedeutung von Totholz für alt- und totholzabhängige Arten mit der Größe des Bezugsraums. Auch die zeitliche Dimension sollte in Betracht gezogen werden, denn der kontinuierliche Fortbestand von Wäldern und die Verfügbarkeit von Totholz spielen unter Umständen eine wichtige Rolle für den Schutz der biologischen Vielfalt xylobionter Tier- und Pflanzenarten.

Totholzvielfalt hinsichtlich Baumart, Durchmesser, Zerfallsklasse und Typ (stehend/liegend) hat eine positive Wirkung auf die Erhaltung saproxylicher Artengemeinschaften.

Die meisten xylobionten Arten haben sich entweder auf Nadel- oder auf Laubbäume spezialisiert; es sind nur wenige Generalisten bekannt. Allerdings gibt es auch Arten mit einem engeren Wirtsspektrum. Mit fortschreitendem Zerfall des Totholzes verliert die Frage der Baumart zunehmend an Bedeutung.

Einige wenige Totholzstämme mit großem Durchmesser können nicht viele kleine ersetzen: Das Totholzvolumen mag identisch sein, nicht aber die Artengemeinschaften, welche diese bewohnen. Große, dem Zerfall preisgegebene Baumstämme sind als wichtiger Beitrag zur Erhaltung xylobionter Arten erkannt, fehlen jedoch in den meisten Wirtschaftswäldern.

Im Laufe des Abbaus von frischem zu verrottetem Totholz verändern sich Artengemeinschaften und Artenreichtum im Totholz. Auch die Art und Weise des Absterbens eines Baums wirkt sich auf die Zusammensetzung der Gemeinschaft xylobionter Organismen aus.

Abiotische Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit sowie biotische Faktoren wie Prädationsdruck und Konkurrenzkampf haben einen großen Einfluss auf die im Totholz lebenden Artengemeinschaften.

Die Menge an Totholz ist in den vergangenen zehn Jahren europaweit gestiegen. Die Bestandserhaltungsziele für xylobionte Arten wurden allerdings noch nicht erreicht; die Totholz-mengen in Wirtschaftswäldern entsprechen im Großen und Ganzen noch nicht dem für die Erhaltung der meisten xylobionten Arten erforderlichen Schwellenwert.

Der ökologische Schwellenwert für Totholz mengen von 20–50 m<sup>3</sup>/ha sollte innerhalb eines Netzwerks von Waldbeständen auf Landschaftsebene erreicht werden, anstatt einen insgesamt niedrigeren Mittelwert in allen Einzelbeständen anzustreben.

### **2.3 Konnektivität und Fragmentierung: Inselbiogeographie und Metapopulationen in Elementen später Waldentwicklungsphasen**

Schutz der Biodiversität in bewirtschafteten Wäldern ist im Wesentlichen eine Frage des gezielten Belassens entscheidender Elemente, um die ‚Verkürzung‘ des Entwicklungsphasenzyklus durch den Ernteeinschlag zu kompensieren.

Altbestandselemente sollten in ein funktionelles Netz eingegliedert werden, um für die Erhaltung der biologischen Vielfalt saproxylicher Arten wirkungsvoll zu sein.

Man kann gewissermaßen sagen, dass eine Population saproxylicher Organismen auf einem schmelzenden Eisberg lebt und den nächsten erreichen muss, bevor sich das verbleibende Eis endgültig aufgelöst hat.

Ein funktionelles Netz aus Altbestandselementen erlaubt es Zielarten, tragfähige Metapopulationen zu entwickeln und zu erhalten. Räumliche und zeitliche Kontinuität und Konnektivität sind dabei wesentliche Elemente.

Wie andere Organismen (z. B. Gefäßpflanzen) auch, lassen sich saproxyliche Arten anhand ihrer Lebensstrategien klassifizieren, von schnell besiedelnden Ruderalarten bis hin zu stress-toleranten, ortsgebundenen Überlebenskünstlern.

Die Anforderung an die Beschaffenheit einer funktionellen Habitatvernetzung verknüpft die Ansprüche von beiden Lebensstrategien: schnelle Besiedler benötigen ein kontinuierliches Angebot immer neuer (oft nur kurzlebiger) Lebensräume auf großen Flächen; langsame Besiedler sind auf den Erhalt und die Vergrößerung relikitärer Habitatinseln angewiesen.

Ein funktionelles Netz von Altbestandselementen sollte auf verschiedene individuelle Lebensstrategien zugeschnitten sein und folglich größere und kleinere Flächen umfassen, die aus der Nutzung genommen und durch ein dichtes Netz aus toten und lebenden Habitatbäumen verknüpft wurden.

### **2.4 Natürliche Störereignisse und Walddynamik in europäischen Wäldern der gemäßigten Zone**

Die entscheidenden Muster der Waldstrukturen und -zusammensetzung resultieren größtenteils aus einem speziellen natürlichen Störungsregime, welches sich als die Summe aller Störungen in einem geographisch abgegrenzten Waldgebiet und deren Wechselwirkungen definiert und nach Störungshäufigkeit, Störungswirkung und Störungsausmaß beschrieben werden kann.

Ein fundiertes Verständnis der natürlichen Störungsprozesse und ihres Einflusses auf Struktur und Zusammensetzung des Waldes auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen ist der Schlüssel für eine erfolgreiche Erhaltung der biologischen Vielfalt im Rahmen von integriertem Waldmanagement.

Anders als herkömmliche Denkmodelle, die eine natürliche, stabilitätsbetonte Walddynamik propagieren, sind Ökologen und Forstleute inzwischen zu einem Nichtgleichgewichtsmodell übergegangen, das die Bedeutung natürlicher Störungen als wichtige Impulsgeber für die Walddynamik hervorhebt.

Unmittelbare Beobachtungen mittelschwerer Schäden nach Sturmereignissen in Urwäldern der gemäßigten Zonen machen die Komplexität von Mortalitätsmustern deutlich, die von vereinzelt Lücken bis zu kleinen Windwurfflächen reichen.

Die Umsetzung waldbaulicher Praktiken, bei denen natürliche Störungsprozesse nachgeahmt werden, stellt eine Herausforderung dar und ist oft mit vielen Schwierigkeiten verbunden.

Waldbewirtschaftung sollte nicht nur Waldstrukturen und Muster der späten Sukzessionsphasen auf Landschaftsebene nachahmen oder wiederherstellen, sondern auch solche, die aus Störungen mit schwerer Wirkung resultieren. Letzteres lässt sich beispielsweise dadurch erzielen, dass nach schweren Störereignissen auf einigen Flächen auf die Aufarbeitung von Schadholz verzichtet wird.

Nur auf der Grundlage fundierter Kenntnisse der geschichtlichen Bandbreite natürlicher Störungen und ihrer Variabilität lässt sich der Einfluss von Klimaveränderungen auf Störungsregime und Walddynamik besser beurteilen.

## **2.5 Erhalt und Management von spezialisierten Arten: Das Vermächtnis von Naturwäldern und traditionellen Kulturlandschaften**

Es braucht Möglichkeiten, Naturwälder und traditionelle Kulturlandschaften zu erhalten, um spezialisierten Arten einen Lebensraum zu bieten, welche in Landschaften, die auf maximale Holz- und Energieprodukte bewirtschaftet werden, keine Habitate mehr finden.

Für die Erhaltung der Arten-, Habitat- und Prozessvielfalt in Naturwäldern sowie in Kulturlandschaften ist es unentbehrlich, die Landschaftsgeschichte zu kennen.

Die Erhaltung von Arten und Landschaften mit Wäldern, gehölzdominierten Flächen und Einzelbäumen ist nur möglich, wenn sowohl das Erbe natürlicher Wälder als auch vorindustrieller Kulturlandschaften berücksichtigt wird.

Eine intensivere Waldnutzung auf der einen Seite und die Aufgabe der Bewirtschaftung von Kulturwaldflächen auf der anderen Seite sind aktuell zwei parallel ablaufende Prozesse in europäischen Landschaften. Dies führt zu neuen Herausforderungen, aber auch zu neuen Möglichkeiten für den Erhalt natürlicher Waldarten einerseits und von Kulturfolgern andererseits.

Erkenntnisse zu Referenzlandschaften für biologische Vielfalt lassen sich sowohl durch Untersuchungen der Reliktstrukturen von Natur- und Kulturlandschaften erlangen als auch durch das Studium der Landschaftsgeschichte.

Erhaltung und Förderung von natürlicher und kultureller Biodiversität setzt Managementmaßnahmen voraus, die auf Landschaftsebene umgesetzt werden müssen und die bestimmte Arten, Habitate und Prozesse mit einschließen.

Wie viel ist genug? Planziele als Maßstäbe für die Bewertung von Nachhaltigkeit.

Die Grundvoraussetzung für den Erhalt des vorhandenen Naturkapitals ist ein fundierter Dialog mit dem Ziel, die Zusammenarbeit zwischen allen Interessengruppen auf Landschafts- und regionaler Ebene zu verbessern. Beispiele für Konzepte, welche dies fördern, sind Biosphärenreservate, Modellwälder und LTSER.

Um lebensfähige Populationen aller natürlich vorkommenden walddtypischen Arten zu erhalten, müssen historische Habitatstrukturen und Ökosystemfunktionen sowohl in Naturwäldern als auch in Kulturlandschaften berücksichtigt werden.

## 2.6 Management für Zielarten

Richten wir unser Augenmerk nur auf Strukturmerkmale, riskieren wir, Arten mit besonderen Ansprüchen zu übersehen.

Die sorgfältige Auswahl von Zielarten ist ein entscheidender Schritt zur Ergänzung des Grobfilteransatzes und für die Bewertung der Managementmaßnahme.

Idealerweise sollten Zielarten gewählt werden, die verschiedenen limitierenden Faktoren unterliegen, um so die generelle Bedeutung von Erhaltungsmaßnahmen zu verbessern.

Eine Analyse von Schwellenwerten kann quantitative Zielvorgaben liefern; allerdings sind hier Grenzen gesetzt.

# Kapitel 3. Indikatorartengruppen und die Schwellenwerte ihrer Habitatansprüche

## 3.1 Waldvögel und ihre Habitatansprüche

Vogelpopulationen funktionieren weiträumig und sind großflächig gute Indikatoren für die biologische Vielfalt und Bewirtschaftung von Wäldern.

Für die Sicherung der Artenvielfalt bei den Vögeln des Waldes ist es von entscheidender Bedeutung, dass Managementstrategien entwickelt werden, mit denen auf der ganzen Waldfläche eine für Vögel wichtige Strukturvielfalt erhalten werden kann, die wichtige Ressourcen bereitstellt.

Waldvögel spiegeln die Vielfalt ihrer Lebensräume wider. Einige Arten sind gute Indikatoren für die Offenheit und Lückigkeit von Wäldern; andere für Bestände mit geschlossenem Kronendach; weitere für große Bäume mit vielen Höhlen und wieder andere für kurzfristige Sukzessionsstadien nach Waldbränden. Unterschiedliche Strategien der Waldbewirtschaftung tragen zum Erhalt der Artenvielfalt von Waldvögeln bei.

Um die biologische Vielfalt der Avifauna im Wald zu erhalten, sollten europäische Wälder auf ihrer gesamten bewaldeten Fläche alle obengenannten Habitatelemente bieten.

### 3.2 Waldinsekten und ihre Habitatansprüche

Unter den Insekten gibt es einige sehr bekannte Gruppen wie Käfer, Ameisen und Schmetterlinge, die sehr gut als Indikatoren für biologische Vielfalt, ökologische Integrität und Waldbewirtschaftung geeignet sind.

Totholz ist eine unverzichtbare Ressource für tausende von xylobionten (in Holz lebenden) Organismen. Allein die Ordnung der Käfer beinhaltet in Mitteleuropa über 1.400 xylobionte Arten und ist somit ein guter Indikator für biologische Vielfalt. Je nach Waldtyp werden für ein reichhaltiges Spektrum xylobionter Arten Totholzanteile von 20 bis 80 m<sup>3</sup>/ha empfohlen.

Bienen, Wespen, Schwebfliegen, Schmetterlinge und Motten ähneln sich alle insoweit, als sie potentielle Bestäuber sind; sie unterscheiden sich jedoch durch ein sehr breites Spektrum von Ökologien. Diese Indikatoren spiegeln nicht nur die unterschiedlichen Nahrungsanforderungen während der Larvenentwicklung wider, sondern auch das Angebot an Wildblumen, die Nektar und Pollen für die adulten Insekten liefern und somit die Offenheit eines Bestands wiedergeben.

Räuberische und parasitoide Insekten ernähren sich hauptsächlich von pflanzenfressenden Insekten. Sie repräsentieren die unterschiedliche Ökologie ihrer Beutetiere. Ein großer Artenreichtum dieser natürlichen Feinde weist daher auf eine große Vielfalt an Beutetieren hin.

### 3.3 Waldspezifische Vielfalt der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten

In Wäldern der gemäßigten Zone lebt eine große Vielfalt an Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten.

Epiphytische und epixylische Moose und Flechten sind eine sehr wichtige Komponente der biologischen Vielfalt des Waldes. Ihre Artenzahl übersteigt in manchen Waldtypen die der Farn- und Blütenpflanzen.

Viele Gefäßpflanzen, Moose und Flechten besetzen in Wäldern sehr spezielle ökologische Nischen entlang bestimmter Umweltgradienten. Diese Arten bieten sich daher als Indikatorpflanzen für die Verfügbarkeit von Ressourcen oder Strukturen der Alters- und Zerfallsphase an.

In Mitteleuropa haben Gefäßpflanzen den niedrigsten und Flechten den höchsten Anteil an ausgestorbenen und bedrohten Arten.

Die Gruppe der Flechten reagiert besonders sensibel auf menschliche Einflüsse. Sie enthält eine große Anzahl von Alt- und Totholzspezialisten.

Der Dauerwald ist offenbar nachteilig für die besonders gefährdeten Waldpflanzen nährstoffarmer, lichter Standorte. Doch ist es fraglich, ob eine Intensivierung der Holzernte unter heutigen Rahmenbedingungen dieser Artengruppe von Nutzen sein kann, ohne gleichzeitig auch ubiquitäre Ruderalpflanzen und sogar invasive Pflanzen zu begünstigen.

Die Entwässerung von Feuchtgebieten und die Regulierung von Fließgewässern haben umfangreiche Auswirkungen auf Waldstandorte. Sie führen häufig zu einer verbesserten Produktion, haben jedoch auch schwerwiegende Habitatverluste für spezialisierte Pflanzen zur Folge.

Die epiphytische und epixylische Vielfalt der Waldpflanzen Europas hat in den vergangenen 150 Jahren aufgrund eines Mangels an Altbäumen und Totholz in den Wirtschaftswäldern abgenommen.

Ein erheblicher Anteil der bedrohten Waldgefäßpflanzen, -moose und -flechten ist an besondere Habitats im Wald (Sonderstandorte) gebunden.

Die Geschichte der Landnutzung und die Habitatkontinuität haben erheblichen Einfluss auf die ökologischen Prozesse und die Pflanzenartenzusammensetzung von Waldökosystemen.

Da der Waldanteil sowie die Waldgeschichte je nach Region unterschiedlich sind, ist bei der Festlegung von Indikatorarten historisch alter Wälder eine regionale Differenzierung notwendig.

Hohe Anteile von walddtypischen Arten in den Gruppen der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten unterstreichen die große Verantwortung, die die Forstwirtschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Mitteleuropa trägt.

### **3.4 Die Bedeutung der biologischen Vielfalt von Mykorrhizapilzen für die Funktionalität von Waldökosystemen**

Weltweit leben über 6.000 Mykorrhizapilze in Waldökosystemen und erfüllen wichtige Aufgaben bei der Nährstoff- und Wassermobilisierung. Eine hohe Vielfalt dieser Pilze in den Wäldern ist wichtig für das Funktionieren und die Resilienz von Waldökosystemen, da sie ihnen die Anpassung an sich wandelnde Umgebungsbedingungen ermöglicht.

Mykorrhizapilze sondern extrazelluläre Enzyme ab, die an der Zersetzung organischer Stoffe beteiligt sind. Die Aktivitäten dieser Enzyme sind messbar und tragen dazu bei, die funktionelle Rolle der Mykorrhizapilze zu charakterisieren.

Mykorrhizapilze bilden unterirdische Hyphennetzwerke, die Bäume miteinander verbinden und den Austausch von Nährstoffen, Wasser und Kohlenstoff ermöglichen. Sie können dadurch die Regeneration von Keimlingen erleichtern, insbesondere in Stresssituationen, wie z. B. nach Windwurf oder in Trockenzeiten. Angesichts der prognostizierten Klimawandelszenarien werden diese Netzwerke im Zusammenhang mit der Stabilität der Waldökosysteme immer größere Bedeutung gewinnen.

Die Vielfalt der Mykorrhiza steigt im Allgemeinen mit der Vielfalt der Wälder und ihrer Sukzessionsstadien. Nach Störungen wie Kahlschlag, Waldbränden oder Windwurf ist die Vielfalt der Mykorrhizapilze höher in den Frühphasen der Bestandsbildung, wenn noch lebende Überreste von Bäumen, wie Strünke oder auch Jungpflanzen, vorhanden sind.

Die Vielfalt der Mykorrhizen kann durch das Monitoring der Fruchtkörper oder durch molekulare Untersuchungen von Boden- oder Wurzelproben beurteilt werden.

Die Stickstoffdüngung der Wälder durch atmosphärische Deposition oder direkten Düngemitteln eintrag reduziert die Fruchtkörperproduktion von Mykorrhizapilzen und vermindert die Vielfalt der Mykorrhizen. Durch eine Verringerung des Artenpools der Mykorrhizapilze nimmt die Anfälligkeit des Waldökosystems gegenüber zusätzlichen Stressfaktoren zu, da die entsprechende Anpassung der Mykorrhizagemeinschaft und die Aufrechterhaltung ihrer Funktionen nicht mehr länger gewährleistet ist.

### 3.5 Flechten: sensible Indikatoren für Veränderungen in Wäldern

Flechten sind ein artenreicher Bestandteil der Waldbiota und spielen eine wichtige Rolle in Waldökosystemen.

Baumalter, Bestandskontinuität und Zusammensetzung der Baumarten zählen zu den Hauptfaktoren, welche die Verteilung von Waldflechten beeinflussen.

Frühere Waldbewirtschaftung und Landschaftskontext beeinflussen großräumige regionale Prozesse epiphytischer Flechten-Metapopulationen.

Einzelstammweise Holznutzung sollte Schirmschlag- oder Kahlschlagmethoden gegenüber vorgezogen werden.

Wertvolle naturnahe Waldstandorte sollten identifiziert und erhalten werden.

### 3.6 Spinnen im Ökosystem Wald

Spinnen stellen eine Schlüsselkomponente in Waldökosystemen dar. Sie nehmen eine einzigartige Stellung in den Nahrungsnetzen ein, sowohl in der Rolle der Räuber als auch der Beutetiere.

Die Vielfalt der Spinnen wird stark von Unterschieden in der Habitatstruktur der Streu- und Vegetationsschichten vom Boden bis zum Kronendach beeinflusst.

Die Spinnenfauna verändert sich deutlich im Laufe des Entwicklungszyklus eines Waldes und wird von den im Kronendach vertretenen Baumarten mitbestimmt.

Baumbewohnende Spinnen werden sowohl von Prozessen auf Bestands- und Landschaftsebene gesteuert als auch von solchen, die sich auf kleinen räumlichen Ebenen abspielen (z. B. in Mikrohabitaten).

### 3.7 Gehäuse- und Nacktschnecken als Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung

Echte Waldschnecken (Gastropoda) sind eine ergänzende Indikatorgruppe für eine große Anzahl von Biota des Waldbodens.

Geschlossene Kronendächer schaffen ein Wald-Mikroklima und begünstigen walddtypische Arten.

Die Mikrohabitananforderungen für die Erhaltung von spezialisierten Arten liegen bei einem geschätzten Mindestwert von 20–50 m<sup>3</sup> Totholz pro Hektar in bewirtschafteten Wäldern und strikten Einschränkungen für die Entfernung von Totholz aus noch ursprünglichen Waldökosystemen.

Die Zusammensetzung des Baumbestandes beeinflusst die Gastropodengemeinschaften durch die Qualität der Laubstreu. Bäume wie Ahorn und Linde bieten qualitativ hochwertige Ressourcen, während die von Nadelbäumen von geringer Qualität sind.

Fragmentierung verursacht Randeffekte, die Kernhabitatflächen unter warmen Klimabedingungen signifikant verringern.

Restflächengröße und verzögertes Aussterben: (ungeeignete) Bewirtschaftung erhöht die für das Überleben erforderliche Größe der Waldfragmente.

Vollständige Walderneuerung ist begleitet von einem Verlust spezialisierter Arten und kryptischen Auswirkungen auf neu besiedelnde Populationen. Wiederaufforstung ist daher keine Alternative zum Schutz und zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern.

## Kapitel 4. Zentrale Herausforderungen

### 4.1 Biodiversitätsschutz und Waldmanagement in europäischen Waldökosystemen im Zuge des Klimawandels

Das Klima verändert sich; es bleiben jedoch viele Fragen offen, was die voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf Waldökosysteme, Artenverteilung und die Konsequenzen für den Schutz der biologischen Vielfalt betrifft.

Künftige Schutzbemühungen sollten sich bewusst sein, dass die Verteilung der biologischen Vielfalt sowie bedrohter Arten durch den Klimawandel dramatisch verändert werden wird und dass eine der möglichen Folgen in einem erhöhten Aussterberisiko besteht. Der Schutz der biologischen Vielfalt erfordert Herangehensweisen, die weit über die bislang in Europa realisierten Konzepte hinausreichen.

Der Wald und die mit ihm in Zusammenhang stehenden Arten werden sich nicht nur an langfristige Klimaveränderungen anpassen müssen, sondern auch an eine zunehmende Variabilität mit mehr extremen Wetterereignissen, wie anhaltender Trockenheit, verheerenden Unwettern und Überschwemmungen. Zusätzlich werden Kombinationen aus direktem Klimastress (z. B. Hitzewellen) und indirekten klimabedingten Belastungen (z. B. Schädlingskalamitäten) die Lage verschärfen.

Im Klimawandel bleibt nicht das gesamte historische Verbreitungsgebiet einer Art als geeigneter Lebensraum bestehen. Pläne und Annahmen hinsichtlich geschützter Bereiche müssen neu überdacht werden.

Das Naturschutzmanagement sollte so angepasst werden, dass es den Herausforderungen des Klimawandels besser begegnen kann.

Es ist wichtig, zu quantifizieren, wie viele zusätzliche Schutzgebiete, geschützte Bestände in Kernzonen oder verbindende Elemente unter Berücksichtigung der regionalen Bedingungen für Habitatkohärenz erforderlich sind.

Traditionelle Naturschutzpolitik ist unter sich wandelnden Umweltbedingungen nicht länger angebracht; es besteht daher die Notwendigkeit eines Paradigmenwechsels im Naturschutzmanagement.

## 4.2 Die funktionelle Rolle der biologischen Vielfalt im Wald

Europäische Wälder decken ein großes Spektrum an Arten-, struktureller und funktioneller Vielfalt ab.

Die Veränderung der biologischen Vielfalt hat für Ökosysteme verschiedene Konsequenzen.

Die funktionellen Eigenschaften der Arten bestimmen die zugrunde liegenden biologischen Mechanismen für Mischeffekte.

Artenreichtum ist eine der wesentlichsten Determinanten ökologischer Prozesse in Ökosystemen.

Jüngste Studien zur Funktion der Diversität, basierend auf nationalen Waldinventurdaten, berichten über positive Zusammenhänge zwischen Baumartenvielfalt und Produktivität.

Aus Sicht der Multifunktionalität ist es offensichtlich, dass keine Art alleine in der Lage ist, viele Funktionen zeitgleich zu erfüllen und dass es möglicherweise sogar zwischen einzelnen Leistungen Konflikte gibt.

Obwohl wir immer noch weit entfernt sind von einer allgemeinen Theorie zur funktionellen Rolle der Biodiversität in Wäldern, legen neuere Erkenntnisse nahe, dass die Erhaltung der genetischen, strukturellen und funktionellen Diversität in Waldgemeinschaften eine gute Basis für eine multifunktionale und nachhaltige Waldnutzung darstellt.

## 4.3 Invasive Neobiota im Ökosystem Wald: Chance oder Bedrohung?

Neobiota sind Organismen, die in der Lage sind, sich auf natürliche Weise in Regionen zu verbreiten, in denen sie zuvor nicht heimisch waren; zu ihnen zählen Pflanzen (Neophyten), Tiere (Neozoen) und Pilze (Neomyceten).

Neobiota werden in wachsenden Zahlen weiterhin eingeführt: die Konsequenzen einer solchen globalen biologischen Homogenisierung sind bei weitem noch nicht abzusehen.

Invasive Neobiota können eine ernstzunehmende Bedrohung für Natur und Gesellschaft mit einer Vielzahl negativer Auswirkungen darstellen, u. a. enormen finanziellen Folgekosten.

In Waldökosystemen sind invasive Neobiota mit dem größten Schadenspotential vermutlich Schadinsekten und Pathogene.

Einige der invasiven Neophyten im Wald sind ökonomisch wichtige Baumarten; die Wahrnehmung ihres Nutzens oder Schadpotentials wird von verschiedenen Interessenvertretern oft recht unterschiedlich bewertet.

Vorbeugende Maßnahmen, wie die Unterbindung der Einfuhr invasiver Arten, Früherkennung und rasches Handeln, sind kostengünstigste Optionen zur Vermeidung ökologischer und ökonomischer Folgeschäden.

#### 4.4 Die genetische Vielfalt der Waldbäume

Die genetische Vielfalt der Waldbäume gewährleistet das Vorkommen und die Funktionsfähigkeit von Waldökosystemen in einem breiten Spektrum von Umweltbedingungen.

Die genetische Vielfalt der Waldbäume ist essentiell für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel.

Die dynamische Erhaltung der genetischen Vielfalt kann in Biodiversitätsschutz und Waldmanagement integriert werden.

Der Erhalt der genetischen Vielfalt im Wald muss in Europa weiterhin verbessert werden.

#### 4.5 Monitoring der biologischen Artenvielfalt europäischer Waldökosysteme – neue Erkenntnisse, Herausforderungen und Chancen

Für viele europäische Länder ist die Bewertung und das Monitoring biologischer Artenvielfalt in Waldökosystemen eine Herausforderung. Daten über den Zustand und die Dynamik der Artenvielfalt in Waldökosystemen sollten so zuverlässig und umfassend sein, dass man mit ihrer Hilfe die Effektivität einer bestimmten gesetzlichen Richtlinie beurteilen kann.

In Frankreich demonstriert das Monitoring von Brutvögeln, wie Waldinformationen in Biodiversitäts-Monitoringprogramme integriert werden können.

Unter Anwendung der Roten Liste gefährdeter Arten kann man am Beispiel Finnlands konkret zeigen, wie sich walddpolitische Zielsetzungen auf die Waldbiodiversität auswirken.

Der größte Teil des Waldbiodiversitätsmonitorings und die Berichterstattung in Form von Indikatoren basiert auf Datenerhebungen im Rahmen der nationalen Waldinventuren.

Das derzeitige Biodiversitätsmonitoring in Waldökosystemen begründet sich hauptsächlich auf indirekten, strukturellen Indikatoren (Proxies) und weniger auf taxonomischen und intra-spezifischen Daten.

Das Biodiversitätsmonitoring der Schweiz ergänzte die nationale Waldinventur mit taxonomischen Daten.

Bislang herrschte eine gewisse Diskrepanz zwischen den derzeit dem Monitoring unterliegenden Taxa (Schmetterlinge, Vögel, Farn- und Blütenpflanzen) und den oft gefährdeten Taxa wie z. B. den totholzbewohnenden Taxa.

Taxa, die einem Monitoring unterliegen, sollten Gruppen beinhalten, die walddtypisch sind und/oder potentiell durch (umfassende) Veränderungen waldbaulicher Maßnahmen einer Gefährdung unterliegen könnten.

Das Monitoring von Arten, Waldstrukturen und Lebensräumen ist notwendig und sollte in optimalen Monitoringsystemen kombiniert werden.

## Kapitel 5. Integrative Managementansätze: eine Synthese

Die Waldbewirtschaftung in Europa ist traditionell auf die Holzerzeugung ausgerichtet und dies ist bis heute in den meisten Wäldern Europas das vorherrschende Prinzip. Die Bewahrung der biologischen Vielfalt befindet sich mitunter zunehmend in Konflikt zur herkömmlichen Waldbewirtschaftung.

Die Integration wichtiger Merkmale und Strukturen von Naturwäldern bildet auf Baum- und Bestandsebene eine allgemeine Grundlage für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in den Wäldern Europas.

Bewirtschaftungsziele wie die Erhaltung der biologischen Vielfalt und Ökosystemfunktionen können sowohl in stillgelegten Waldschutzgebieten als auch in außerhalb von Schutzzonen gelegenen Waldflächen umgesetzt werden.

Die integrative Waldwirtschaft zielt darauf ab, die Schnittmenge zwischen den verschiedenen Hauptfunktionen Produktion, Schutz und Naturschutz zu optimieren.

Effektiver Naturschutz und die Wiederherstellung von Lebensräumen hängen in hohem Maß von gut entwickelten segregativen Instrumenten ab, die nachhaltige, integrative Waldbewirtschaftungspraktiken ergänzen. Aus diesem Grund ist eine umfassende, hierarchische Doppelstrategie erforderlich, die sowohl integrative als auch segregative Instrumente für den Schutz repräsentiver Waldbiota beinhaltet.

# Glossar

Dieses Glossar wurde mit Unterstützung der beteiligten Autoren zusammengestellt, um die Kohärenz innerhalb ihrer Arbeitsdefinitionen zu gewährleisten. Aus diesem Grund unterscheiden sich die nachstehenden Definitionen möglicherweise von denen anderer Quellen.

## **Abiotisch**

Nicht von Lebewesen herrührend.

## **Allochton**

Beschreibt einen Organismus, der nicht ursprünglich aus der Region stammt, in der er vorkommt (Gegenteil von einheimisch/indigen oder autochton).

## **Alpha-Diversität**

Bestimmte Anzahl der in einem Habitat vorkommenden Arten.

## **Anthropogen**

Beschreibt Phänomene (z. B. anthropogene Störungen), die durch die bewussten oder unbewussten Handlungen von Menschen verursacht oder aufrechterhalten werden.

## **Asynchron**

Nicht zur gleichen Zeit auftretend.

## **Autotroph**

Bezeichnet einen Organismus, der in der Lage ist, anorganische Verbindungen in komplexere organische Verbindungen umzuwandeln, um sie als Nahrungsquelle zu nutzen. Grünpflanzen sind kohlenstoff-autotroph.

## **Beta-Diversität**

Dimensionslose, komparative Anzahl der in unterschiedlichen Vegetationseinheiten oder zwischen Habitaten vorkommenden Arten.

## **Biodiversität**

Umfasst die Variabilität biologischer Einheiten über alle Ebenen der biologischen Hierarchien hinweg, d. h. von der Ebene der Gene bis hin zu Ökosystemen.

## **Biotisch**

Lebewesen betreffend.

## **Delta-Diversität**

Dimensionslose, komparative Anzahl der Arten bezüglich großräumiger Veränderungen; funktionales Äquivalent der Beta-Diversität auf der organisatorisch übergeordneten Ebene der Landschaft.

## **Diaspore**

Teil einer Pflanze, welcher der generativen (Samen und Sporen) oder vegetativen Reproduktion (Zwiebeln, Knollen, Ableger oder Ausläufer) dient.

**Edaphisch**

Bezeichnet die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens, welche die Vegetation beeinflussen.

**Epigäisch**

In/auf dem Erdboden lebend.

**Epiphytisch**

Auf einer anderen lebenden Pflanze lebend.

**Epixylisch**

Auf Totholz lebend.

**Epilithisch**

Auf Gesteinsoberflächen lebend.

**Gleichaltrig**

Ein aus gleichaltrigen Bäumen bestehender Bestand oder Wald.

**Gamma-Diversität**

Bestimmte Anzahl der in einem begrenzten Raum vorkommenden Arten.

**Gefäßpflanzen**

Pflanzen mit Gefäßen oder Tracheiden (Gymnospermen, Angiospermen und Pteridophyten (einschließlich Farne, Lycophyten und Schachtelhalmgewächse)).

**Geophyt**

Mehrjährige Pflanze, die sich durch im Erdreich liegende Knospen vermehrt (z. B. Zwiebelpflanzen).

**Gilde**

Gruppe verwandter Arten, die zur gleichen trophischen Stufe zählen und dieselben Ressourcen nutzen.

**Grundfläche**

Querschnittsfläche eines Baumstamms, gemessen in Brusthöhe (1,30 m).

**Heliophyt**

Eine an starkes Sonnenlicht angepasste Pflanze.

**Hemikryptophyt**

Mehrjährige Pflanze, deren Überdauerungsorgane sich im Winter an der Erdoberfläche befinden (Blattrosetten, Knospen).

**Heterotroph**

Organismus, der eine Substanz in organischer Form aufnehmen muss, um ihn zur Synthese seiner eigenen Substanz verwenden zu können. Alle Tiere sind im Gegensatz zu (autotrophen) Grünpflanzen kohlenstoff- und stickstoffheterotroph.

**Inselbiogeographie**

Ein Teilgebiet der Biogeographie, das die Faktoren untersucht, die den Artenreichtum isolierter natürlicher Gemeinschaften beeinflussen. Diese Theorie wurde ursprünglich zur Erklärung des Artenreichtums echter Inseln entwickelt. Seither wurde sie jedoch erweitert auf von Ödland umschlossene Gebirge, von Festland umgebene Seen, fragmentierte Wälder und selbst auf natürliche Lebensräume, welche von vom Menschen veränderten Landschaften umgeben sind.

**Invasive Arten**

Arten mit hochgradiger Ausbreitungsfähigkeit, die Nachwuchs in sehr hohen Zahlen erzeugen und dadurch beeinträchtigende/störende Auswirkungen auf das Ökosystem haben.

**Klimaxstadium**

Zustand einer Pflanzengemeinschaft, die ohne menschliche Intervention einen Status nachhaltigen Gleichgewichts mit den klimatischen und edaphischen Umweltbedingungen erreicht hat.

**Lebermoose**

Marchantiophyta.

**Metapopulation**

Eine Metapopulation besteht aus einer Gruppe räumlich getrennter Populationen der gleichen Art, die auf einer bestimmten Ebene interagieren. Im Allgemeinen geht man davon aus, dass sie aus mehreren voneinander abgegrenzten Populationen mit entsprechend geeigneten Habitat-Arealen besteht, die aktuell unbesetzt sind.

**Mikrohabitate**

Ökologische Nischen auf/an stehenden, gesunden Bäumen oder Totholz.

**Naturnähe**

Ähnlichkeit eines bestehenden Ökosystems mit seinem natürlichen Zustand. Zu einem natürlichen Zustand gehört, dass menschliche Einwirkung keinen dauerhaften Einfluss auf das Ökosystem hat.

**Nekromasse**

Biomasse toter Organismen.

**Neobiota**

Arten, die gegen Ende des Mittelalters durch den Menschen in neue geographische Gebiete eingeführt wurden.

**Nische**

Bezeichnet die von einer Art besetzte Position in einem Ökosystem, die durch deren Lebensbedingungen und ihre Beziehungen zu anderen Arten definiert wird.

**Nitrophytisch**

Organismen mit hohem Stickstoffbedarf/einer hohen Stickstofftoleranz.

**Ökologisches Optimum**

Spektrum der für die Entwicklung eines Organismus oder einer Population günstigsten Umweltfaktoren.

### **Ökosystemprozesse**

Die physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge oder Ereignisse, die Organismen mit ihrer Umgebung verbinden, z. B. die Biomasseproduktion, Streuzersetzung, Nährstoffkreisläufe.

### **Ökosystemeigenschaften**

Die Größe von Kompartimenten, z. B. von Materialpools wie Kohlenstoff oder organischen Substanzen im Boden.

### **Ökosystemfunktionen**

Die Fähigkeit von Ökosystemen, mit der Unterstützung biophysikalischer Strukturen und Prozesse sowohl direkt als auch indirekt Leistungen zu erfüllen. Sie können als Zwischenstadium zwischen Prozessen und Leistungen betrachtet werden.

### **Ökosystemfunktionalität**

Aktivitäten, Prozesse oder Eigenschaften von Ökosystemen, die von deren Biota beeinflusst werden.

### **Ökosystemleistungen**

Nutzen, den Menschen von Ökosystemen beziehen, wie bereitstellende Leistungen (z. B. Nahrungsmittel, Textilrohstoffe, genetische Ressourcen), regulierende Leistungen (z. B. Erosionsschutz, Klimaregulierung, Bestäubung), kulturelle Leistungen (z. B. für spirituelle, religiöse und Bildungszwecke, Erholung) und unterstützende Leistungen (z. B. Bodenbildung, Primärproduktion, Nährstoffkreisläufe).

### **Oligotroph**

Organismen, die nährstoffarme Standortbedingungen benötigen oder tolerieren.

### **Parasit/Parasitoid**

Parasitisch lebendes Insekt, dessen Larve sich von einem Wirt ernährt und ihn schließlich tötet.

### **Photophytisch**

Pflanzen mit hohem Lichtbedarf.

### **Polyporales/Stielporlingsartige**

Im Allgemeinen auf/an Bäumen lebende Basidiomyzeten (Pilze). Polyporales verfügen über ein charakteristisches Hymenium (von Sporen bedeckte Oberflächenschicht), bestehend aus parallelen Röhren, die eine perforierte Oberfläche bilden.

### **„Retention Forestry“**

Waldbewirtschaftungsansatz, der im Zuge der Holzernte auf die langfristige Erhaltung von Strukturen und Organismen achtet sowie vitale Bäume, Totholz und kleine Bereiche intakter Waldbestände erhält. Ziel ist es, einen gewissen Grad an Kontinuität in der Waldstruktur, -zusammensetzung und -komplexität zu erreichen, der die biologische Vielfalt fördert und ökologische Funktionen aufrechterhält.

### **Resilienz**

Das Vermögen eines Ökosystems, trotz der vielfältigen ökologischen Störungen, denen es unterworfen ist, einen Zustand des Gleichgewichts aufrechtzuerhalten.

**r/K-Strategie**

r-Selektion herrscht in störungsanfälligen Standorten vor und ist gekennzeichnet von Arten oder Populationen mit hohen Reproduktionsraten, geringer elterlicher Fürsorge, kleinen Körpergrößen und schneller Entwicklung. K-selektive Arten bevorzugen bei ihrem Nachwuchs Qualität gegenüber Quantität; sie investieren mehr in elterliche Fürsorge und sind besser an stabile Umgebungen angepasst. Die sogenannten K-Merkmale repräsentieren die „Belastungsfähigkeit“ eines speziellen Lebensraums.

**Saproxylich/Xylobiont**

Jede Art, die während eines Teils ihres Lebenszyklus auf verletztes oder sich zersetzendes, holziges Material lebender, geschwächter oder toter Bäume angewiesen ist.

**Taxon**

Jede in einer Systematik von Lebewesen organisierte Gruppe, gleich welcher Stufe.

**Thallus**

Einfacher Vegetationskörper einer holzlosen Pflanzenform, der nicht in Stiel, Blatt und Wurzeln unterteilt ist.

**Trophische Ebene**

Stufe der Stoff- und Energiezyklen innerhalb der Nahrungskette oder eines trophischen Netzwerks (mehrere Ketten); an seinem Anfang stehen die Produzenten und am Ende die Tertiärkonsumenten.



Projekt-  
partner:



METLA



Edge Hill  
University



HOCHSCHULE  
WEIHENSTEPHAN-TRIESDORF  
UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES





Nationalpark  
Bayerischer Wald



NW-FVA  
Nordwestdeutsche  
Forstliche Versuchsanstalt



UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI DI TRIESTE



University of Ljubljana



vogelwarte.ch











## In Focus – Managing Forest in Europe



*Oxychilus cellarius*



*Antrodiella citinella*



*Cladonia digitata*

Waldmanagementziele und Ökosystemfunktionen, wie z. B. die Erhaltung der Biodiversität, können sowohl in Waldschutzgebieten als auch in Waldflächen außerhalb von Schutzzonen erreicht werden. Das wichtigste Argument für geschützte Waldgebiete ist die mit verlängerten Sukzessions- und Entwicklungsphasen ansteigende Alpha-Diversität. Die Ausweisung neuer Schutzgebiete ist jedoch aufgrund eines begrenzten Flächenangebots und konkurrierender Bewirtschaftungsziele oft eingeschränkt. Dort, wo solche Interessenkonflikte auftreten, müssen Kompromisse gefunden werden. Dementsprechend gewinnen Ansätze, die eine Integration seltener Waldbiotop und eine Vielzahl von Habitatstrukturen in die Waldbewirtschaftung einbeziehen, zunehmend an Bedeutung. Die Wälder Mitteleuropas werden zumeist unter waldbaulichen Prinzipien mit hohen Standards bewirtschaftet. Integratives Waldmanagement zielt darauf ab, die gemeinsame Schnittmenge zwischen den verschiedenen Funktionen einer modernen Waldbewirtschaftung zu erhöhen: Schutz, wirtschaftliche Nutzung und Erhaltung der Biodiversität. Das Synergiepotential ist jedoch begrenzt. Daher ist eine Auswahl ausgewiesener Schutzgebiete erforderlich, um unterschiedliche Ökosystemfunktionen im Wald zu sicher zu stellen.

Die vorliegende Arbeit enthält eine Zusammenstellung der Ergebnisse des Forschungsprojekts **Integrate**. Basierend auf den Beiträgen von über siebzig renommierten Wissenschaftlern auf diesem Gebiet war es das Ziel von **Integrate**, die jüngsten Erkenntnisse und das beste internationale Expertenwissen über die komplexen Beziehungen, Konflikte und neu auftretenden Herausforderungen hinsichtlich der Integration des Biodiversitätsschutzes in der Waldbewirtschaftung zur Verfügung zu stellen.