



Berichte über Landwirtschaft

Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft

SONDERHEFT 228

März 2020

Agrarwissenschaft Forschung — Praxis

Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland

Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik und des Wissenschaftlichen Beirates für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland

Stellungnahme

Januar 2020



Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik beim BMEL

Prof. Dr. Hermann Spellmann (Vorsitzender); Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

Prof. Dr. Ulrike Pröbstl-Haider (stellvertretende Vorsitzende); Universität für Bodenkultur Wien
Institut für Landschaftsentwicklung, Erholungs- und Naturschutzplanung

Prof. Dr. Ute Seeling (stellvertretende Vorsitzende); Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik (KWF), Groß-Umstadt

Prof. Dr. Jürgen Bauhus; Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Institut für Forstwissenschaften

Prof. Dr. Andreas W. Bitter; Technische Universität Dresden, Institut für Forstökonomie und Forsteinrichtung, Professur für Forsteinrichtung

Prof. Dr. Matthias Dieter; Thünen-Institut, Institut für Forstökonomie, Hamburg

Prof. Dr. Ing. Annette Hafner; Ruhr-Universität Bochum, Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften

Prof. Dr. Dr. h. c. Reinhard F. Hüttl; Helmholtz-Zentrum Potsdam, Deutsches GeoForschungszentrum GFZ

Prof. Dr. Friederike Lang; Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Institut für Forstwissenschaften, Professur für Bodenökologie

Prof. Dr. Bernhard Möhring; Georg-August-Universität Göttingen, Burckhard-Institut, Abteilung Forstökonomie und Forsteinrichtung

Prof. Dr. Jörg Müller; Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Biozentrum, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, Universität Würzburg

Prof. Dr. Manfred Niekisch; Goethe-Universität Frankfurt, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität

Prof. Dr. Klaus Richter; Technische Universität München, Lehrstuhl für Holzwissenschaft

Prof. Dr. Ulrich Schraml; Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg

Prof. Dr. Hubert Weiger; Universität Kassel

Geschäftsführung des WBW

BMEL, Referat 513, 513@bmel.bund.de

Wissenschaftliche Assistenz

Ass.´in d. Fd. Ulrike Nagel; Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

Danksagung

Die Mitglieder des Beirats für Waldpolitik danken Ass.´in d. Fd. Ulrike Gaertner für die Unterstützung bei der Redaktion der Stellungnahme.

Mitglieder des Wissenschaftlichen Beirates für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL

Prof. Dr. Peter H. Feindt (Vorsitzender); Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Thauer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften, Fachgebiet Agrar- und Ernährungspolitik

Prof. Dr. Volkmar Wolters (stellvertretender Vorsitzender); Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachgebiet Biologie, Arbeitsgruppe für Tierökologie

Prof. Dr. Gunter Backes; Universität Kassel, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Fachgebiet Ökologische Pflanzenzüchtung und Agrarbiogenetik

Prof. Dr. Enno Bahrs; Universität Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre

Prof. Dr. Horst Brandt; Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Tierzucht und Haustiergenetik

Prof. Dr. Eve-Marie Engels; Universität Tübingen, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Biologie, Lehrstuhl für Ethik in den Biowissenschaften

Dr. Johannes Engels; Bioersity International, Rom/Italien

Prof. Dr. Andreas Graner; Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung Gatersleben; Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Professor für Pflanzengenetische Ressourcen und Genomforschung

Prof. Dr. Ulrich Hamm; Universität Kassel, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Fachgebiet Agrar- und Lebensmittelmarketing

Prof. Dr. Matthias Herdegen; Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Fachbereich Rechtswissenschaft, Institut für Öffentliches Recht und Institut für Völkerrecht

Prof. Dr. Johannes Isselstein; Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Agrarwissenschaften, Abteilung Graslandwissenschaft

Dr. Stefan Schröder; Informations- und Koordinationszentrum Biologische Vielfalt, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn

Dr. Ernst Tholen; Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Tierwissenschaften, Gruppe Haustiergenetik

Prof. Dr. Sven Wagner; Technische Universität Dresden, Institut für Waldbau und Waldschutz, Professur für Waldbau

Prof. Dr. Frank Wätzold; Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fakultät 2 Umwelt und Naturwissenschaften, Institut für Umweltwissenschaften, Fachgebiet Volkswirtschaftslehre, insbesondere Umweltökonomie

Dr. Helmut Wedekind; Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei

Dr. Heino Wolf; Staatsbetrieb Sachsenforst, Referat Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung im Kompetenzzentrum Wald und Fortwirtschaft, Pirna

Geschäftsstelle des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE)

Ref. 321 – Informations- und Koordinationszentrum für Biologische Vielfalt (IBV)

Deichmanns Aue 29, 53179 Bonn

www.ble.de

www.genres.de

Danksagung

Die Mitglieder des Beirats für Biologische Vielfalt und Genetische Ressourcen danken Dr. Johanna Wider und Dr. Michaela Haverkamp sowie dem Team vom Informations- und Koordinationszentrum für Biologische Vielfalt für die Unterstützung bei der Erstellung der Stellungnahme.

Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland

**Stellungnahme des
Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik
und des
Wissenschaftlichen Beirates für Biodiversität und
Genetische Ressourcen**

Januar 2020

Zitieren als: Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik und Wissenschaftlicher Beirat Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL (Hrsg.) (2020): Wege zu einem effizienten Waldnaturschutz in Deutschland. Stellungnahme. Berlin, 62 S.

Autoren: J. Müller, M. Dieter, J. Bauhus, H. Spellmann, B. Möhring, S. Wagner, H. Wolf, M. Niekisch, H. Weiger, P. Feindt, U. Hamm, F. Wätzold, V. Wolters, E.-M. Engels, U. Schraml, F. Lang, U. Pröbstl-Haider, K. Richter

Titelfotos: links von oben nach unten: Wildapfel (H. J. Arndt), Totholz (M. Schmidt), Großer Eisvogel (*Limnitis populi*) frisst an Zitterpappel (R. Simonis),
rechts von oben nach unten: Mittelwald (A. Mölder), Waldlandschaft (J. Weymar)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	2
Präambel	6
1 Grundlagen und Herausforderungen	7
2 Empfehlungen für Maßnahmen	15
2.1 Waldnaturschutz auf Ebene der genetischen Vielfalt	15
2.2 Waldnaturschutz auf Ebene der Artenvielfalt	18
2.3 Waldnaturschutz auf Ebene der Einzelbäume	22
2.4 Waldnaturschutz auf Ebene der Lebensraumvielfalt	25
2.5 Waldnaturschutz auf Ebene der Landschaftsvielfalt	30
3 Instrumente zur Honorierung von Naturschutz im Wald	34
3.1 Gesamtwirtschaftliche Einordnung	34
3.2 Bisherige Umsetzungen	36
3.3 Umsetzungshemmnisse	40
3.4 Empfehlungen für ein Honorierungssystem für Naturschutz im Wald	41
4 Resümee	47
5 Literatur	49
Bildnachweise	62

Zusammenfassung

Waldnaturschutz hat viele Facetten und Handlungsfelder. Die Stellungnahme ist fokussiert auf den Erhalt überlebensfähiger und sich austauschender Populationen aller heimischen Waldarten und unterbreitet Vorschläge für einen effizienten Waldnaturschutz sowie zur Honorierung diesbezüglicher Leistungen.

Empfehlungen für einen effizienten Waldnaturschutz auf verschiedenen Ebenen der Biodiversität:

Empfehlungen für die Ebene der genetischen Vielfalt:

- Sensibilisierung der Waldbewirtschafterinnen und Waldbewirtschafter für die Relevanz genetischer Vielfalt und für die Unterstützung geeigneter Maßnahmen der In-situ-Erhaltung genetischer Ressourcen
- Weiterentwicklung des genetischen Monitorings von Populationsstrukturen der Waldbäume
- Fortführung von Ex-situ-Maßnahmen zur Erhaltung forstgenetischer Ressourcen gefährdeter Gehölzarten
- Erhöhung der genetischen Vielfalt gefährdeter Waldarten durch Förderung seltener genetischer Cluster
- Mehr Forschung zu den genetischen Strukturen von Waldbäumen und anderen Waldorganismen und ihre damit verbundene Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen

Empfehlungen für die Ebene der Artenvielfalt:

- Verstärkte Ausrichtung des Waldnaturschutzes auf Artenkörbe aus Ziel- und Indikatorarten
- Vermehrter Einsatz attraktiver Schirmarten in der Kommunikation, um bei Praktikern und in der Öffentlichkeit das Interesse für komplexe und verborgene Lebensgemeinschaften zu wecken
- Ansiedlung regional ausgestorbener Arten in wiederhergestellten Lebensräumen
- Besserer Schutz und Förderung von Arten, die Lebensraum für andere Arten schaffen (Ökosystem-Ingenieure) inklusive einer Verringerung sozialer und/oder ökonomischer Konfliktpotenziale über Kompensationszahlungen und Konfliktmanagement
- Verstärkte Förderung von Baumarten, die besonders vielfältige Wirtspflanzen-Funktionen erfüllen wie Eiche, Zitterpappel, Hainbuche und die Weidenarten, sowie aller gefährdeten einheimische Baumarten

Empfehlungen für die Ebene der Einzelbäume:

- Vorrangiger Erhalt von Habitatbäumen mit vielen und seltenen Mikrohabitaten als Langzeithabitate
- Auswahl von fakultativen Habitatbäumen neben obligatorischen Habitatbäumen mit Großhöhlen, Horsten oder sonstigen Fortpflanzungs- und Ruhestätten der besonders geschützten Arten in einer Art und Weise, dass möglichst viele und diverse Mikrohabitatsstrukturen auf der Fläche bereitgestellt werden
- Gezieltes Belassen gebrochener, geworfener oder altersbedingt abgestorbener Einzelbäume als kostengünstige und naturschutzfachlich hochwertige Ausgangsbasis für die Entwicklung von wertvollen Totholzstrukturen
- Borckenkäferprävention in Naturschutzwäldern wenn möglich nicht durch teures und für die Artenvielfalt schädliches Entrinden, sondern durch Schlitzen der Borke
- Stärkere Förderung der Totholzdiversität im Totholzmanagement
- Förderung von Totholz vor allem im Tiefland, in Laubwäldern, in starken Dimensionen und auf besonnten Flächen
- Gezielte Habitatförderung in Naturschutzvorrangflächen, die nicht Prozessschutzflächen sind, durch aktive Induktion von Habitatbäumen, Anreicherung von Totholz oder den Einsatz von Feuer

Empfehlungen für die Ebene der Lebensraumvielfalt:

- Stärkere Berücksichtigung früher und später Sukzessionsstadien in Schutzgebietskonzepten zur Förderung der an diese Waldentwicklungsstadien gebundenen Arten
- Ausbau von Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur Entwicklung lichter Waldstrukturen
- Erhalt bzw. Wiederherstellung seltener azonaler Waldgesellschaften
- Erhalt bzw. Wiederherstellung kulturgeschichtlich geprägter, naturschutzfachlich wertvoller Waldnutzungsformen und daraus entstandener Waldtypen
- Förderung von Mischbeständen standortheimischer Baumarten unter besonderer Beachtung der seltenen Baumarten; zur Erreichung dieses Ziels ist eine deutliche Reduktion hoher Schalenwildbestände erforderlich
- Langfristige Sicherung der Habitatkontinuität von Altwaldresten über „ökologische Nachhaltigkeitseinheiten“ aus uralten, alten, mittelalten und jungen Beständen

Empfehlungen für die Ebene der Landschaftsvielfalt:

- Systematische Schutzgebietsplanung für eine differenzierte Landnutzung mit einer ausreichenden Zahl segregativer Elemente in einer überwiegend integrativen Matrix unter Berücksichtigung der Kriterien Naturnähe, Seltenheit, Gefährdung, Habitattradition und Größe

- Konsequentes Umsetzen des Prinzips „Natur Natur sein lassen“ in Prozessschutzgebieten auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse und unter intensiver Kommunikation mit der Bevölkerung; Beschränkung von Sanitärhieben auf tatsächliche Konfliktsituationen
- Verteilung eines begrenzten Flächenkontingents für Naturschutzvorrangflächen in einer Waldlandschaft eher auf mehrere hochwertige Teilflächen als Ausweisung einer großen Fläche
- Reduktion negativer Effekte von Fragmentierung durch einen stärkeren Fokus auf die Ausweitung qualitativ hochwertiger Habitatflächen als auf deren räumliche Anordnung
- Stärkere Berücksichtigung gerichteter Standortveränderungen durch Klimawandel und Einträge aus der Luft bei der Ausweisung zukünftiger Naturschutzvorrangflächen

Instrumente zur Honorierung von Naturschutz im Wald

Vertragsnaturschutz im engeren Sinne, d. h. Anbieter und Nachfrager können sowohl die Leistungen als auch die Modalitäten der Vergütung frei verhandeln, hat bisher in Deutschland bestenfalls ein Nischendasein. Hinderungsgründe reichen von der Dominanz des Ordnungsrechts im Bereich des Naturschutzes im Wald, der Knappheit an Zeit und finanziellen Mitteln, mangelnden Kenntnissen, mangelnder Flexibilität der Förderverfahren, fehlender Kontinuität der Programminhalte und Finanzierung, fehlendem gegenseitigen Vertrauen bis hin zum Risiko, das bisherige Bewirtschaftungsrecht des Waldes zu verlieren. Für ein Honorierungssystem, das diese Hinderungsgründe überwindet und ökonomische Anreize zur Durchführung von Naturschutzmaßnahmen im Wald setzt, schlagen wir folgende Eckpfeiler vor:

- Die Mittelbereitstellung sollte von den jährlichen Haushaltsverhandlungen des Bundes und der Länder losgelöst werden. Eine erfolgversprechende Lösung wäre die Einrichtung einer Waldnaturschutzstiftung auf Zuwendungsbasis.
- Es sollte von einer maßnahmenorientierten auf eine ergebnisorientierte Honorierung umgestellt werden. Die Bestimmung geeigneter Indikatoren zur Leistungskontrolle ist aber zum Teil noch Gegenstand der naturwissenschaftlichen Forschung.
- Verträge sollten auch für kürzere Zeiträume (≤ 10 Jahre) vereinbart werden können oder Ausstiegsoptionen enthalten. Bei beiderseitiger Zufriedenheit sollten sich die Verträge automatisch verlängern.
- Die Zahlungshöhen sollten nach der Höhe des erreichten bzw. des angestrebten Naturschutzniveaus gestaffelt werden. Daraus ergibt sich für Waldbesitzer der Anreiz, zum einen ein erreichtes Naturschutzniveau zu bewahren und zum anderen einen eingeschlagenen Pfad zur Erreichung von Naturschutzziele weiter zu verfolgen.

- Das Risiko, nach Auslaufen eines Naturschutzvertrages nicht mehr zur alten Bewirtschaftung zurückkehren zu können, ließe sich durch eine „Versicherungslösung“ abdecken. Ist die Rückkehr zur alten Bewirtschaftung aufgrund der Ansiedlung einer geschützten Art nicht möglich, erhalten die betroffenen Waldbesitzer eine vorab festgelegte Zahlung.
- Ausschreibungsverfahren, bei denen die nachgefragte Leistung definiert und der Preis das Entscheidungskriterium ist, würden mögliche Mitnahmeeffekte marginalisieren.

Präambel

Waldnaturschutz hat viele Facetten und Handlungsfelder, die vom Schutz genetischer Ressourcen über den Arten- und Biotopschutz sowie den Schutz von natürlichen Prozessen bis zur Bewahrung von kulturellen und ästhetischen Werten reichen. Die hier vorgelegte Stellungnahme ist darauf fokussiert, Empfehlungen zu geben, wie überlebensfähige und sich austauschende Populationen aller heimischen Waldarten auch unter sich ändernden Klimabedingungen besser erhalten werden können. Diese Empfehlungen basieren auf internationalen und nationalen Vereinbarungen und lassen sich aus gesetzlichen Regelungen ableiten. Dazu gehören das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (United Nations 1992), in welchem der intrinsische Wert der Biodiversität anerkannt wird und das in eine Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) (BMUB 2007) übersetzt worden ist, das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG 2009) sowie die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie (EWG 1992, 2009). Auf diesen Grundlagen wurden bereits entsprechende Waldnaturschutzstrategien und -programme in mehreren Bundesländern entwickelt. Das Ziel dieser Stellungnahme ist es, aufzuzeigen, wie unter den aktuellen Gegebenheiten und absehbaren Entwicklungen in Wald und Gesellschaft Naturschutzmaßnahmen im Wald effizienter zur Erreichung der Ziele über alle Waldbesitzarten hinweg gestaltet werden können. Effizienter Waldnaturschutz hat dabei im Verständnis der Autoren den wirtschaftlichen Einsatz der verwendeten Ressourcen ebenso wie die Wirksamkeit der ergriffenen Maßnahmen im Blick. Dazu werden die aus Sicht der Verfasser wichtigsten Schwächen und Defizite in den aktuellen Ansätzen aufgezeigt und Empfehlungen zum Einsatz der knappen Ressourcen im Waldnaturschutz gegeben.

1 Grundlagen und Herausforderungen

Der Verlust der biologischen Vielfalt stellt neben dem Klimawandel eine der größten Herausforderungen für die Menschheit und die Tiere, Pflanzen und Ökosysteme dar. Zwischen diesen beiden globalen Problemkreisen gibt es zahlreiche Zusammenhänge und sich wechselseitig verstärkende Wirkungen. Das weltweite Ausmaß des Rückgangs der Arten wurde aktuell durch den Bericht der Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) eindrücklich dokumentiert (Díaz et al. 2019). Global gesehen ist der Mensch existenziell auf Biodiversität und ihre Nutzungsmöglichkeiten angewiesen. Mit dem Verlust der Biodiversität gehen nicht nur genetische Vielfalt, Arten und Lebensräume verloren, sondern es werden auch Lebensgrundlagen des Menschen untergraben. Selbst wenn sich die Zusammenhänge zwischen Biodiversität, Ökosystemleistungen und dem menschlichen Wohlergehen in Deutschland nicht immer so klar und unmittelbar manifestieren wie in anderen Teilen der Erde, hat doch auch hier der Verlust an Arten besorgniserregende Dimensionen angenommen. Dies ist durch zahlreiche Untersuchungen und die Roten Listen wie auch durch lokale Beobachtungen unzweifelhaft nachgewiesen. Der massive Rückgang der Insekten mit seinen weitreichenden, auch wirtschaftlichen Folgen etwa für die Bestäubung von Nutzpflanzen findet derzeit in der Öffentlichkeit ganz besondere Aufmerksamkeit (Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019, SRU u. WBBGR 2018).

In Deutschland sind die wichtigsten Treiber des Biodiversitätsverlusts die Versiegelung von Flächen und die Intensivierung der Landwirtschaft mit einhergehender Eutrophierung und Einträgen von Pflanzenschutzmitteln sowie dem daraus resultierenden Verlust an Lebensräumen für Pflanzen und Tiere sowie einer Homogenisierung der Landschaft (SRU u. WBBGR 2018). Wälder in ihren verschiedenen Ausformungen stellen demgegenüber als vergleichsweise naturnahe Ökosysteme wichtige Horte der heimischen Biodiversität dar. Doch das lokale und regionale Verschwinden von Arten hat auch nicht vor den Wäldern Halt gemacht (Seibold et al. 2016, Seibold et al. 2019). Dies schlägt sich in Forderungen nach einem verbesserten Schutz der Biodiversität im Wald nieder. Grundsätzlich stehen die öffentlichen und privaten Waldbesitzer hier vor zahlreichen Herausforderungen, zumal viele Maßnahmen des Waldnaturschutzes für sie mit direkten und indirekten Kosten bzw. Einkommensverlusten verbunden sind. Vor diesem Hintergrund gibt es zahlreiche Forderungen, mehr öffentliche Mittel für den Waldnaturschutz bereitzustellen. Gleichzeitig ist es notwendig, die Maßnahmen des Waldnaturschutzes effizient zu gestalten, um mit den zur Verfügung stehenden Mitteln insgesamt einen möglichst wirksamen Schutz der Biodiversität in den Waldlandschaften zu erreichen und zu gewährleisten.

Das derzeit bestehende FFH (Fauna-Flora-Habitat)-Schutzgebietssystem umfasst mit etwa 20 % einen erheblichen Teil der deutschen Waldfläche. Die weit überwiegende Zahl der FFH-Gebiete liegt in bewirtschafteten Wäldern, die meist durch Verkehrswege, Siedlungsgebiete und Agrarflächen voneinander getrennt sind. Ihre Ausweisung orientierte sich primär an den Pflanzengesellschaften. In den FFH-Gebieten gilt für die Lebensraumtypen ein Verschlechterungsverbot hinsichtlich der Habitatstrukturen (Waldentwicklungsphasen, Raumstruktur, Biotop- und Altbäume, Totholz), des lebensraumtypischen Arteninventars (Gehölzarten, Krautschicht, Fauna) und der Beeinträchtigungen (Schäden an Böden und Wasserhaushalt, Waldvegetation und Struktur, Auftreten lebensraumuntypischer Indikatorarten, Zerschneidungen und Störungen). Die Anforderungen an die für den Naturschutz wertgebenden Merkmale in den FFH-Ausführungsbestimmungen weichen zum Teil deutlich von den Empfehlungen wissenschaftlicher Studien ab. So liegt z. B. in Bayern der Schwellenwert für den Erhaltungszustand A beim Totholz bei 10 m³/ha, während die dritte Bundeswaldinventur (BWI³) bereits 10,4 m³/ha in diesem Bundesland ausweist und die wissenschaftliche Anforderung bei 40 m³/ha liegt (Müller u. Bütler 2010). Dies und die langen Entwicklungszeiträume in Wäldern erklären, dass Vergleiche von Wäldern innerhalb und außerhalb der FFH-Kulisse bisher noch keine wesentlichen Verbesserungen in der Artenvielfalt aufzeigen (Rubio-Salcedo et al. 2013; Zehetmair et al. 2015a; Zehetmair et al. 2015b). Ungeachtet dessen wurde mit dem FFH-Schutzgebietssystem ein wichtiger Fokus auf die Wahrnehmung und den Erhalt bestimmter Lebensräume und Arten gelenkt. In Zukunft ist das FFH-Schutzgebietssystem weiterzuentwickeln, da es mit seinen heutigen Festlegungen von konstanten Standortbedingungen ausgeht, die angesichts der Einträge von Nähr- und Schadstoffen aus der Luft und des fortschreitenden Klimawandels nicht mehr gegeben sind.

Um unter den heutigen und insbesondere auch den zukünftigen Bedingungen das Überleben von Waldarten in Deutschland zu sichern, ist es notwendig, große und sich austauschende Populationen zu erhalten. Dazu bedarf es sowohl umbewirtschafteter Wälder mit eigendynamischer Entwicklung als auch bewirtschafteter Wälder mit gesteuerter Entwicklung, um Zustände zu erhalten bzw. dynamische Ziele zu erreichen. Umsetzen lassen sich die Ziele des Waldnaturschutzes nur, wenn alle Waldbesitzarten einbezogen werden, denn staatliche Wälder liegen oftmals nicht flächendeckend, sondern konzentriert vor, ihre Habitatflächen reichen oft nicht aus, sie erlauben keinen Verbund zwischen Waldlebensraumtypen und beherbergen nur einen Teil der Hotspots der Biodiversität.

Um zu verstehen, vor welchen Herausforderungen der Waldnaturschutz heute steht, ist ein Blick auf die Kulturgeschichte unserer Wälder ratsam (zur Geschichte des Waldnaturschutzes siehe Box 1 auf Seite 10). Mit Blick auf die heute gefährdeten Waldarten sind folgende Entwicklungen zu verzeichnen: Bis zum Beginn des 14. Jahrhunderts, in der hochmittelalterlichen Rodungsperiode, wurde der Flächenanteil des Lebensraums Wald durch Landnutzungswandel von über 90 % auf weniger als ein Drittel

reduziert. Im Weiteren erfolgten unregelmäßige Holznutzungen und Waldverwüstungen auf den verbliebenen Waldflächen. Die letzten Urwaldreste verschwanden. Danach ermöglichte der Bevölkerungsrückgang durch Pest, Hunger und Krieg in der „Kleinen Eiszeit“ Waldsukzessionen, die zu einem vorübergehenden Anstieg der Waldflächen führten. Im absolutistischen Zeitalter gingen Bevölkerungswachstum, Merkantilismus und Wirtschaftswachstum wieder mit einer stärkeren Inanspruchnahme der Wälder und einem Rückgang der bewaldeten Flächen einher. Besonders der Holz- bzw. Energiebedarf von Bergbau, Hüttenwesen, Salzgewinnung, Schiffbau und Glasindustrie führten zu einer Übernutzung der Wälder.



Hinzu kamen Waldweide, Schweinemast und Streunutzung, die vielerorts eine Verjüngung der Bestände verhinderten und zu einer Degradation der Standorte beitrugen. So sanken im 18. Jahrhundert die Holzvorräte dramatisch ab, was zu großen Sorgen über eine heraufziehende Holznot führte (Radkau 2007; Schmidt 2002). In Nutzungsformen wie Hutungen, Mittelwäldern und Niederwäldern wurden andererseits im Mittelalter dauerhaft Strukturelemente geschaffen, die auch

in natürlichen Wäldern vorkommen und heute selten geworden sind. Dazu gehören frühe Sukzessionsstadien (frischer Mittelwaldhieb), Habitatbäume mit Faulhöhlen (Hutebäume) und vielfältige Totholzstrukturen (besont und beschattet) einer Vielzahl von Baumarten. Dies spiegelt sich bis heute in den Vorkommen vieler gefährdeter Waldarten, insbesondere von Arten, die mit Auwäldern assoziiert sind, und in den letzten Resten der Mittel- und Hutewälder wider (Dolek et al. 2009; Müller et al. 2004; Sebek et al. 2013). Auch die Ackerhistorie mancher Wälder spiegelt sich heute im Fehlen wenig mobiler Arten wieder (Buse 2012).

Box 1: Geschichte des Waldnaturschutzes in Deutschland

In ihren Anfängen war die nachhaltige Forstwirtschaft zunächst nur auf die Sicherung der Rohholzversorgung ausgerichtet. Seit dem 18. Jh. brachten allerdings einzelne Forstleute, wie z. B. Johann Matthäus Bechstein, auch immer wieder Aspekte des Waldnaturschutzes und Kritik an einseitigem Gewinnstreben in die Diskussion um Waldbehandlung ein (Arndt 1815). Der Begriff Naturschutz wurde 1871 von Philipp Leopold Martin eingeführt (Hachmann u. Koch 2015). Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde vielerorts ein rascher Schwund an alten Waldbeständen beobachtet. Hugo Conwentz sprach sich 1907 auf dem 8. Internationalen Kongress für Land- und Forstwirtschaft in Wien für den Erhalt natürlicher Waldbestände aus und auf dem 1. Waldnaturschutztag 1925 in München kam es zu einer Resolution zum Waldnaturschutz (Endres 1929; Schmidt u. Rapp 2006). In Folge dessen kam es zur Ausweisung der ersten Waldschutzgebiete, wie dem Rohrberg im Spessart oder dem „Urwald Sababurg“ in Hessen. Auf der überwiegenden Waldfläche spielten Waldnaturschutzaspekte aber kaum eine Rolle. Hesmer (1934) forderte unbewirtschaftete Naturwaldzellen für Forschungszwecke. Einen richtigen Schub erhielt diese Idee in den 1960er-Jahren im Zusammenhang mit dem Aufbau eines repräsentativen Systems von Naturschutzgebieten in Ostdeutschland und nach dem europäischen Naturschutzjahr 1970 in Westdeutschland. Danach gab es zwei zeitliche Schübe in der weiteren Entwicklung, zu Beginn der 1990er-Jahre im Zusammenhang mit der Waldschadensdiskussion und dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD, 1992 in Rio de Janeiro) mit ihren Folgeprozessen (u. a. Natura 2000 in Europa) sowie im Jahre 2007 die Verabschiedung der Nationalen Biodiversitätsstrategie (Petereit et al. 2017). Die UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio (UNCED '92) gab wichtige Impulse für die Weiterentwicklung der forstlichen Nachhaltigkeit, die seitdem auch die biologische Vielfalt und die Verantwortung für Waldarten sowie den Austausch widerstreitender Gruppen einschließt (Knauf 2014; Sotirov et al. 2017). Als Reaktion auf diesen Prozess, die Waldschadensdiskussion in den 1980er-Jahren und große Störereignisse wurden Anfang der 1990er-Jahre von allen Flächen-Bundesländern Waldbauprogramme verabschiedet, die sich an einem naturnahen Waldbau orientieren: in den Landesforstbetrieben verpflichtend und für den Kommunal- und Privatwald im Rahmen der Beratung und Förderung empfohlen (Schraml u. Volz 2009). Der Anteil an standortheimischen Baumarten nahm deutlich zu, während vielerorts die Kahlschlagwirtschaft durch andere Hiebsformen abgelöst wurde. Mehrschichtige Wälder wurden zunehmend zum Leitbild der Waldentwicklung und nehmen heute 68 % aller Wälder ein (BMEL 2016). Seit den 2000er-Jahren finden sich zusätzlich in nahezu allen staatlichen Forstkonzepten auch explizite Aussagen zu Waldnaturschutzmaßnahmen (ForstBW 2010; Neft 2006).

Der Wiederaufbau der Wälder und die Verbesserung der Holzversorgung wurden erst mit Umsetzung des Prinzips der naturalen Nachhaltigkeit auf großer Fläche (Hartig 1795) und der Entkoppelung von Gewerbe, Landwirtschaft und Forstwirtschaft um 1800 eingeleitet (Hamberger 2003). Auf Freiflächen, in verlichteten und degradierten Wäldern entstanden vielerorts Nadelholzreinbestände aus den genügsamen und schnellwachsenden Baumarten Fichte und Kiefer. Dieser Trend hat bis in das zweite Drittel des letzten Jahrhunderts angehalten, als durch die Übernutzungen zwischen 1936 bis 1945, die Reparationshiebe der Siegermächte und den Wiederaufbau nach dem 2. Weltkrieg viele Freiflächen entstanden waren und ein großer Holzbedarf bestand (Rozsnyay u. Steinsiek 1994). Mit der Wieder- und Neuaufforstung nahm der Nadelholzanteil zu, die Holzvorräte stiegen wieder an und die Wälder wurden wie in ganz Europa dichter (Schelhaas et al. 2003).

Mit dem wirtschaftlichen Aufschwung und durch die Substitution von Holz durch fossile Energieträger stieg die Wertschätzung der Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes in großen Teilen der Bevölkerung, während die Einnahmen der Forstbetriebe nach wie vor weit überwiegend aus dem Holzverkauf stammen. Zunächst glaubte man auf Seiten der Forstwirtschaft noch, dass die Betriebe 'im Kielwasser' einer nachhaltigen Holzproduktion auch den sozialen, kulturellen und ökologischen Ansprüchen an den Wald gerecht werden könnten (Rupf 1960; Zerle 1989). Heute eint die Forstbranche das Leitbild einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft, deren vielfältige Ziele aufeinander abzustimmen sind. Dabei sind in aller Regel Kompromisslösungen notwendig. Die Ziele des Waldnaturschutzes sind demnach in den Planungen zu berücksichtigen und mit konkreten Maßnahmen zu ihrer Erreichung zu unterlegen. Dieses Verständnis spiegelt sich in den vielen Waldnaturschutzkonzepten privater, kommunaler und staatlicher Forstbetriebe (Petereit et al. 2017), im zunehmenden Umfang aber auch in staatlichen Förderprogrammen für den Waldnaturschutz wider (siehe Kapitel 3). Dennoch ist das Verhältnis zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz vielerorts nicht spannungsfrei. Hier besteht das ökonomische Grundproblem, dass Maßnahmen des Waldnaturschutzes oft mit Nutzungseinschränkungen verbunden sind. Daneben herrscht Konkurrenz um Zuständigkeiten und Prioritäten in der Fläche (Maier u. Wirth 2018). Zusätzlich wird das Spannungsfeld noch dadurch erweitert, dass von vielen Waldbesuchern Totholz oder auch natürliche Störungsflächen aus ästhetischen Gründen negativ bewertet werden (Bethmann et al. 2018; Müller et al. 2019).

Parallel zu den Veränderungen in Wald und Gesellschaft hat sich insbesondere in den letzten Jahrzehnten auch der Wissensstand zum Waldnaturschutz wesentlich weiterentwickelt. Anfangs wurden vor allem ungenutzte Flächen oder Hotspots der Biodiversität untersucht. Später wurden Wirtschaftswälder mit Reservaten verglichen. In den letzten Jahren wurden immer mehr Studien entlang von Nutzungsgradienten durchgeführt (Gossner et al. 2013; Meyer et al. 2004; Penone et al. 2019; Roth et al. 2019). In jüngerer Zeit werden in Deutschland auch experimentelle Ansätze verfolgt (Krah et al.

2018; Seibold et al. 2017b). Zusätzlich haben sich die Methoden für eine Diversitätserfassung auf Ebene der Genetik durch automatische Erfassungen sowie die Identifizierung hyperdiverser Artengruppen deutlich weiterentwickelt (Runkel 2008; Seibold et al. 2018).

Groß angelegte Studien mit einer umfangreichen Abdeckung an Artengruppen kamen dabei zu überraschenden Erkenntnissen. Beispielsweise zeigte sich, dass großflächig mehrschichtige Buchenwälder (Plenterwälder) auf der Landschaftsebene artenärmer sind als Buchenwälder des schlagweisen Hochwaldes (Schall et al. 2018) oder dass eine Erhöhung der Kohlenstoffvorräte in Wäldern durch Vorratsaufbau, die aus Sicht des Klimaschutzes positiv zu bewerten ist, sich nicht positiv auf den Artenreichtum auswirkt (Sabatini et al. 2019). Große Unsicherheiten bestehen bis heute noch hinsichtlich der Zusammensetzung und Verteilung der unterirdischen Biodiversität. Neuere Untersuchungen zeigen hier, dass oberirdische und unterirdische Biodiversität in Wäldern der gemäßigten Zone nicht korrelieren (Cameron et al. 2019).

Ein weiteres Wissensdefizit im Waldnaturschutz besteht im Hinblick auf die räumliche Verteilung stark gefährdeter Arten. Durch die wechselvolle Geschichte der Waldnutzung sind stark gefährdete Arten in Mitteleuropa nicht gleichmäßig verteilt (Eckelt et al. 2018). Ihre Vorkommen werden – mit Ausnahme der wenigen in Anhang 4 der FFH-Richtlinie aufgeführten Arten – bislang nicht systematisch erfasst (Blaschke et al. 2009; Lorenz 2010). Die meisten der bekannten Vorkommen liegen in der Regel nicht in Wirtschaftswäldern, sondern in alten Stadtparks, Hutewäldern oder ehemals herrschaftlichen Jagdgebieten, also in Baumbeständen, in denen historisch kein Wert auf Holznutzung gelegt wurde und sich somit viele wirtschaftlich wenig wertvolle Bäume zu Habitatbäumen entwickeln konnten (Bussler 2010; Mölder et al. 2017). Generell stellen heute in Deutschland Wälder mit Bäumen, die ihr natürliches Höchstalter erreichen – z. B. bei der Buche mehr als 300 Jahre – eine große Seltenheit dar (Moning u. Müller 2009).

In ähnlicher Weise wie bei den Arten findet man auch bei Waldlebensräumen Relikte, zum Beispiel in Auwäldern (Klimo u. Hager 2001). Ohne Wiederherstellung des Flutungsregimes erfahren Hartholzauenreste heute eine Sukzession durch Baumarten wie den Bergahorn (Bail 2006; Bräu et al. 2013; Strätz et al. 2006) und verlieren damit ihren für den Naturschutz hochwertigen Charakter. Auch finden sich nur noch wenige Wälder auf sehr trockenen und nährstoffarmen Standorten. Waldgesellschaften wie Flechtenkiefernwälder sind zum



einen durch Aufgabe historischer Nutzungsformen, zum anderen durch anthropogene Eutrophierung verschwunden (Brackel u. Brackel 2016; Dirnbock et al. 2014; Fischer et al. 2009).

Eine weitere Herausforderung im Waldnaturschutz ist die Frage, inwieweit Waldnaturschutz in Wirtschaftswäldern passiv oder aktiv betrieben werden soll und in welchem Ausmaß dabei natürliche Störungen genutzt werden können. In Wirtschaftswäldern wird die Waldentwicklung mit unterschiedlichen Zielrichtungen von Waldbesitzern bzw. Forstleuten gesteuert. Diese Gruppen bekunden überwiegend eine große Affinität zum Waldnaturschutz (Feil et al. 2018; Maier u. Winkel 2017). Wenn es um Naturschutz im Wald geht, trifft man jedoch häufig eine Haltung an, der zufolge die Entwicklung von naturschutzfachlich hochwertigem Habitat gänzlich der Natur überlassen werden sollte („Natur Natur sein lassen“). Abgesehen von mitunter eintretenden Störungen durch Überschwemmungen, Windwürfe oder das massenhafte Auftreten von Schadorganismen entwickelt sich die strukturelle Vielfalt aber in unter Schutz gestellten, „entschleunigten“ ehemaligen Wirtschaftswäldern der Optimalphase auch nach Jahrzehnten wenig weiter (Hilmers et al. 2018). Ähnliches gilt für das Warten auf die spontane Entstehung von Totholz und Biotopbäumen in jüngeren, weiterhin bewirtschafteten Wäldern. Daher hat man in vielen anderen Ländern einen alternativen Weg eingeschlagen und führt dort gezielt und z. T. unter wissenschaftlicher Begleitung die aktive Restauration bestehender Wälder zur Anreicherung mit bestimmten Strukturelementen durch, um naturschutzfachliche Ziele zu erreichen (z. B. Bauhus et al. 2009; McKenny et al. 2006). Dazu gehören Maßnahmen, die gezielt Habitatbäume schaffen (Cavalli u. Mason 2003; Sebek et al. 2013), aktiv Totholz im Rahmen von Hiebsmaßnahmen anreichern (Dörfler et al. 2017) oder bewusst Waldbestände dem Feuer aussetzen (Hyvärinen et al. 2006). Weitere aktive Maßnahmen sind Programme zur Wiederbelebung von Stockausschlagwäldern oder Waldweiden, die wertvolle Strukturen von dynamischen Naturwäldern imitieren (Dolek et al. 2009; Liegl u. Dolek 2005). Derartige Maßnahmen zur Ökosystemrestauration stellen eine wichtige Erweiterung naturschutzfachlicher Instrumente dar, mit denen gezielt Defizite in der Ausstattung von Wäldern mit benötigten Waldstrukturen behoben werden können. Auch für Prozessschutzwälder können solche Maßnahmen – ganz ähnlich wie bei der Restauration von Mooren – bereits vor deren Ausweisung eingeplant werden. Aktuell werden solche Bemühungen zur Restauration von Waldbeständen z. B. im Rahmen des von Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)/Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Forschungsvorhabens „WiNat – Wildnis Naturerbe“ auf Flächen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) wissenschaftlich untersucht.

Häufig wird im Waldnaturschutz auch diskutiert, ob man eher segregativ, also mit räumlicher Trennung von Naturschutz- und Produktionsfunktionen, oder integrativ, also mit verschiedenen Elementen des

Naturwalds im Wirtschaftswald, vorgehen sollte. Eine solche Unterscheidung erscheint aus wissenschaftlicher Perspektive wenig sinnvoll, da hier ein Kontinuum vom kulturell geprägten bis zum ungenutzten Naturwald vorliegt (Bollmann u. Braunisch 2013). Bereits der aus der Nutzung genommene Habitatbaum stellt auf kleinster Skala ein segregatives Element dar, welches in seiner Flächenbeanspruchung gleitend über kleine Trittsteine, Naturwaldreservate, Kernzonen eines Biosphärenreservates bis hin zur großen Kernzone eines Nationalparks erweitert werden kann. Dieser Gradient von intensiv genutzten hin zu vollflächig geschützten Wäldern ohne forstliche Nutzung spiegelt sich auch in den IUCN¹-Management-Kategorien wider, von denen die aus Naturschutzsicht strengsten Kategorien (Ia, Ib) in Deutschland nicht umgesetzt werden.

¹ IUCN International Union for Conservation of Nature

2 Empfehlungen für Maßnahmen

Für die Auswahl und Bewertung von Waldnaturschutzflächen im Hinblick auf den Erhalt überlebensfähiger Populationen heimischer Waldarten sollten Repräsentativität, Seltenheit, Gefährdung, Habitatkontinuität und das Vorkommen stark gefährdeter Arten die Hauptkriterien sein (Bollmann u. Müller 2012; Meyer u. Engel 2016). Eine umfassende Schutzstrategie sollte dabei alle Skalenebenen der Biologischen Vielfalt einschließen: (I) Die genetische Vielfalt innerhalb von Arten, (II) die Vielfalt der Arten, (III) die Vielfalt von Einzelbäumen, (IV) die Vielfalt der Lebensräume und (V) die Vielfalt der Landschaften.

2.1 Waldnaturschutz auf Ebene der genetischen Vielfalt

Die genetische Vielfalt ist eine zentrale Voraussetzung für das Überleben der Arten, besonders für die Anpassungsfähigkeit und die Weiterentwicklung von Arten und Populationen unter sich ändernden Umweltbedingungen (stellvertretend für andere: Geburek 2005). Dem Verlust von Populationen und damit auch von Arten gehen oft negative Veränderungen der genetischen Strukturen voraus (Booy et al. 2000). Das übergeordnete Ziel eines effizienten Waldnaturschutzes, sich selbst erhaltende Populationen der charakteristischen Waldarten in stabilen Ökosystemen zu sichern, setzt genügend große und genetisch diverse Populationen voraus, die durch ihre räumliche Anordnung zu einem Austausch der genetischen Informationen befähigt sind (Gregorius 1996; Wagner et al. 2010).

Allein für 45 Baumarten (davon 26 in Deutschland) existiert ein Gesetz (Forstvermehrungsgutgesetz 2002), das das Bemühen um den Erhalt der genetischen Vielfalt dieser Pflanzen in deutschen Wäldern dokumentiert. Weder für andere Pflanzen, Pilze noch Tierarten gibt es Vergleichbares. Es wird unterstellt, dass sich die Populationen dieser Waldorganismen bei gegebenen Waldstrukturen und gegebener Bewirtschaftung selbst erhalten können. Es gibt allerdings genügend Hinweise, dass deren genetische Vielfalt damit nicht generell gesichert ist.

Für heimische Baum- und Straucharten entwickelten die Bundesländer Generhaltungsprogramme auf Grundlage des gemeinsamen Fachkonzepts zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Deutschland, um deren genetische Informationen Waldbesitzarten übergreifend in-situ und ex-situ zu sichern (Paul et al. 2010). Für eine Reihe wirtschaftlich bedeutender Baumarten, wie Fichte, Rotbuche oder Weißtanne, sowie für einige seltene Gehölzarten, wie Schwarzpappel, die Ulmenarten, Eibe oder die Wildobstarten (u. a. Kramer u. Tröber 2007; Reichling u. Tröber 2007; Fritsch



u. Kamp 2013; Schulze et al. 2013), liegen mittlerweile Informationen über deren populationsgenetische Strukturen auf regionaler wie auch teilweise nationaler Ebene vor. Ergänzt werden diese durch den Aufbau eines bundesweiten Monitoringsystems (Anonymus 2004) für die Gewöhnliche Fichte und die Rotbuche (Schmiedel et al. 2018) sowie im Rahmen eines Pilotvorhabens für

die seltene Art Vogelkirsche. Um weitere Informationen zu den großflächigen genetischen Strukturen unserer Hauptbaumarten zu erhalten, ist beabsichtigt, genetische Erhebungen im Rahmen der vierten Bundeswaldinventur (BWI) im Jahr 2022 repräsentativ durchzuführen.

Seit einigen Jahren wächst auch das Wissen um kurzfristige Reaktionen von Baumindividuen auf Umweltänderungen im Zuge der Epigenetik. Hier zeigen neuere Erkenntnisse, dass z. B. Baumarten wie die Fichte nicht nur durch langwährende Selektionsprozesse in einer Population, sondern auch im Individuum auf veränderte Umweltbedingungen reagieren können (Yakovlev et al. 2016). Dies zeigt, dass bei der Abschätzung des Anpassungspotentials auch Veränderungen auf Ebene des Einzelbaums stärker als bisher berücksichtigt werden müssen.

Beim Waldnaturschutz geht es allerdings nicht nur um die genetische Vielfalt der Gehölzpflanzen, sondern auch um die aller anderen im Wald lebenden Organismen. Ein direktes Management der genetischen Vielfalt gestaltet sich allerdings bis heute als schwierig, da es bei vielen Arten an Informationen zur Populationsstruktur sowie zu adaptiven Genabschnitten auf großer Fläche fehlt. Dies gilt umso mehr für gefährdete und seltene Arten, von denen meist zu wenig genetisches Material gewonnen werden kann, um sichere Schlüsse zu ziehen. Nur bei wenigen Waldarten, wie z. B. beim Auerhuhn oder dem Habichtskauz, sind genetische Schutzeinheiten definiert bzw. Populationsstrukturen hinlänglich aufbereitet (Braunisch et al. 2010; Hausknecht et al. 2014; Rutkowski et al. 2017).

Auch für eine Reihe gefährdeter Tier-, Pflanzen- und Pilzarten liegen mittlerweile ebenfalls Informationen über deren populationsgenetische Strukturen vor. Sie erlauben indirekte Schlüsse über den Grad der Vernetzung von Teilpopulationen. Räumlich stark strukturierte Populationen (Fronhofer et al. 2012) sind in diesem Zusammenhang ein Hinweis auf negative Effekte durch Fragmentierung des Waldes und auf Dispersionsbegrenzungen (Komonen u. Müller 2018). Bei voranschreitendem Klimawandel entstehen neue Herausforderungen an die Mobilität und die genetische Ausstattung der in

Deutschland heimischen Arten. Ein möglichst ungehinderter Austausch genetischer Information wird dadurch zwingend.

Viele Waldtierarten sind wenig mobil (z. B. Schnecken, flugunfähige Totholzkäfer, kleine Säugetiere und allgemein Bodenlebewesen). Besonders bei diesen Arten kann die Fragmentierung des Waldes zum Verlust dieser Arten und zu erheblichen Störungen des Genflusses und der Wiederbesiedlung verlorengangener Habitats führen (Buse 2012; Cateau et al. 2018). Darüber hinaus können auch innerhalb des Waldes Arten, die an Bestandslücken gebunden sind, durch homogene, geschlossene Bestände isoliert werden (Dolek et al. 2018). Typische Waldpflanzen sind bei der Verbreitung ihrer Samen Nahverbreiter (z. B. Rotbuche und Hohe Schlüsselblume) oder auf Tierarten als Vektoren (z. B. Eichen – Eichelhäher, Leberblümchen – Waldameisen) angewiesen. Die Pollenverbreitung ist je nach Ausbreitungssystem ebenfalls beschränkt. Im Falle von Fragmentierungen führen diese beiden Faktoren sowohl bei Pflanzen als auch bei Tieren zu ähnlichen Problemen (Honnay u. Jacquemyn 2007).

Ungeachtet dieser Zusammenhänge lassen sich negative Effekte von Fragmentierung (z. B. Isolation, Inzucht oder Drift) auf die genetischen Strukturen der Populationen von typischen Waldarten in großen Populationen und bei Arten mit langer Lebensdauer oft nur schwer nachweisen (Hoffman et al. 2017). Gelungen ist dies beispielsweise für die Haselmaus (Bani et al. 2018) oder für die Weißtanne (Llamas-Gomez 1998; Young u. Boyle 2000). Damit im Einklang steht auch der Nachweis des positiven Effekts von Defragmentierung und Korridorbildung, z. B. bei Laufkäfern (Matern et al. 2011). Negative Folgen der Fragmentierung können sowohl durch Vernetzungsstrukturen als auch durch die Erhöhung der Habitatmengen bzw. -flächen und damit der Populationsgrößen abgemildert werden (Fahrig 2013). Studien an Totholz besiedelnden Pilzen und Käfern zeigen bei den meisten Arten eine geringere Ausbreitungsbegrenzung als bisher angenommen (Komonen u. Müller 2018).

Vor diesem Hintergrund werden folgende Empfehlungen für die Ebene der genetischen Vielfalt gegeben:

- Sensibilisierung der Waldbewirtschafterinnen und Waldbewirtschafter für die Relevanz genetischer Vielfalt und Unterstützung geeigneter Maßnahmen der *In-situ*-Erhaltung genetischer Ressourcen im Rahmen von Förderprogrammen, z. B. durch Anbau und Erhalt seltener Baum- und Straucharten sowie den Erhalt einer ausreichenden Anzahl von Samenbäumen aller Baumarten in der Waldlandschaft
- Weiterentwicklung des genetischen Monitorings zur Erfassung von Populationsstrukturen der Waldbäume unter anderem auf Grundlage des Stichprobennetzes der Bundeswaldinventur
- Fortführung von Ex-situ-Maßnahmen zur Erhaltung von forstgenetischen Ressourcen gefährdeter Gehölzarten einschließlich der Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut für Wiedereinbringungs- und Anreicherungsmaßnahmen

- Erhöhung der genetischen Vielfalt gefährdeter Waldarten durch Förderung seltener genetischer Cluster. Durch gezielte Ansiedlungen regional ausgestorbener Arten sollten überlebensfähige und genetisch vielfältige Populationen etabliert und gefördert werden
- Forschung zur genetischen Vielfalt – innerhalb und zwischen den Arten – der Waldorganismen einschließlich der unterirdischen Biodiversität
- Forschung zur Identifizierung des Anpassungspotentials der Populationen von Waldbäumen, aber auch der Populationen anderer gefährdeter Pflanzen- und Tierarten an sich ändernde Umweltbedingungen

2.2 Waldnaturschutz auf Ebene der Artenvielfalt

Mit zunehmender Flächengröße eines bestimmten Habitats steigt im Allgemeinen die jeweils repräsentierte Artenvielfalt (Alpha-Diversität) an (Magurran 2004), während bei gleicher Gesamtfläche mit der Zahl der darin erfassten Habitate auch die Artenvielfalt (Gamma-Diversität) steigt (Tscharrntke et al. 2012). Vor diesem Hintergrund kann sich das Naturschutzmanagement nicht jeder einzelnen Art zuwenden (Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald 2011). Daher spielen einzelne Arten als Surrogate (Stellvertreterarten) für die Habitatansprüche anderer Arten und Artengemeinschaften eine wichtige Rolle (siehe Box 2 auf Seite 19). Die Auswahl von Zielarten mit ihren Lebensraumansprüchen ist ein wichtiges Instrument des Naturschutzes. Untersuchungen zu den spezifischen Ansprüchen gefährdeter Waldarten liefern z. B. häufig zielgerichtete Hinweise auf aktuelle Schwächen praktizierter Naturschutzmaßnahmen (Magg et al. 2019). Damit werden diese Arten zu Indikatorarten, die helfen, wertvolle Waldlebensräume oder Strukturen zu identifizieren (Bouget et al. 2013). Zum Beispiel hat erst die detaillierte Untersuchung von Habitatansprüchen rückläufiger Arten lichter Waldstrukturen, wie Maivogel und Heckenwolläfter im Larvenstadium, zu den notwendigen Konsequenzen für deren Erhalt gesorgt (Dolek et al. 2018). Des Weiteren haben Untersuchungen zum Mikroklima die hohe Bedeutung von Lücken in Bergwäldern für Totholzbewohner aufgezeigt (Seibold u. Leibl 2015).

Manche Arten schaffen Lebensraum für viele andere Arten und werden damit zu Schlüsselarten. So legt der Schwarzspecht Großhöhlen an, schafft damit eine neue Struktur und wird zum Ökosystem-Ingenieur. Der gezielte Erhalt von Schwarzspechthöhlen hat in nur wenigen Jahrzehnten zu einem Populationsanstieg weiterer Baumhöhlenbewohner wie der Hohltaube geführt (Bezzel et al. 2005). Ein weiteres Beispiel für eine Schlüsselart ist der Zunderschwamm. Dieser Pilz wurde früher als Forstschädling gezielt durch Entnahme befallener Bäume entfernt und lokal ausgerottet (Zytynska et al. 2018). Im Buchenurwald ist er einer der wichtigsten Holzersetzer und bietet mehreren hundert Arten Lebensraum in seinen Fruchtkörpern (Friess et al. 2019).

Box 2: Stellvertreterarten

Zielarten werden ausgewählt, um verschiedene räumliche und strukturelle Eigenschaften einer Landschaft zu repräsentieren. Sie sind typischerweise das Ziel naturschutzfachlicher Maßnahmen in der Landschaft und in der Regel als gefährdet eingestuft. Durch die Auswahl eines Artensets soll eine entsprechend reiche Landschaft erhalten werden.

Indikatorarten. Wie der Begriff bereits suggeriert, lassen Indikatorarten bestimmte Umweltzustände erkennen, da sie empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren. Häufig haben sie ähnliche Habitatansprüche wie andere Arten oder Lebensgemeinschaften. Als Indikatoren sind sie idealerweise leichter zu erfassen (bessere Datengrundlage, leichter identifizierbar, leichter kommunizierbar, weil bekannter oder charismatischer) als die Zustände, Arten oder Gemeinschaften, die sie repräsentieren. Durch den Schutz dieser Indikatorarten werden dann auch die anderen Arten geschützt.

Schlüsselarten haben einen größeren ökologischen Einfluss auf die Artenvielfalt in einem Lebensraum, als man von ihrer Biomasse oder Häufigkeit erwarten würde. Sie sind von hervorgehobener Bedeutung, um Ökosystemstrukturen und -funktionen zu erhalten. Unter ihnen bezeichnet man die Arten, die Ökosysteme so verändern, dass viele andere Arten Lebensraum finden, als **Ökosystem-Ingenieure**. Der Verlust von Schlüsselarten bewirkt vielfältige und z. T. dramatische Veränderungen in Lebensgemeinschaften und Ökosystemen.

Als **Schirmarten** werden in der Regel Arten mit hohen Ansprüchen an den Lebensraum hinsichtlich Fläche und Qualität gewählt. Man nimmt an, dass man mit ihrem Erhalt auch indirekt viele andere Arten aus kleineren Lebensräumen und mit geringeren Flächenansprüchen schützt.

Flaggschiffarten (auch Aushängeschildarten) sind meist attraktive Arten mit rückläufigen Populationen, die eine wichtige Rolle in der Öffentlichkeitsarbeit des Naturschutzes spielen. Als Sympathieträger sind sie mit positiven Emotionen besetzt und ihre Schutzbedürftigkeit ist allgemein anerkannt. Die Verwendung dieses Konzepts ist meist dann erfolgreich, wenn die Arten endemisch oder weithin bekannt sind.

Die verschiedenen Konzepte für Stellvertreterarten sind nicht immer leicht voneinander zu trennen. Ihre Definitionen sind nicht immer klar und zum Teil umstritten. Die Konzepte finden auch unterschiedliche Verwendungen in Wissenschaft und Praxis. Einige Arten erfüllen gleichzeitig mehrere dieser Stellvertreterfunktionen.

Ähnlich verhält sich die Situation beim Großen Eichen-Heldbock. Dieser Bockkäfer ist in der Lage, vitale Eichen zu durchbohren und zum Absterben zu bringen. Daher wurde er vielerorts als Schädling ausgerottet (Schwenke 1974). Inzwischen ist die Art als FFH-Art ausgewählt. In ihren Fraßgängen finden sich überproportional viele weitere gefährdete Arten (Buse et al. 2008). Häufig kann nur die gezielte Ansiedlung dieser Arten die Rückkehr in ehemalige Lebensräume ermöglichen und auch die gefährdeten, mit dieser Art vergesellschafteten Arten dieser Habitats fördern (Drag u. Cizek 2015). Generell sollte viel stärker auch die Wiederansiedlung von Arten aus den Gruppen der Totholzinsekten oder Totholzpilze in Betracht gezogen werden. Dies ist, anders als bei vielen Wirbeltieren, wesentlich einfacher und kostengünstiger (Abrego et al. 2016; Drag u. Cizek 2015).

Ein weiteres Beispiel für einen Ökosystem-Ingenieur ist der Biber. Die Art war in Deutschland vor einigen Jahrzehnten praktisch ausgestorben. Erst durch gezielte Wiederansiedlungen kehrte der Biber zurück und „restauriert“ heute viele Bachläufe und Auen, wodurch neue Lebensräume, aber auch Konflikte entstehen (Mourant et al. 2018; Schraml 2016).

Ein weiteres Instrument ist die Auswahl von Arten, die größere Lebensraumflächen besiedeln. So hat der Juchtenkäfer als Bewohner hohler Bäume eine breite Aufmerksamkeit für die Bedeutung von großen Mulmhöhlen in ihrer ganzen Vielfalt an Nischen geschaffen (Ranius 2002). Damit repräsentiert diese Käferart einen hochkomplexen Lebensraum mit vielen verschiedenen Nischen, die im Einzelnen kaum in ihrer Fülle zu erfassen sind (Larrieu et al. 2014a) und nimmt damit die Rolle einer Schirmart ein.

Auch in forstwirtschaftlich geprägten Waldlandschaften ist das gehäufte Auftreten gefährdeter Arten immer ein einfacher und sicherer Indikator für hochwertige Lebensräume sowie für Lebensräume mit Habitattradition (Bussler 2010; Eckelt et al. 2018; Meyer et al. 2018; Walentowski et al. 2010). Ausgewählte Körbe an Indikatorarten wurden z. B. für Mittelwälder mit Hilfe von Schmetterlingen und Käfern (Liegl u. Dolek 2005), für naturnahe Wälder anhand von Flechten und Moosen (Bradtka et al. 2010; Schmidt et al. 2018) sowie für naturnahe Waldlebensräume mit Habitattradition anhand von Totholzkäfern (Eckelt et al. 2018) und Pilzen (Blaschke et al. 2009) entwickelt. Versuche, solche Waldbestände über strukturelle Indikatoren wie Totholzmenge, Baumalter oder die Diversität der Mikrohabitate zu identifizieren, fallen dagegen immer noch unbefriedigend aus (Bouget et al. 2013; Seibold et al. 2016). Insbesondere die Bedeutung der Totholztradition ist ohne Arterfassungen meist nicht abzuschätzen, da für langlebige Lebensräume wie Wälder ein Mangel an über Jahrhunderte zurückreichenden ökologischen Informationen besteht. Eine weitere wichtige Rolle spielen Schlüssel-Wirtsbaumarten, die überdurchschnittlich vielen Bewohnern Lebensraum bieten. Hier haben z. B. die beiden heimischen Eichenarten *Quercus petraea* und *Quercus robur* eine besondere Bedeutung. Sie weisen etwa dreimal mehr phytophage Insektenarten auf als die Buche (Brändle u. Brandl 2001). Die

raue Rinde und die Langlebigkeit von Baumhöhlen im Kernholz alter Eichen führen dazu, dass diese überproportional häufig von gefährdeten Arten unter den Tothholzkäfern und Vogelarten wie dem Mittelspecht genutzt werden (Gouix et al. 2012; Pasinelli 2000; Ranius et al. 2005). Insbesondere lichte Eichenwälder bieten vielen gefährdeten Arten Lebensraum. Daher kommt dem Erhalt und der Entwicklung von Eichenwäldern und ihren Lebensgemeinschaften im Waldnaturschutz eine besondere Bedeutung zu. In der Praxis steht man hinsichtlich dieser Aufgabe aktuell vor vier großen Herausforderungen: 1. Die hohen Investitionskosten für die Bestandsbegründung, die langen Produktionszeiträume und die Konzentration der Reinerträge auf die Endnutzung schrecken viele Waldbesitzer vor der Nachzucht von Eichenbeständen ab. 2. Der selektive Verbiss durch Rehe unterdrückt vielerorts in Deutschland die Verjüngung von Eichen ohne teuren Zaunschutz (Annighofer et al. 2015). 3. Massenvermehrungen von Eichenfraßgesellschaften von Nachtschmetterlingen und des Eichenprozessionsspinners führen in artenreichen Eichenwäldern immer wieder zur Diskussion, ob diese Schädlinge bekämpft werden sollen (Schönfeld et al. 2006). 4. Waldbauverfahren mit kleinen Öffnungen des Kronendachs und mit Vorausverjüngung von Schattbaumarten benachteiligen die Eiche systematisch und schließen eine erfolgreiche Verjüngung weitgehend aus (Mölder et al. 2019). Für die Artenvielfalt ähnlich wichtige Wirtsbaumarten sind die Zitterpappel, die Hainbuche und verschiedene Weidenarten (Böhme 2001; Gossner et al. 2016; Hacker u. Müller 2006).

Vor diesem Hintergrund werden folgende **Empfehlungen für die Ebene der Artenvielfalt** gegeben:

- Der Waldnaturschutz sollte sich verstärkt auf Artenkörbe aus Ziel- und Indikatorarten (s. Box 2 auf S. 19) fokussieren. Diese Artengruppen ermöglichen es, Waldnaturschutzmaßnahmen zielgerichtet dort durchzuführen, wo noch artenreiche und naturnahe Artengemeinschaften zu finden sind. So lassen sich die investiven Ausgaben begrenzen und die Erfolgsaussichten erhöhen.
- Attraktive Schirmarten sollten häufiger eingesetzt werden, um bei Praktikern und in der Öffentlichkeit Interesse für komplexe und verborgene Lebensgemeinschaften zu wecken.
- Die regionale Artenvielfalt sollte durch gezielte Ansiedlung regional ausgestorbener Arten, nicht nur von Pflanzen und Wirbeltieren, sondern auch von Arthropoden und Pilzen gefördert werden.

- Arten, die als Ökosystem-Ingenieure fungieren (Lebensräume für andere Arten schaffen), sollten verstärkt geschützt, gefördert und ggfs. wieder angesiedelt werden. Soweit dadurch soziale oder ökonomische Konflikte entstehen, sollten diese über Kompensationszahlungen und Konfliktmanagement gelöst werden.



- Baumarten, die besonders vielfältige Wirtspflanzen-Funktionen erfüllen, wie Eiche, Zitterpappel, Hainbuche und die Weidenarten, sind ebenso gezielt zu fördern wie seltene einheimische Baumarten.



2.3 Waldnaturschutz auf Ebene der Einzelbäume

Lebende und tote Bäume, seien es Habitatbäume oder andere Einzelbäume, sowie Teile davon nehmen eine besondere Funktion bei der Bereitstellung von Lebensräumen auf Objektebene ein. Bäume bieten mit hoher zeitlicher Kontinuität ober- und unterirdisch vielfältige Substrate und Strukturen für eine Vielzahl von Arten unterschiedlicher taxonomischer Gruppen. Zu Beginn der 1990er-Jahre lag aus naturschutzfachlicher Sicht ein besonderes Augenmerk auf den Totholz mengen. Die dabei empfohlenen Werte steigerten sich nach Anwendung quantitativer Methoden von zunächst 10 m³/ha (Ammer 1991) auf 30-50 m³/ha (Müller u. Bütler 2010). Jüngere Untersuchungen zu den ökologischen Mechanismen des Zusammenhangs zwischen Artenvielfalt und Totholzmenge legen jedoch nahe, dass die Vielfalt von Totholzhabitaten wichtiger ist als die reine Menge (Seibold et al.

2016). Dabei spielt neben der Baumart und dem Zersetzungsgrad auch das Makro- und Mikroklima eine überragende Rolle (Müller et al. 2015a; Seibold et al. 2016).

Rote Listen erlauben es indirekt, über die Kenntnisse der Habitatansprüche gefährdeter Arten die Strukturen zu identifizieren, an denen es in unseren Wäldern am meisten mangelt (Seibold et al. 2015). Selbstverständlich können vielfältige Totholzsubstrate nur bei bestimmten Mindestmengen bereitgestellt werden. Eine sinnvoll geplante, die forstbetrieblichen Kosten (Opportunitätskosten für den Nutzungsentgang und Mehrausgaben beim Management) und den naturschutzfachlichen Nutzen berücksichtigende Totholzanreicherung im Wirtschaftswald kann aber unter begrenzten Einnahmeverlusten gute Ergebnisse für den Artenschutz erzielen. Dies gilt insbesondere dann, wenn das Totholz im Zuge von Erntemaßnahmen oder nach Störungsereignissen wie z. B. Sommerstürmen im Wald belassen wird und dabei auf eine hohe Vielfalt an Totholztypen (in Bezug auf Baumart, Durchmesser, stehend und liegend, Exponiertheit etc.) geachtet wird (Dörfler et al. 2017). Immer wieder wird befürchtet, dass das Belassen von Laubtotholz im Wald ähnlich wie bei der Fichte zu einer Erhöhung des Forstschutzrisikos führt. Hierzu fehlen aber bislang belastbare wissenschaftliche Untersuchungen, woraus sich ein dringender Forschungsbedarf ableiten lässt. In vielen Schutzgebieten wird das Belassen entrindeter Windwurflichten als Managementmaßnahme im Einklang mit den Schutzziele angesehen (Thorn et al. 2016b). Neuere Studien zeigen dagegen, dass die Artenvielfalt entrindeten Totholzes erheblich geringer ist als die des unbehandelten Holzes, und schlagen eine ökonomisch günstigere Alternative, nämlich das Schlitzen mit einem maschinellen Schlitzgerät, vor (Hagge et al. 2019).

Die hohe Bedeutung von Habitatbäumen ist letztlich nur eine Erweiterung der Überlegungen zum Totholz (Fritz u. Heilmann-Clausen 2010; Larrieu u. Cabanettes 2012; Quinto et al. 2014). Bei einer hohen Nutzungsintensität nimmt in der Regel die Zahl der alten und dicken Bäume in Wäldern ab (Storch et al. 2019). Die Anzahl und Diversität besonderer Habitatstrukturen an Bäumen (Mikrohabitate, siehe Möller 2009) nimmt aber gerade mit dem Alter und der Größe der Bäume zu (Winter u. Möller 2008). Mikrohabitate umfassen z. B. Baumhöhlen, Kronen-totholz, Rindentaschen, Epiphyten, Wassertöpfe (Dendrotelmen), Wucherungen, Pilzkonsolen, Stammverletzungen etc. (Larrieu et al. 2018). Daher kommt insbesondere dem Erhalt alter Bäume mit vielen Mikrohabitaten eine besondere Bedeutung zu (Gustafsson et al. 2019). Wenig ist bisher darüber bekannt, inwiefern die naturschutzfachliche Wertigkeit bestimmter Mikrohabitate von



den Baumarten abhängt, an denen sie vorkommen. Daher erscheint es geboten, bei der Ausweisung von Habitatbäumen eine möglichst große Vielfalt an standortheimischen Baumarten zu berücksichtigen, auch um Mortalitätsrisiken durch den Klimawandel und eingeschleppte Pathogene und Schädlinge zu reduzieren (Gustafsson et al. 2019). Unklar ist zudem, welche Auswirkung die räumliche Anordnung von Habitatbäumen auf den Erhalt von Mikrohabitaten in Waldbeständen hat. Untersuchungen zeigen, dass eine Gruppierung von Habitatbäumen, wie sie häufig aus Gründen der Arbeits- und Verkehrssicherheit durchgeführt wird, weniger vielfältige Mikrohabitatsstrukturen zum Zeitpunkt der Ausweisung enthält als eine Auswahl rein auf Grundlage der Mikrohabitatsausstattung potenzieller Bäume, die zu zufälligen, zerstreuten Verteilungen führt (Asbeck 2019). Weiterhin ist es wichtig anzumerken, dass bestimmte natürliche Alterungsprozesse z. B. an Altbuchen in der Regel erst bei einem Alter von mehr als 200 Jahren auftreten (Larrieu u. Cabanettes 2012; Moning u. Müller 2009).



Daher ist auch Jahrzehnte nach einer Unterschutzstellung von Buchen im Alter von ca. 100 Jahren noch keine substantielle Lebensraumanreicherung durch eine rasche Akkumulation von Mikrohabitaten zu erwarten. Aus diesem Grund wurden vielfältige Techniken zur Einleitung verfrühter Seneszenz und künstlichen Schaffung von Mikrohabitaten entwickelt (Cavalli u. Mason 2003; Sebek et al. 2013; Speight 1989). Diese umfassen das künstliche Absprengen von Kronenteilen, das Anlegen von Höhlen im Baum oder das gezielte Verletzen der Rinde, um Pilzen den Eintritt zu erleichtern. Der Vorteil von Habitatbäumen gegenüber Totholzobjekten sind die langen Zeiträume, über die sie vielfältige und sehr unterschiedliche Strukturen anbieten können (Buse et al. 2008; Möller 2005; Müller et al. 2014).

Vor diesem Hintergrund werden folgende **Empfehlungen für die Ebene der Einzelbäume** gegeben:

- Bäume mit vielen und seltenen Mikrohabitaten sind als Langzeithabitate immer vorrangig zu erhalten. Die Auswahl der Habitatbäume sollte auch deren erwartete Lebensdauer bzw. Mortalitätsrisiken berücksichtigen.
- Neben den obligatorischen Habitatbäumen mit Großhöhlen, Horsten oder sonstigen Fortpflanzungs- und Ruhestätten der besonders geschützten Arten sollten fakultative Habitatbäume so ausgewählt werden, dass sie möglichst viele und diverse Mikrohabitatsstrukturen auf der Fläche bereitstellen. Anschließend sollten sie ihrer eigendynamischen Entwicklung bis zum natürlichen Zerfall überlassen werden. Durch eine räumliche Konzentration der Habitatbäume

können Aspekte des Arbeitsschutzes sowie der Verkehrssicherung einfacher berücksichtigt werden.

- Gebrochene, geworfene oder altersbedingt abgestorbene Einzelbäume stellen eine kostengünstige und naturschutzfachlich oft hochwertige Ausgangsbasis für wertvolle Totholzstrukturen dar. Sie sollten soweit möglich belassen werden.



- In Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung sollte eine Borkenkäferprävention nicht durch das teurere und für die Biodiversität schädliche Entrinden, sondern durch Schlitzen erfolgen.
- Die Totholzdiversität sollte im Verhältnis zur Steigerung der Totholzmengen stärker gefördert werden. Dabei ist zu beachten, dass eine hohe Diversität auch immer mit Mindestmengen einhergeht. Dies kann im Zuge jeder Holzernte einfach und ökonomisch z. B. durch Belassen starker Kronen oder stehender Stümpfe bei Harvesterdurchforstungen erfolgen.
- Totholz sollte vor allem im Tiefland, in Laubwäldern, in starken Dimensionen und auf besonnten Flächen gefördert werden. Da stehendes und besonntes Totholz besonders selten ist, sollten Habitatbäume mit Totholzstrukturen in der Krone sowie stehendes Totholz bevorzugt erhalten werden.
- In Naturschutzvorrangflächen, die nicht Prozessschutzflächen sind, sollten gezielte Habitatförderungen wie die Induktion von Habitatbäumen (z. B. durch gezielte Verletzungen) oder die Anreicherung von Totholz möglich sein. Dies kann auch durch kontrollierte Feuer zum Erhalt von Restvorkommen feuerliebender Arten geschehen.

2.4 Waldnaturschutz auf Ebene der Lebensraumvielfalt

Seit Verabschiedung der Waldbauprogramme zur naturnahen Waldwirtschaft vor ca. 25 Jahren werden in Deutschland sowohl von der Forstwirtschaft als auch vom Naturschutz mehrschichtige und gemischte Wälder für den Waldnaturschutz im Wirtschaftswald favorisiert. Die Entwicklung hin zu diesen Wäldern ist durch die Bundeswaldinventur gut dokumentiert (WBW 2016). In den Wäldern

dominieren heute Bestände der Reife- und Optimalphase (BMEL 2016). Aus naturschutzfachlicher Sicht wurde in der Vergangenheit vor allem der Mangel an Alters- und Zerfallsphasen angemerkt (Scherzinger 1996) und die Forstwirtschaft hat darauf mit entsprechenden Programmen zum Erhalt von Alt- und Totholz reagiert (Petereit et al. 2017). Erst in jüngerer Zeit ist man bei der Betrachtung des gesamten Lebenszyklus von Wäldern darauf aufmerksam geworden, dass neben den Zerfallsphasen insbesondere frühe Sukzessionsphasen sehr artenreich sind (vgl. Abb. 1). Dies wurde aber auch international bisher vom Naturschutz und der Forstwirtschaft kaum beachtet (Swanson et al. 2011). Dabei lassen sich in frühen Sukzessionsphasen teilweise Strukturen wie in Urwäldern finden. Donato et al. (2012) haben dies thematisiert und in Schutzgebieten wie dem Nationalpark Bayerischer Wald bestätigt gefunden (Beudert et al. 2015).

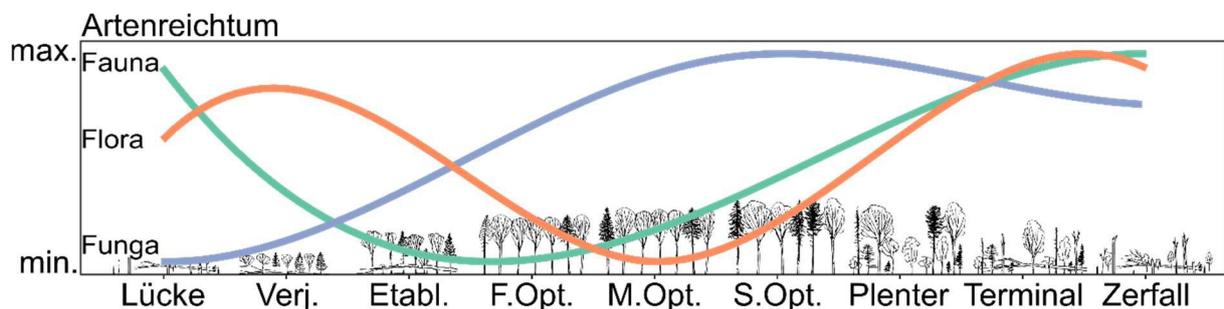


Abb. 1: Artenreichtum entlang von Waldentwicklungsphasen im Bergmischwald aus Buche, Tanne und Fichte (nach Hilmers et al. 2018).

In historischen Waldnutzungsformen wie Mittelwald und Hutewald findet man die verschiedenen Entwicklungsphasen von den frühen Sukzessionsphasen bis zur Terminalphase (Huteebäume) nebeneinander. Anders sieht es in Plenterwäldern aus. In einer aktuellen Studie zeigen Schall et al. (2018), dass ungleichaltrige Buchenplenterwälder aufgrund ihrer geringeren Beta-Diversität (Vielfalt zwischen Waldbeständen) auf Landschaftsebene insgesamt weniger artenreich sind als unterschiedlich alte Buchenbestände des schlagweisen Hochwaldes. Die Erklärung liefert die unterschiedliche Artenausstattung der verschiedenen Waldentwicklungsphasen (Abb. 1). In Urwäldern treten alle Waldentwicklungsphasen auf Landschaftsebene räumlich wie zeitlich parallel auf und bieten so für alle Arten Lebensraum. Flächig mehrschichtige und geschlossene Wälder haben dagegen vor allem einen Mangel an frühen lichten Phasen im Wald. Diese Befunde sind in zweierlei Hinsicht wichtig für einen effizienten Waldnaturschutz. Erstens stellen aus der Holznutzung herausgenommene Bestände der Optimalphase über viele Jahrzehnte nur relativ artenarme Waldlebensräume dar (Abb. 1). Dies zeigen z. B. die Bannwälder oder Nationalparkkernzonenflächen der Biodiversitätsexploratorien, die in Bezug auf ihre Artenausstattung und Strukturen im europaweiten Vergleich aktuell ähnlich wie normale Wirtschaftswälder einzustufen sind (Müller et al. 2015b). Zweitens sind Waldlandschaften umso artenreicher, je heterogener die Wälder in der Topographie sind (Senf u. Seidl 2018) oder durch Störungsereignisse

(Borkenkäfer, Windwurf, Feuer) werden (Bouget u. Duelli 2004). Insbesondere die kleinstrukturierten Privatwälder können diesbezüglich eine große Vielfalt, hohe Flächenanteile ohne Nutzungsanspruch und somit ein hohes Potential für den Waldnaturschutz zeigen. Zudem stehen ihre Eigentümer dem Thema Waldnaturschutz oft auch besonders offen gegenüber (Feil et al. 2018; Joa u. Schraml 2018; Unseld 2018).

Obwohl das durchschnittliche Alter unserer Wälder in den letzten Jahrzehnten stetig angestiegen ist und damit höhere Altersklassen immer mehr Fläche einnehmen, sind ökologisch alte Waldbestände (z. B. Buchen mit mehr als 200 Jahren (Moning u. Müller 2009) oder Eichen mit mehr als 300 Jahren) weiterhin extrem selten (BMEL 2016). Diese Flächen stellen oftmals Hotspots der Biodiversität dar (Meyer et al. 2015). Ein Teil dieser Flächen steht heute schon unter Schutz, bei vielen ist die dauerhafte Erhaltung jedoch zweifelhaft. Ihr Anteil wird durch die mittlerweile ausgewiesenen und noch in Ausweisung befindlichen Wälder mit natürlicher Waldentwicklung (NWE) allmählich zunehmen. Sie liegen überwiegend in Landes- und (ehemaligen) Bundeswäldern (Engel et al. 2016). Um Reliktvorkommen bestimmter Arten in Resten alter Wälder auch dauerhaft ein Überleben zu sichern, ist es notwendig, auf eine durchgehende Bereitstellung geeigneter Bäume im Umfeld zu achten. Bilden zum Beispiel alte Eichen einen solchen Hotspot, so sind zur Sicherung der Habitatkontinuität auch in deren unmittelbarer Nähe Flächen mit jüngeren und mittelalten Eichen entsprechend zu bewahren oder zu entwickeln. Hier ist nicht nur die Erhaltung der Baumart, sondern auch die andauernde Bereitstellung alter Bäume zu gewährleisten. Ein Beispiel sind hierfür die uralten Eichen im Spessart, in deren Umfeld Eichen im Altersrahmen von 300 bis 400 Jahren weitgehend fehlen.

Neben den Entwicklungsphasen sind es vor allem die Waldlebensraumtypen auf besonders trockenen, feuchten und nährstoffarmen Böden sowie Lebensräume mit hoher Dynamik wie die Flussauen, die für die Artenvielfalt auf Landschaftsebene verantwortlich sind. Alle diese Bestandstypen beherbergen an die jeweiligen Bedingungen besonders angepasste und oft gefährdete Waldarten (siehe oben). Ein Grund hierfür ist häufig die Baumartenvielfalt. Viele der für die Artenvielfalt wichtigen Baumarten wie die Aspe, verschiedene Weidenarten und die Eiche benötigen ausreichend Licht und können sich nur bei angepassten Schalenwildbeständen entwickeln. Erst eine entsprechende Vielfalt in den Waldbauverfahren ermöglicht es diesen Arten, auch außerhalb von Extremstandorten und Störungsflächen zu überleben.

Bäume sind in Wäldern „Gründerarten“ (foundation species), die einen Großteil der Struktur der Lebensgemeinschaft definieren, indem sie lokal stabile Bedingungen für andere Arten schaffen und grundlegende Ökosystemprozesse modulieren und stabilisieren (Dayton 1972; Ellison et al. 2005). Aufgrund spezifischer Wechselwirkungen mit Symbionten, Pathogenen, Herbivoren usw. hängt eine große Anzahl anderer Taxa typischerweise von spezifischen Baumarten ab. Der Verlust solcher

Gründerarten kann daher dramatische Folgen für die Stabilität und Funktionsfähigkeit von Waldökosystemen haben (Ellison et al. 2005). Aufgrund der Wirtsspezifität oder Präferenz taxonomischer und funktioneller Gruppen wie pilzlicher Pathogene, holzbewohnender Pilze, xylobionter Käfer, Mykorrhizapilze oder Herbivoren (Brändle u. Brandl 2001; Ishida et al. 2007; Lodge 1997; Purahong et al. 2018; Unterseher et al. 2005) bietet jede Baumart Lebensraum und Ressourcen für Hunderte andere Arten auf verschiedenen trophischen Ebenen innerhalb des Ökosystems, auch in Wäldern der gemäßigten Zone (siehe auch Southwood et al. (2004) für den Artenreichtum von Insektengemeinschaften in Eichenkronen). Die Anzahl verschiedener Baumarten ist daher von großer Bedeutung für den Artenreichtum auf Bestandsebene. In einer umfangreichen Stichprobe europäischer Wälder waren die Baumartenvielfalt und ihre funktionale Diversität die wichtigsten Faktoren zur Erklärung der Diversität und Abundanz neun verschiedener taxonomischer Gruppen (Fledermäuse, Vögel, Spinnen, Mikroorganismen, Regenwürmer, Wiederkäuer, Blattpilze, blattfressende Pilze und Gefäßpflanzen der Krautschicht) (Ampoorter et al. 2019).

Vor diesem Hintergrund werden folgende **Empfehlungen für die Ebene der Lebensraumvielfalt** gegeben:

- Frühe und späte Sukzessionsstadien sind in Schutzgebietskonzepten stärker zu berücksichtigen, um die Vielfalt an Waldentwicklungsstadien und die daran gebundene Artenvielfalt zu fördern.



- Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur Entwicklung lichter Waldstrukturen sind auszubauen. Dies schließt die naturschutzfachliche Aufwertung von Waldinnen- und -außenrändern sowie von Leitungstrassen etc. mit ein.

- Seltene azonale² Waldgesellschaften sind so naturnah wie möglich zu erhalten oder zu restaurieren.
- Kulturgeschichtlich geprägte, naturschutzfachlich wertvolle Waldnutzungsformen und daraus entstandene Waldtypen (Hutewald, Niederwald etc.) sollten durch entsprechende Managementmaßnahmen erhalten bzw. wiederhergestellt werden.



- Mischbestände mit standortheimischen Baumarten sollten unter besonderer Beachtung der seltenen Baumarten erhalten und gefördert werden. Dies ist effizient nur möglich bei deutlich reduzierten Schalenwildbeständen.
- Kontinuierliche Entwicklung von „ökologischen Nachhaltigkeitseinheiten“ aus uralten, alten, mittelalten und jungen Beständen eines Waldlebensraumtyps, um die Habitatkontinuität von Hotspots der Biodiversität zu sichern.



² Azonale Waldgesellschaften sind an bestimmte Standortfaktoren wie zum Beispiel extreme Nährstoffarmut, starke Trockenheit oder extreme Nässe gebunden. Unter diesen Voraussetzungen ersetzen sie die zonale, klimatisch bedingte Waldgesellschaften, die ansonsten vorherrschen würde.

2.5 Waldnaturschutz auf Ebene der Landschaftsvielfalt

Die Ausweisung von Schutzgebieten bzw. von Vorrangflächen des Naturschutzes auf Landschaftsebene kann planmäßig auf der Grundlage einer systematischen Auswahl von Gebieten erfolgen, für die Informationen zur Verteilung von Arten und Lebensräumen vorliegen und für deren Einbeziehung sich die damit verbundenen Kosten unter Zuhilfenahme von Optimierungsalgorithmen im Top-down-Prozess berücksichtigen lassen (Ciarleglio et al. 2009; Pressey et al. 1993). In Deutschland ist die Anwendung solcher Verfahren eher die Ausnahme. Im Gegensatz zu einem landesweiten Planungsansatz werden bislang Vorrangflächen für den Waldnaturschutz in der Regel aufgrund lokaler Entscheidungen oder aufgrund von Vorgaben höherer politischer Ebenen umgesetzt (vgl. Meyer et al. 2015 oder den Natura 2000-Prozess). Die dabei zwangsläufig auftretende Frage, ob eine bestimmte Schutzgebietsfläche eher auf viele kleine oder wenige große Gebiete verteilt werden sollte, lässt sich auch nach jahrzehntelanger naturschutzbiologischer Forschung nur differenziert beantworten und hängt vom jeweiligen Schutzziel ab (Ovaskainen 2002; Tjørve 2010). Ökologisch gesehen ist es im Sinne der Beta-Diversität zweifelsohne vorteilhaft, möglichst viele Gebiete auszuweisen, um viele verschiedene Lebensräume abzudecken. Wenige große Gebiete bieten hingegen den Vorteil, dass die Gesamtzahl der Arten in diesen Gebieten steigt (Gamma-Diversität), große überlebensfähige Populationen erhalten werden können und sich alle natürlichen Prozesse und Dynamiken integrieren (Leroux et al. 2007) und für den Waldnaturschutz bereitstellen lassen (Tscharntke et al. 2002).

Auf Grund der Waldfragmentierung und der Baumartenzusammensetzung sind in Deutschland die tatsächlichen Spielräume für große Schutzgebiete aber ohnehin minimal. Viele kleine Flächen weisen auf Grund einer höheren Gesamt-Habitatvielfalt nahezu immer mehr Arten auf als wenige große (Seibold et al. 2017a). Für die Artenvielfalt ist es daher meist günstiger, ein neues Totalreservat in einem anderen Waldgebiet auszuweisen, als ein bestehendes zu erweitern (Müller u. Gossner 2010). Gleichzeitig zeigen sehr alte, aber kleine Reservate mit rund 50 ha Größe, deren Artenspektrum vor 100 Jahren gut dokumentiert ist, dass über lange Zeiträume Arten verschwinden, weil über die Zeit vermutlich nicht genügend Ressourcen in ausreichender Menge und Qualität zur Verfügung standen (z. B. die Käferarten *Peltis grossa*, *Lacon lepidopterus* im Bayerischen Wald, Müller et al. 2010). Damit stellen kleine Flächen mit einer andersartigen Umgebung bzw. einer undurchlässigen („feindlichen“) Landschaftsmatrix (z. B. eine von Ackerflächen umgebene Waldinsel), häufig keine dauerhaften Nachhaltigkeitseinheiten dar. Letztendlich hängen die Vorteile der einen (große Wildnisgebiete) oder der anderen Strategie (mehrere kleine Gebiete mit natürlicher Entwicklung in einer Waldmatrix) von der jeweiligen Ausgangssituation ab (Meyer et al. 2016) und sollten nicht gegeneinander ausgespielt werden. Die Empfehlung von Bohn et al. (1989), unterschiedlich große Schutzgebiete auszuweisen,

erscheint aufgrund des differenzierten Stands der Naturschutzforschung zur SLOSS-Frage („Should we have a **S**ingle **L**arge **O**r **S**everal **S**mall reserves?“) gut vertretbar (Meyer u. Engel 2016).

In großen Prozessschutzflächen finden zudem in Deutschland wie im Rest von Europa oder in Asien auch heute noch regelmäßige Eingriffe nach Störungen durch Feuer, Windwurf oder Insektenfraß statt. Sie sind meist ökonomisch motiviert, gefolgt von Forstschutzüberlegungen (Müller et al. 2019). Dies kann zu negativen Folgen für die Artenvielfalt und Artengemeinschaften bis hin zu Negativfolgen auf gesamte Lebensgemeinschaften führen (Kortmann et al. 2018; Thorn et al. 2016a; Thorn et al. 2018). Bei der Auswahl von Prozessschutzgebieten ist daher stärker darauf zu achten, sie vorrangig dort zu lokalisieren, wo naturnahe Strukturen bestehen, die sich im Rahmen der natürlichen Dynamik erhalten und weiterentwickeln. Um die Akzeptanz im Raum zu erhöhen, können konsequente und wirksame Verfahren der Gefahrenabwehr für angrenzende Flächen notwendig sein.

Die Konnektivität von Vorrangflächen des Waldnaturschutzes spielt in vielen Regionen bei der Ausweisung von Schutzgebieten eine große Rolle. Trittsteinkonzepte, Korridore oder aktive Vernetzungsprojekte sind weit verbreitet und sehr beliebt (Hänel 2015; Jedicke 2015; Mergner 2018). Flaggschiffarten wie die Wildkatze dienen der Vermittlung entsprechender Projekte. Dabei spielen zwei Mechanismen bei Fragmentierungsprozessen eine Rolle: Habitatfläche und räumliche Anordnung (siehe Box 3 auf Seite 33). Meta-Analysen zeigen hier, dass für große, sich austauschende Populationen die Habitatfläche von größerer Bedeutung ist als die räumliche Anordnung. Die Dispersionsfähigkeit auch gefährdeter Arten erweist sich häufig als besser als bisher angenommen (Komonen u. Müller 2018). Eine fehlende Besiedlung scheint daher oft eher die Folge von Kolonisierungsproblemen auf Grund mangelnder Habitatqualitäten zu sein. Ungeachtet dieses Befundes liegen auch Beobachtungen vor, die zeigen, dass Entfernungen von mehr als 100 km von seltenen Arten auch über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren nicht überbrückt werden konnten (siehe Kapitel Artenschutz). Hier sind gerade bei Insekten und Pilzen gezielte Ansiedlungen möglich und kostengünstig (z. B. Holzkäfer und Holzpilze) (Abrego et al. 2016; Drag u. Cizek 2015).

Die Betrachtung der Landschaftsebene gewinnt angesichts des Klimawandels zunehmend an Bedeutung, da Klimaveränderungen Arealverschiebungen von Arten erzwingen und starre Schutzgebietskulissen diesem nicht Rechnung tragen können (Araujo et al. 2011). Veränderungen des geologischen und chemischen Klimas gab es auch vor der Einflussnahme des Menschen. Heute sind aber viele natürliche Populationen durch anthropogen verursachten Lebensraumverlust auf Restvorkommen zusammengeschrumpft, sodass der Klimawandel zur zusätzlichen Bedrohung werden kann (Bässler et al. 2009). Hier erscheint die Pufferfähigkeit von Lebensräumen stark von der Habitatqualität abzuhängen. Es ist aber auch wichtig, sich klar zu machen, dass die Lebensraumtypen, die wir

heute ausgewiesen haben, ein Konstrukt darstellen und sich in der Zukunft so nicht halten werden. Wie bereits jetzt zu beobachten ist, führt der Klimawandel zu einem selektiven Verschieben von ganz bestimmten Arten auf Grund ihrer Eigenschaften (Bässler et al. 2013; Zeuss et al. 2014), weshalb es zu einer Neukombination von Artengemeinschaften und damit von Lebensräumen kommen wird.

Vor diesem Hintergrund werden folgende **Empfehlungen für die Ebene der Landschaftsvielfalt** gegeben:

- Für eine differenzierte Landnutzung mit einer ausreichenden Zahl segregativer Elemente in einer überwiegend integrativen Matrix bedarf es einer systematischen Schutzgebietsplanung unter Berücksichtigung der Kriterien Naturnähe, Seltenheit, Gefährdung, Habitattradition und Größe.
- In Prozessschutzgebieten sollte das Prinzip „Natur Natur sein lassen“ auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse zur Regel und der Bevölkerung entsprechend kommuniziert werden. Sanitärhiebs sind auf tatsächliche Konfliktsituationen zu beschränken.
- Sind in einer Waldlandschaft auf Grund der Ausgangssituation (Waldaufbau, Eigentumsverhältnisse) Naturschutzvorrangflächen (Totalreservate, historische Waldnutzungsformen etc.) nur in einem eng begrenzten Umfang möglich, sollten diese bei gegebener Gesamtfläche eher auf mehrere Teilflächen verteilt als am Stück ausgewiesen werden. Dadurch lassen sich die Lebensraumvielfalt und das bestehende Potential einer Waldlandschaft eher verbessern.



- Um negativen Effekten der Fragmentierung entgegenzuwirken, sollte der Fokus in Zukunft stärker auf die Ausweitung qualitativ hochwertiger Habitats (charakterisiert durch alte Bäume, hohe Totholz mengen, natürliche Baumartenvielfalt, Lückendynamik, seltene Waldgesellschaften) als auf deren räumliche Anordnung gerichtet werden.
- Bei der Ausweisung von Naturschutzvorrangflächen ist in Zukunft stärker als bisher auf die sich durch Klimawandel und Einträge aus der Luft gerichtet ändernden Standortbedingungen zu achten.

Box 3: Auswirkungen der Fragmentierung: Habitatfläche versus räumliche Vernetzung

Populationen können nur langfristig überleben, wenn sie groß genug sind, um natürliche Schwankungen zu überleben, und wenn es zu einem Austausch von Teilpopulationen kommen kann. Unsere heutigen Waldlebensräume haben zunächst durch Rodung eine erhebliche Fragmentierung erfahren, was zu einer Verinselung vieler Waldflächen in der Agrar- und Siedlungslandschaft geführt hat. Aber auch innerhalb von Wäldern kam es zu Verinselung von Habitaten durch die Intensivierung der forstlichen Nutzung mit Auswirkungen auf Baumartenzusammensetzung oder das Vorkommen von Totholz und alten Bäumen. Zwei Mechanismen lassen sich unterscheiden, auf welche Art und Weise diese Reduktion geeigneter Habitatflächen aus Sicht einer Waldart zum Populationsrückgang führt: 1. Die Reduktion der Habitatfläche führt zu weniger Individuen, sodass die zufällige Aussterbewahrscheinlichkeit steigt und auch weniger Individuen für eine Neubesiedlung ausgesendet werden können (Habitat-Amount-Effekt). 2. Je weniger Habitatflächen sich in einer Landschaft befinden, desto größer sind die Entfernungen zwischen zwei geeigneten Habitaten (Vernetzungseffekt). Dies führt ab bestimmten artspezifischen Entfernungen dazu, dass geeignete Flächen nicht mehr besiedelt werden können. Welche der beiden Effekte aktuelle Populationstrends stärker beeinflussen, ist ein wichtiger Diskussionspunkt in der Landschaftsökologie (Fahrig 2013, Fahrig 2019). Meta-Analysen legen aber nahe, dass die Habitatfläche für überlebensfähige Populationen in einer Landschaft mehrheitlich wichtiger ist als die räumliche Konfiguration. Dies soll nicht heißen, dass letztere unbedeutend ist, sondern lediglich, dass man bei Naturschutzinvestitionen das Gewicht stärker auf hochwertige Habitatflächen legen sollte, um langfristig überlebensfähige und sich austauschende Populationen zu erhalten. Durch den Klimawandel sind dabei aber auch neue, aktuell noch ungeeignete Flächen bereits zu berücksichtigen, um Arten Ausweichmöglichkeiten zu schaffen. Grundsätzlich gilt im Klimawandel aber auch, dass möglichst große und weitverbreitete Populationen am besten auf rasche Veränderungen reagieren können.

3 Instrumente zur Honorierung von Naturschutz im Wald

3.1 Gesamtwirtschaftliche Einordnung

Die deutsche Forstwirtschaft ist ihrem Anspruch und Selbstverständnis nach multifunktional. Bestätigung findet dies darin, dass die Wälder in Deutschland eine Vielzahl an Ökosystemleistungen erbringen, die von Waldbesuchern auch wahrgenommen werden und deren Werte zum Teil erheblich sind (Bethmann et al. 2018; Bösch et al. 2018; Elsasser et al. 2016; Tiemann u. Ring 2018; Wüstemann et al. 2017). Für diese Leistungen werden die Forstbetriebe jedoch meist nicht honoriert. Tatsächlich finanzieren sich die Forstbetriebe überwiegend aus dem Verkauf von Rohholz (Ermisch et al. 2015). Insbesondere Vorgaben, die die Holznutzungen verringern oder gar eine Bewirtschaftung ausschließen, können schnell relevante Ertragseinbußen für einen Forstbetrieb bedeuten, wie z. B. Nut-



zungsverzichte für eine erfolgreiche Totholz-anreicherung in einem Laubholzforstbetrieb in einer Größenordnung von ca. 70 €/ha/Jahr (Dörfler et al. 2017; Roth et al. 2019). Ebenso können in vorratsarmen, laubbaumgeprägten Mischwäldern Waldnaturschutzmaßnahmen wie Mittelwaldhiebe in der Regel nicht ohne zusätzliche Finanzierungsmittel geleistet werden (Güthler et al. 2018).

Vor dem Hintergrund der gegenwärtigen Verteilung der Gewinne aus dem Rohholzverkauf auf Anbieter und Nachfrager tragen neben den Forstbetrieben auch die Holzkäufer einen nennenswerten Teil der Kosten für alle anderen Waldökosystemleistungen mit unklaren Auswirkungen auf die langfristige Wettbewerbsfähigkeit (Dieter 2013). Es ist daher dringend geboten, Leistungen, die die Forstwirtschaft der Gesellschaft zur Verfügung stellt, auch von dieser honoriert zu bekommen. Dies entspricht auch einer Forderung des Sachverständigenrates für Umweltfragen, Honorierungsinstrumente zu entwickeln, die die Erbringung öffentlicher Leistungen (z. B. CO₂-Bindung) und privater Güter (z. B. Holz) gleichstellen (SRU 2002, 2009). Die bisherige Förderung des Privat-



und Körperschaftswaldes in Höhe von ca. 10 €/ha/Jahr, davon ca. 4 € für den Produktbereich „Schutz und Sanierung“ (Testbetriebsnetz Forstwirtschaft des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Ernährung), liegt weit unterhalb der Förderbeträge für landwirtschaftlich genutzte Flächen, die in Deutschland ca. 290 €/ha/Jahr bei relativ geringen Auflagen erhalten (WBBGR 2019). Die Diskrepanz wird auch bei den spezifischen Umweltmaßnahmen deutlich. In den ELER (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes)-Programmen der Länder im Zeitraum 2014–2020 werden für Waldumweltmaßnahmen lediglich 0,1 % der Gelder aufgewendet, für Agrarumweltmaßnahmen hingegen 20 % (BMEL 2017). Erhebliche ELER-Mittel fließen zudem in relativ unspezifische Maßnahmen wie die Förderung landwirtschaftlicher Flächen in benachteiligten Gebieten.

Für waldbezogene Maßnahmen zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt besteht in der Gesellschaft grundsätzlich eine hohe Zahlungsbereitschaft, die mit ca. 2,2 Mrd. €/Jahr beziffert wird (Meyerhoff et al. 2012). Es stellt sich somit die Frage, welche Summen für eine finanzielle Waldnaturschutzförderung notwendig sind, um die Ziele des Naturschutzes zu erreichen. Eine Studie zu den Kosten des Konzepts „Neue Multifunktionalität“ als Beitrag zur Erreichung eines „flächendeckenden, aber differenzierten Biodiversitätsmanagements mit abgestuften forstlichen Nutzungsintensitäten“ (Höltermann 2013) errechnete Kosten für die gesamte Forstwirtschaft in Deutschland in Höhe von ca. 1 Mrd. €/Jahr (Rosenkranz u. Seintsch 2015). Auch wenn aufgrund der unterschiedlichen Ansätze und Annahmen der Studien über die konkrete Umsetzung von Biodiversitätsschutz im Privat- und Körperschaftswald die Ergebnisse zu Nutzen und Kosten nicht direkt vergleichbar sind, können doch anhand der Größenordnungen zwei erste Folgerungen aus den genannten Studien gezogen werden: Die unterstellten Naturschutzmaßnahmen im Wald würden für die Forstbetriebe erhebliche Kosten verursachen. Im Basisjahr 2012 der Studie zu den Kosten der „Neuen Multifunktionalität“ wäre der gesamte Nettounternehmensgewinn der Forstwirtschaft in Höhe von ebenfalls etwa 1 Mrd. € durch die Kosten aufgezehrt worden (Seintsch u. Rosenkranz 2017). Die Bewertung des Zugewinns an Biodiversität durch die Bevölkerung übersteigt die Kosten um gut 100 %. Im Sinne eines fairen Lastenausgleichs könnten die Nutznießer von Biodiversität (die Gesellschaft) die Produzenten von Biodiversität (die Forstbetriebe) für ihre Kosten entschädigen und würden immer noch einen erheblichen Nettonutzen verzeichnen.

Das auf seine Kosten untersuchte Konzept der „Neuen Multifunktionalität“ differenziert nicht nach der Schutzwürdigkeit einzelner Strukturen, Waldbestände und Landschaften. Die geforderten Maßnahmen sind auf der gesamten Waldfläche in Deutschland umzusetzen. Wie die vorstehenden Ausführungen aber gezeigt haben, ist ein nicht nach Naturschutzwürdigkeit differenzierter Ansatz nicht effizient. Es gilt zu beachten, dass die Hälfte der Waldfläche in Deutschland von Nadelwäldern

dominiert wird, ein Drittel der Wälder sich in staatlicher Hand befindet und dass nur ein geringer Teil des Waldes die naturschutzfachlich attraktiven frühen Sukzessionsphasen oder Alters- und Zerfallsphasen aufweist (siehe Abb. 1). Berücksichtigt man diese Eckpunkte, so ergibt sich eine für den finanziell geförderten Waldnaturschutz im Privat- und Kommunalwald vordringliche Fläche von rund 0,5 Mio. ha, die 4-5 % der Waldfläche entspricht. Bei Berücksichtigung dieser Abschätzung und der vorstehenden Empfehlungen lassen sich die Kosten daher nennenswert senken. Orientierung hierfür bietet die aktuelle Umsetzung in Bayern. Dort wird seit Jahren ein umfangreiches Vertragsnaturschutzprogramm umgesetzt (Güthler 2017). Die jährliche Fördersumme umfasst aktuell 4,4 Mio. €/Jahr (Güthler et al. 2018). Vergleicht man hier die Wünsche von Seiten des amtlichen Naturschutzes und das Angebot an naturschutzfachlich wertvollen Flächen im Privat- und Körperschaftswald, so ist zwar auf alle Fälle mehr Geld notwendig als bisher vorgesehen. Eine Befragung von Naturschutzbehörden in Bayern hat aber ergeben, dass bei einer Fördersumme in Höhe von rund 10 bis 15 Mio. €/Jahr alle derzeit wesentlichen Ziele des Waldnaturschutzes in bayerischen Kommunal- und Privatwäldern umzusetzen wären (Müller 2018). Über diese Ziele hinausgehende Wünsche beider Seiten, Waldbesitz und Naturschutz, würden die Bereitstellung zusätzlicher Mittel erfordern.

Für einen Nachteils- und Interessenausgleich sind Instrumente zur Honorierung von Naturschutz im Wald zu entwickeln, zumal die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) als Ziel explizit vorsieht, Vertragsnaturschutz im Privatwald auf zehn Prozent der Fläche zu fördern (BMUB 2007). Im Folgenden soll kurz auf die bisherige Umsetzung und bestehende Umsetzungshemmnisse eingegangen werden, bevor Empfehlungen für ein Honorierungssystem für Naturschutz im Wald gegeben werden.

3.2 Bisherige Umsetzungen

Im Rahmen der föderalen Staatsordnung der Bundesrepublik liegt die Zuständigkeit für den Naturschutz bei den Bundesländern, deren Förderprogramme und Strategien zum Naturschutz im Wald sehr unterschiedlich sind (DFWR 2014). Über die Verbreitung von Vertragsnaturschutz im Wald in Deutschland



gibt es nahezu keine Informationen. Unter Vertragsnaturschutz im engeren Sinne werden Vereinbarungen verstanden, bei denen beide Seiten, Anbieter und Nachfrager, sowohl die Leistungen als auch die Modalitäten der Vergütung frei verhandeln können. Diese Form scheint in Deutschland bestenfalls ein Nischendasein zu führen.

Etwas anders sieht die Situation bei Naturschutz gegen Entgelt im weiteren Sinne aus. Hier haben

Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer in der Regel keine Einflussmöglichkeit auf die Maßnahmen und Rahmenbedingungen der Förderung. Sie können sich nur für oder gegen die Teilnahme an der Fördermaßnahme entscheiden. Unter der ELER-Förderrichtlinie können Maßnahmen zu Waldumweltleistungen im Allgemeinen und Maßnahmen im Rahmen von Natura 2000 im Speziellen grundsätzlich gefördert werden. Allerdings bietet nur ein Teil der Bundesländer diese Maßnahmen an. Dort, wo sie angeboten werden, werden sie zudem nur von wenigen Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern in Anspruch genommen (z. B. GVB 2014; MKULNV 2014).

In den einzelnen Bundesländern gibt es zum Teil noch weitere Instrumente zur Honorierung von Naturschutzleistungen im Wald. Zu ihnen zählt zum Beispiel das sogenannte Hessische Modell einer landeseigenen Stiftung zur Umsetzung von Natura 2000 im Privat- und Körperschaftswald. Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer können sich unter einem zwischen dem Land Hessen, dem Hessischen Waldbesitzerverband, dem Hessischen Städte- und Gemeindebund sowie dem Hessischen Städtetag abgeschlossenen Rahmenvertrag in Individualverträgen zu Leistungen, die in erster Linie aus zustandsorientierten Erhaltungsmaßnahmen bestehen, verpflichten (Selzer 2018) und erhalten dafür festgelegte Vergütungssätze. Während bei diesem Honorierungsinstrument die Freiwilligkeit noch weitgehend im Vordergrund steht (die Angemessenheit der Höhe der Vergütungssätze sei hier nicht weiter thematisiert), ist die Entscheidungsfreiheit der Waldbesitzerin oder des Waldbesitzers beim Modell des Erschwernisausgleichs, beispielsweise umgesetzt in Mecklenburg-Vorpommern oder Niedersachsen, vergleichsweise stark eingeschränkt; die Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer sind zu den entsprechenden Maßnahmen verpflichtet, sie können nur über die Inanspruchnahme des Erschwernisausgleichs entscheiden. Eine Übersicht über Instrumente der finanziellen Honorierung wurde vom Deutschen Forstwirtschaftsrat veröffentlicht (DFWR 2014).

Eine andere nennenswerte Finanzierungsmöglichkeit für Waldnaturschutz bieten Ökokonten und Flächenpools. Sie haben sich in der Folge der Eingriffsregelung gemäß §§ 8 ff. BNatSchG entwickelt. Ökokonten und Flächenpools können als Markt angesehen werden, auf dem Ausgleichs- und Ersatzpflichtige und Flächenbesitzende Abschlüsse über anerkannte Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen und deren Preise tätigen können. Bei einem Ökokonto werden in der Regel Kompensationsmaßnahmen ohne konkreten Eingriff und damit zeitlich vorgelagert, quasi „auf Vorrat“ vorgenommen. Die Maßnahmen können dann als bereits umgesetzt angeboten werden (Nagel 2018). Ein Flächenpool ist ein durch einen Anbieter konzentriertes, bestenfalls auch räumlich zusammenhängendes Angebot von Ausgleichs- und Ersatzflächen, die zur Kompensation geeignet sind, jedoch noch keinem Eingriff zugeordnet wurden (Nagel 2018). Auf diesen Flächen werden Kompensationsmaßnahmen dann nach einem Vertragsabschluss durchgeführt. Über den Markt von Ökokonten und Flächenpools gibt es bisher ebenfalls nur wenig Information (s. aber Wätzold u. Wiseel 2016). Durch die insgesamt immer

noch hohe Inanspruchnahme von Flächen für Bauaktivitäten sind hier aber umfangreiche ökonomische Potentiale für den Waldnaturschutz zu finden, die häufig den Wert eines Waldes aus Sicht der Holznutzung weit überschreiten können (Leefken 2006). Eine tiefergehende Untersuchung zu Umfang, Inhalt und den ökonomischen Größenordnungen von Ökokonten und Flächenpools im Wald bei den zuständigen kommunalen Stellen und Genehmigungsbehörden wäre für die Gewinnung eines besseren Marktüberblicks hilfreich.

Als Zwischenfazit lässt sich festhalten, dass es in Deutschland verschiedene Ansätze zur finanziellen Honorierung von Naturschutz im Wald gibt. Aufgrund der dominierenden Rolle des Staates in Form von Bund und Ländern als Nachfrager für Naturschutzleistungen herrscht jedoch überwiegend ein Nachfragemonopol vor, bei dem die Anbieter (die Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer) nur die Entscheidung treffen können, zu den gegebenen Konditionen Maßnahmen anzubieten oder nicht. Eine gängige Form ist hierbei die Förderung vorgegebener Maßnahmen zu vorgegebenen Prämienätzen.

Eine bundesweite Abschätzung des finanziellen Umfangs der Zahlungen für Naturschutzleistungen im Wald im Rahmen einschlägiger Förderprogramme ist schwierig. So sind für reine Landesprogramme wie in Bayern nur unvollständig veröffentlichte Zahlen zu finden. Im Gegensatz dazu ist für die von der EU kofinanzierten ländlichen Entwicklungsprogramme der Länder die Veröffentlichung von Planungs- und Monitoringdaten obligatorisch. Diese Daten sind aber oft nicht differenziert genug, da Naturschutz im Wald in diesen Programmen in verschiedenen ELER-Maßnahmen enthalten sein kann. Die Ermittlung des finanziellen Volumens, welches für Naturschutzmaßnahmen im Wald in einem Jahr tatsächlich eingesetzt wird, ist aus diesen relativ leicht zugänglichen Dokumenten oft nur näherungsweise möglich.

Im Folgenden werden die Auszahlungsdaten für Naturschutz im Wald der ELER-Förderperiode 2007-2013 aus einer Übersicht der Deutschen Vernetzungsstelle Ländliche Räume in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung dargestellt. Grundsätzlich stehen unter ELER für Naturschutz im Wald die folgenden drei ELER-Codes zur Verfügung:

1. Zahlungen für Natura 2000 (ELER-Code 224)
2. Waldumweltmaßnahmen (ELER-Code 225)
3. Naturschutz im Rahmen nichtproduktiver Investitionen (ELER-Code 227)

Unter dem ELER-Code 224 (Zahlungen für Natura 2000) wurden nur in zwei Bundesländern Fördermittel ausgezahlt: in Baden-Württemberg 2,5 Mio. € in der gesamten Förderperiode und in Nordrhein-Westfalen 1,2 Mio. €.

Zahlungen für Naturschutz im Wald unter dem ELER-Code 225 (Waldumweltmaßnahmen) fanden ebenfalls nur in zwei Bundesländern statt: in Mecklenburg-Vorpommern mit 1,6 Mio. € in der gesamten Förderperiode und in Thüringen mit 2,5 Mio. €.

Zahlungen für Naturschutz im Rahmen nichtproduktiver Investitionen (ELER-Code 227) beliefen sich in Nordrhein-Westfalen auf 0,6 Mio. € in der gesamten Förderperiode und in Mecklenburg-Vorpommern auf 1,0 Mio. €. In Baden-Württemberg und Bayern wurden ebenfalls entsprechende Maßnahmen gefördert, deren genaue Summen aber nicht vorliegen. Ihre Größenordnung kann nach groben Angaben mit weniger als 1 Mio. € veranschlagt werden.

Insgesamt wurde somit nur in fünf Bundesländern Naturschutz im Wald über ELER gefördert. In der Summe wurden in der gesamten Förderperiode 2007-2013 insgesamt etwas mehr als 9,4 Mio. € für Naturschutz im Wald aus dem ELER an Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer ausgezahlt.

Bayern hat im besagten Förderzeitraum 2007-2013 zwar 7,6 Mio. € für sein Vertragsnaturschutzprogramm Wald ausgegeben, dies jedoch aufgrund von Schwierigkeiten mit den EU-Regelungen nicht im Rahmen des ELER, sondern ausschließlich aus Landesmitteln. Nach 10 Jahren Vertragsnaturschutz im Rahmen des ELER ist man in Bayern 2015 aus dem EU-Programm ausgestiegen (Güthler 2017). Die Kernmodule sind die Förderung von Maßnahmen zum Erhalt der Nieder- und Mittelwälder, Lichte Waldstrukturen, Totholz, Nutzungsverzicht, Biotopbäume und Biberreviere. Für diese Kernmodule ist



bei den Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern eine stetige Zunahme der Nachfrage zu beobachten (Güthler 2017). Während mit diesen Mitteln zunächst naturschutzfachlich wichtige Nutzungsformen wie Mittelwälder gefördert und gesichert wurden, nehmen inzwischen baumbezogene Module wie Biotopbäume und Totholz den größeren Umfang ein (Güthler et al. 2018). Derzeit werden in

Bayern pro Jahr 4,4 Mio. € für Vertragsnaturschutz im Wald aus Landesmitteln zur Verfügung gestellt.

Neben Bayern ist nur noch für Hessen im Förderzeitraum 2007-2013 ein weiteres Förderprogramm für Waldnaturschutz bekannt, wobei hier die Honorierung von Naturschutz im Wald hauptsächlich über die vorstehend genannte landeseigene Stiftung erfolgt (Stiftung Natura 2000). In den Jahren 2004 bis 2012 wurden durch diese Stiftung jeweils 10-jährige Verträge abgeschlossen, die mit einer Zahlungsverpflichtung von insgesamt ca. 1,5 Mio. € verbunden sind.

Unklar ist der Umfang von Transaktionen über Ökokonten und Flächenpools. Es ist nicht auszuschließen, dass ihr Umfang die vorgenannten Zahlungen in der Summe deutlich übersteigt. Im

Durchschnitt verzeichnen die privaten Forstbetriebe aber nur marginale Erträge und keine Gewinne im Produktbereich "Schutz und Sanierung". Im Jahr 2016 betragen die Erträge durchschnittlich 4,50 €/ha, die Gewinne waren im Durchschnitt mit -1,50 €/ha sogar negativ (Ergebnisse des Produktbereichs 2 „Schutz und Sanierung“ des TBN Forstwirtschaft des BMEL).

3.3 Umsetzungshemmnisse

Mehrere Untersuchungen (z. B. Franz 2017; Feil et al. 2018) zeigen, dass bei den Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern in Deutschland grundsätzlich eine positive Grundeinstellung in Bezug auf die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen in ihrem Wald besteht. Weniger positiv ist allerdings die Einstellung gegenüber den damit häufig verbundenen ordnungsrechtlichen Festlegungen (Franz 2017). Wichtige Hinderungsgründe für die Umsetzung wald- und naturschutzbezogener Ziele stellen die Knappheit der verfügbaren Zeit und der finanziellen Mittel sowie teilweise mangelnde Kenntnisse über ökologische Zusammenhänge und praktische Umsetzungsmöglichkeiten dar (Franz 2017). Insbesondere die verfügbare Zeit ist auch bei den zuständigen Behörden häufig der limitierende Faktor für eine stärkere Umsetzung von Waldnaturschutz.

In Bezug auf die gängigen Förderverfahren wird insbesondere der Aufwand im Vorfeld der Förderung kritisch gesehen. Von denjenigen Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern, die nach eigener Aussage über mehr Kenntnisse und Interesse verfügen, wird daneben v. a. die mangelnde Flexibilität der Förderverfahren kritisiert (Franz 2017), die sich sowohl auf die sachliche als auch auf die räumliche und zeitliche Dimension bezieht (Franz et al. 2018). Als weiteres Hemmnis wird sowohl von Anbieter- als auch von Nachfragerseite die oft fehlende Kontinuität gesehen. Freiwilliger Naturschutz im Wald braucht langfristig bestehende Finanzierungsprogramme, um erfolgreich zu sein (Franz et al. 2018). Regelmäßig wechselnde Programminhalte sind weder für den Naturschutz effektiv noch motivieren sie Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer zur Teilnahme.

Als weiteres Hemmnis wird von Anbieterseite fehlende Fairness in der Vergangenheit und daraus resultierend fehlendes Vertrauen in die Naturschutzbehörden genannt. Die Informationsstrategie in der Entstehungsgeschichte von Natura 2000 und die latente Drohung mit ordnungsrechtlicher Durchsetzung haben vielerorts keine Atmosphäre der Partnerschaft geschaffen, sondern die Forstbetriebe nach eigener Wahrnehmung in die Rolle von „Bittstellern“ versetzt (Franz et al. 2018). Von Seiten des Naturschutzes wird andererseits bemängelt, dass die Forstbetriebe teils nicht zur Kooperation bereit waren und die erforderlichen Informationen zurückgehalten haben. Sorge bereitet den Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern das Risiko, dass das grundsätzlich bestehende Wiederaufnahmeprivileg hinter die artenschutzrechtlichen Bestimmungen des BNatSchG zurücktreten könnte. Wenn nämlich eine Naturschutzmaßnahme erfolgreich war und sich durch sie eine entsprechend seltene Art in einem

Wald angesiedelt hat, ist es möglich, dass die Waldbesitzerin bzw. der Waldbesitzer nach Ablauf der finanzierten Naturschutzmaßnahme nicht mehr zu seiner bisherigen Waldbewirtschaftung zurückkehren darf. In diesem Fall verliert die Waldbesitzerin bzw. der Waldbesitzer sowohl die weitere Finanzierung der Naturschutzmaßnahme, da er nun per Gesetz zum Schutz verpflichtet ist, als auch die Erlöse aus dem Verkauf von Holz, da forstwirtschaftliche Maßnahmen einen unerlaubten Eingriff in den Lebensraum darstellen. Ohne hinreichende Sicherheiten hierzu werden Forstbetriebe daher im Allgemeinen sehr zurückhaltend bei Vertragsabschlüssen zu Naturschutz im Wald bleiben. Bei Forstbetrieben, die zusätzlich über einen landwirtschaftlichen Betriebsteil verfügen, bestehen zudem Bedenken, dass bei Verstößen im Wald über Cross Compliance auch die landwirtschaftlichen Zahlungen von Sanktionsbestimmungen betroffen sein können (Franz et al. 2018).

Den Bedenken von Seiten der Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer stehen aber auch Bedenken der Naturschutzverwaltungen gegenüber, weil viele Forstbetriebe nur wenige förderwürdige Bestände oder Einzelbäume anzubieten haben. Hier werden aus Sicht der Artexperten häufig auch Bäume gefördert, die keine besonderen Mikrohabitate für gefährdete Arten bereitstellen. Hier besteht noch deutlicher Forschungsbedarf, um die Förderung von Habitatbäumen effektiver zu machen. Auch die Frage, wie frühzeitig zukünftige Habitatbäume erkannt werden können, wird in Wissenschaft und Praxis noch diskutiert (Larrieu et al. 2014b; Mergner 2018). Sollte für Bäume mit vielen und diversen Mikrohabitatstrukturen ein Markt entstehen, so könnten diese bereits in frühen Phasen der Bestandsentwicklung identifiziert und gefördert anstatt entnommen werden (Gustafsson et al. 2019).

3.4 Empfehlungen für ein Honorierungssystem für Naturschutz im Wald

Die Analyse der bisherigen Ansätze zur Förderung von Naturschutz im Wald hat viele Hemmnisse offengelegt, aber auch Lösungsansätze hervorgebracht, die es ratsam erscheinen lassen, ein neues Honorierungssystem zu entwickeln und dabei explizit nicht die bisherigen Pfade der maßnahmenbezogenen Förderung über ELER³ und GAK⁴ weiter zu verfolgen. Es wäre erstrebenswert, dass dies mit einer zwischen Bund und Ländern abgestimmten Agenda bundesweit einheitlich passiert. Als Eckpfeiler eines neuen Honorierungssystems schlagen wir folgende Punkte vor:

- Einrichtung einer Waldnaturschutzstiftung

Mit der Einrichtung einer eigenen Naturschutzstiftung auf Bundesebene für die Honorierung von Naturschutzleistungen im privaten und kommunalen Wald würde ein klares Bekenntnis dafür gegeben, Naturschutz auch monetär wertzuschätzen und in Bezug auf die mit ihm verbundenen Kosten einen

³ ELER – Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums

⁴ GAK – Gemeinschaftsaufgabe Agrarstruktur und Küstenschutz

fairen Lastenausgleich zwischen Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern und der Gesellschaft zu schaffen. Ein weiterer Vorteil wäre die grundsätzliche Loslösung der Mittelbereitstellung von den jährlichen Haushaltsverhandlungen des Bundes und der Länder. Auch wenn eine Naturschutzstiftung gerade in Zeiten niedriger Zinsen nicht ohne laufende Zuwendungen, z. B. aus dem Verkauf von CO₂-Emissionszertifikaten oder anderen öffentlichen Quellen auskommen wird, erscheint die Errichtung einer Stiftung für eine angemessene und dauerhafte Finanzierung hilfreich, da sie einen langfristig ausgerichteten politischen Willen ausdrückt, der bei späteren Haushaltsverhandlungen weniger leicht finanziell „auszutrocknen“ sein dürfte. Eine Naturschutzstiftung auf Zuwendungsbasis könnte damit die erforderliche Kontinuität bei den Programminhalten gewährleisten.

- Ergebnis- statt Maßnahmenorientierung

Gegenstand der Honorierung wären danach nicht länger Maßnahmen, sondern erreichte Ergebnisse, wie beispielsweise eine definierte Anzahl an Habitatbäumen oder eine gewisse Menge an Totholz für eine Vertragsfläche, die durch etablierte Verfahren ermittelt werden können. Dies würde nennenswerte Vereinfachungen im Antragsverfahren und auch bei der weiteren administrativen Vertragsabwicklung nach sich ziehen. Ergebnisorientierung würde auch bedeuten, dass Verträge über bereits bestehende Strukturen abgeschlossen werden können. Die Zahlung wäre jeweils nur an das Vorhandensein von entsprechenden Alt- und Biotopbäumen zu knüpfen. Sofern digitale Daten zu deren Identifikation herangezogen werden können, wäre die Leistungserfassung und -kontrolle auch entsprechend einfach.

Ein konzeptionelles Problem stellen allerdings die gesetzlich geschützten Biotope oder lokale Populationen der streng geschützten Arten nach § 30 bzw. § 44 BNatSchG dar, die durch ihren Schutzstatus nicht mehr dem Verfügungsrecht des Forstbetriebs unterliegen (Franz et al. 2018). In diesen Fällen haben entsprechende Zahlungen bisher eher den Charakter eines Nachteilsausgleichs für naturschutzrechtliche Einschränkungen der Verfügungsrechte als eines Entgelts für freiwillig vereinbarte Naturschutzleistungen.

Die Überprüfung der Ergebnisse müsste über geeignete Indikatoren erfolgen. Deren Entwicklung setzt zum Teil aber noch naturwissenschaftliche Forschung voraus. Erste Vorschläge für Kriterien, denen die Indikatoren genügen müssen, liegen bereits vor (z. B. Schaich u. Konold 2012, Matzdorf 2004). Danach sind strukturbasierte Indikatoren grundsätzlich leichter zu handhaben. Allerdings hat sich wiederholt gezeigt, dass Strukturen nicht das Vorkommen von Arten garantieren (Paillet et al. 2018). Hier ist es dringend notwendig, die Indikatorqualität von Strukturparametern weiter zu entwickeln. Eine erfolgreiche Indikatoren-Entwicklung setzt zudem eine konstruktive Zusammenarbeit zwischen den Vertreterinnen und Vertretern von Forstwirtschaft und Naturschutz voraus. Neben den Indikatoren, die Zustände und Veränderungen beschreiben, müssen für sie auch die Zielwerte, also konkrete,

messbare Naturschutzleistungen wie eine bestimmte Anzahl an Habitatbäumen und deren Qualität festgelegt werden, für die eine Honorierung erfolgt (Franz 2017). Hier sind die Vorkommen gefährdeter Arten das sicherste Qualitätskriterium für einen effizienten Waldnaturschutz.

Hierbei sei explizit darauf hingewiesen, dass ein erhaltener Alt- oder Biotopbaum Ausdruck einer ergebnisorientierten Regelung sein kann. Entscheidend ist, dass der Alt- oder Biotopbaum Habitatpotential hat. Ob sich eine seltene Art wie beispielweise der Juchtenkäfer dort tatsächlich ansiedelt oder nicht, hängt von so vielen anderen Faktoren wie z. B. der Nähe des nächsten Vorkommens ab, dass eine tatsächliche Ansiedlung kein geeignetes Kriterium für die erfolgreiche Naturschutzleistung eines Forstbetriebes sein kann. Forstbetriebe hätten den Erfolg de facto nicht in der Hand und hätten daher auch keinen Anreiz, eine diesbezügliche Verpflichtung einzugehen. Hierzu fehlt es zudem an wissenschaftlichen Grundlagen, z. B. zur Ausbreitungsfähigkeit von Arten (Komonen u. Müller 2018), die eine gut abgesicherte Abschätzung erlauben.

- Ausstiegsoptionen und kürzere Vertragslaufzeiten

Dem Wunsch vieler Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer nach Flexibilität stehen Verträge mit langer Laufzeit entgegen. In Untersuchungen zum bevorzugten Vertragsdesign bei landwirtschaftlichen Agrarumweltverträgen hat sich die Möglichkeit, vorzeitig aus dem Vertrag auszusteigen, als wesentliche Voraussetzung dafür erwiesen, dass Landeigentümer überhaupt langfristige Verträge über ihr Land eingehen. Häufig wird die Ausstiegsoption aber gar nicht ausgeübt (Lienhoop u. Brouwer 2015). Eine Alternative zu langen Vertragslaufzeiten mit Ausstiegsoption sind kürzere Vertragslaufzeiten. Aus forstbetrieblicher Sicht spricht vieles für eine zeitliche Bindung an die üblicherweise 10-jährige Laufzeit der mittelfristigen Planung im Forstbetrieb (sog. Forsteinrichtung) mit der Option einer automatischen Verlängerung, wenn keine der Vertragsparteien dem widerspricht. Dadurch würde für beide Seiten die Flexibilität erhalten, den Vertrag zu beenden, wenn sich Ziele ändern oder Flächen sich nicht wie gewünscht entwickeln. In Kombination mit den gestaffelten Zahlungen (siehe nachfolgend) könnte der Gefahr abgebrochener und damit langfristig unwirksamer Naturschutzmaßnahmen entgegengewirkt werden.

Diese Vorgehensweise eignet sich für Maßnahmen, die kurz- und mittelfristig wirken, wie beispielsweise die Erhaltung von Alt- und Biotopbäumen, die Durchführung historischer Waldnutzungsformen oder der Aufbau von Waldrändern. Ihre positiven Naturschutzwirkungen sind auch in ebensolchen Zeiträumen zu honorieren. Vertrags- und Programmlaufzeiten (siehe oben) sollten daher grundsätzlich voneinander abweichen. Während der (längeren) Laufzeit eines Naturschutzprogramms sollten von interessierten Forstbetrieben mehrere aufeinander folgende (kürzere) Verträge abgeschlossen werden können. Unstrittig dürfte sein, dass bei Maßnahmen, die einen sehr langen Zeitraum bis zur

naturschutzfachlichen Wirksamkeit benötigen, wie beispielsweise die Wiedervernässung von Waldmooren, andere Vertragsformen mit längeren Vertragslaufzeiten benötigt werden. Sie sollten finanzielle Anreize enthalten und mit Ausstiegsklauseln verbunden werden, wenn sich abzeichnet, dass die Waldnaturschutzziele nicht erreicht werden können oder sich die Anreize als zu niedrig erweisen. Die Anreize sind aber selbstverständlich so zu setzen, dass reine Mitnahmeeffekte nicht möglich sind.



Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Einmalzahlungen für Maßnahmen mit unbegrenzter Laufzeit höchstens im Einzelfall ein geeignetes Instrument darstellen. Mit Einmalzahlungen sollen Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer finanziell unterstützt werden, die bereit sind, beispielsweise eine bestimmte Waldfläche dauerhaft aus der forstlichen Nutzung nehmen und so zum 5%-Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie für Wälder mit natürlicher Entwicklung beizutragen. Einmalzahlungen verursachen zwar weniger bürokratischen Aufwand, mit ihnen gibt die Waldbesitzerin bzw. der Waldbesitzer aber das Verfügungsrecht über seinen Wald weitestgehend ab, was, wie in diesem Kapitel dargestellt, dem Wunsch der Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer nach Flexibilität und Selbstbestimmung entgegensteht. Wenngleich von Naturschutzseite favorisiert, haben sich Einmalzahlungen dementsprechend in der Praxis auch nicht durchgesetzt.

- Gestaffelte Zahlungen

Die Zahlungshöhen sollten nach der Höhe des erreichten Naturschutzniveaus gestaffelt werden, wie dies im Vertragsnaturschutzprogramm Wald in Bayern bereits heute der Fall ist. Bereits Erreichtes (Biotopbäume, Totholz mengen) sollte, um dessen Entfernung zu vermeiden, ebenso honoriert werden wie neu Geschaffenes. Daraus ergibt sich für Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer der Anreiz, zum einen ein erreichtes Naturschutzniveau zu bewahren und zum anderen einen eingeschlagenen Naturschutzpfad weiter zu verfolgen. Je erfolgreicher sie in der Vergangenheit Naturschutzmaßnahmen umgesetzt haben, desto höher werden die Prämien in den Folgeperioden, was die Opportunitätskosten für eine Abkehr vom Pfad Naturschutz im Wald erhöht. Aus Sicht der Nachfrager verringert sich dadurch das Risiko, intendierte Naturschutzziele trotz relativ kurzer Einzelvertragszeiträume zu verfehlen. Kürzere Vertragslaufzeiten als Voraussetzung für Akzeptanz und Teilnahmebereitschaft von Forstbetrieben könnten damit auch mit einer langfristigen Zielerfüllung im Naturschutz in Einklang gebracht werden.

Für die Zunahme von Alter, Dimension und ökologischem Wert könnten dann ebenfalls gestaffelte periodische Zahlungen vereinbart werden. Bei Vorliegen geeigneter digitaler Daten wäre ein solches Konzept mit vergleichsweise geringen Transaktionskosten belastet, weil praktisch nur geringe Kontrollkosten und Rückforderungsrisiken anfallen. Eine zwingende Voraussetzung dafür wäre allerdings, dass die entsprechenden Zahlungen bspw. über eine Stiftungslösung (s. o.) sichergestellt werden. Zahlungen unter „Haushaltsvorbehalt“ schließen derartige, sehr effizient erscheinende institutionelle Regelungen aus.

Sollten investive Maßnahmen der Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer zu Beginn einer Maßnahme notwendig sein, könnte auch über eine Anfangsprämie zu Beginn der Maßnahme nachgedacht werden. Bei Scheitern der Maßnahme könnte diese gegebenenfalls wieder zurückgefordert werden. Eine Alternative wäre es, die investiven Maßnahmen über die bestehende Förderung nichtproduktiver Investitionen abzugelten.

- Risikoausgleich

Bei Nicht-Abschluss eines Folgevertrages ist die Rückkehr zur alten Bewirtschaftung nach Vertragsende nach den Naturschutzgesetzen des Bundes und der Länder prinzipiell zwar vorgesehen, kann aber bei Ansiedlung streng geschützter Arten, wie dem Brutplatz eines Schreiadlers, nicht mehr zulässig sein (BMEL 2014). In diesem Dilemma dürfte die bisher geringe Inanspruchnahme von Naturschutzförderung mit begründet sein. Um die sich daraus ergebenden Akzeptanzprobleme beim Waldbesitz abzupuffern, müssen Lösungen gefunden werden; beispielsweise könnte eine „Versicherungslösung“ erprobt werden. Zu jedem Vertrag zahlt die Waldbesitzerin/der Waldbesitzer oder die Stiftung einen festen Betrag als Beitrag oder Prämie in eine Art Versicherung. In Fällen, in denen die Rückkehr zur alten Bewirtschaftung aufgrund der Ansiedlung einer geschützten Art nicht möglich ist, bekommen die betroffenen Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer eine vorab festgelegte, beispielsweise an dem Umfang der Verkehrswertminderung orientierte Zahlung. Um eine mögliche Doppelzahlung zu vermeiden, erfolgt die Zahlung aber nur unter der Voraussetzung, dass für dieselbe Fläche kein Naturschutzfolgevertrag abgeschlossen wurde (Franz 2017).

Andere Formen eines Risikoausgleichs könnten bspw. darin bestehen, dass der betroffenen Waldbesitzerin bzw. dem betroffenen Waldbesitzer ein Anspruch auf den Verkauf der „ex post“ in der Nutzung eingeschränkten Waldfläche zum Verkehrswert „ex ante“ (also ohne Nutzungseinschränkungen) verbindlich zugesagt wird, oder dass ein Anspruch auf Flächentausch mit einer Waldfläche beispielsweise aus öffentlichem Besitz eingeräumt wird. Da viele der streng geschützten Arten aber eine Bewirtschaftung nicht ausschließen und Strukturen wie Totholz und Biotopbäume ein vergängliches Habitat darstellen, dürften tatsächliche Konflikte durch Verträge und anschließende Einschränkungen zum Teil eine geringe Rolle spielen.

- Ausschreibungsverfahren

Effizienz ist ein wichtiges Kriterium bei der Vergabe öffentlicher Mittel. Im vorstehend skizzierten Honorierungssystem wird Effizienz insbesondere durch die gestaffelten Zahlungen gewährleistet. Mit einem Mehr an Ausgaben für den Staat ist dadurch auch ein Mehr an Naturschutzleistung für die Gesellschaft verbunden. Eine weitere Möglichkeit der Sicherstellung eines effizienten Mitteleinsatzes würden Ausschreibungsverfahren darstellen, bei denen die nachgefragte Leistung definiert und der Preis Entscheidungskriterium wäre. Im Zuge solcher Ausschreibungsverfahren würden entsprechend keine einheitlichen Prämien ausbezahlt, sondern betriebsindividuelle. Jeder Anbieter würde seine Naturschutzmaßnahmen zu einem von ihm selbst kalkulierten Preis anbieten, was einen möglicherweise befürchteten Mitnahmeeffekt marginal machen würde. Das vorgestellte Honorierungssystem wäre grundsätzlich sehr gut mit einem Ausschreibungsverfahren kombinierbar. Hauptproblem dürfte aber auf Grund der geringen Kenntnisse der naturschutzfachlichen und ökonomischen Zusammenhänge bei der Mehrheit der Forstbetriebe und Eigentümer ein fachlich fundiertes Angebot sein. Hier müssten Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer ggf. vorab Experten hinzuziehen. Um dies zu ermöglichen, wird empfohlen, ein staatliches oder staatlich gefördertes Beratungsangebot vorzuhalten.

4 Resümee

Naturschutz in Wäldern, die viele Funktionen gleichzeitig erfüllen müssen, findet zwangsläufig im Rahmen einer Abwägung zwischen allen Zielen statt (Felipe-Lucia et al. 2018; Gustafsson et al. 2012; Wagner et al. 2014). Folgende zusammenfassenden Hinweise erscheinen uns zielführend, um den Waldnaturschutz in Deutschland wirksamer und effizienter zu gestalten:

- Waldnaturschutz kann in Konkurrenz zu anderen Formen der Naturnutzung stehen. Ein effizienter Waldnaturschutz muss Schwerpunkte setzen und systematisch planen, um seine Wirksamkeit zu erhöhen.
- Waldnaturschutz sollte alle räumlichen und zeitlichen Skalen bedienen und diese evidenzbasiert hinsichtlich ihrer Wirksamkeit kombinieren. Dabei gilt es, möglichst viele Einzelbäume von besonderem ökologischem Wert zu entwickeln und zu sichern und kleine Waldflächen als Vorrangflächen für den Naturschutz auszuweisen. Ebenso wichtig ist es jedoch auch, mittlere und große Vorrangflächen dauerhaft für eine natürliche Entwicklung zu etablieren.
- Ein auf Effizienz ausgerichteter, geförderter Waldnaturschutz rückt primär die Wirksamkeit der Maßnahmen und nicht die Größe der unter Schutz gestellten Flächen in den Vordergrund.
- Die ursprünglichen Grundsätze des naturnahen Waldbaus haben sich als nicht ausreichend erwiesen, um sicherzustellen, dass spezifische Naturschutzziele erreicht werden.
- Die bestehenden Wissenslücken, nicht zuletzt im Hinblick auf die genetischen Strukturen von Waldorganismen und ihre damit verbundene Anpassungsfähigkeit, müssen durch zusätzliche Forschung geschlossen werden.
- Effiziente Waldnaturschutzmaßnahmen können sowohl passiver (z. B. Prozessschutz) als auch aktiver Natur (z. B. Habitatmanagement) sein.
- Waldnaturschutzmaßnahmen sollten im Einvernehmen mit den privaten und kommunalen Grundeigentümern umgesetzt werden, wobei auch im Wald der gesetzlich kodifizierte Vorrang von vertraglichen Vereinbarungen vor ordnungsrechtlichen Regelungen zu beachten ist.
- Der Staatswald sollte bei der Implementierung eines effizienten Naturschutzes eine Vorreiterrolle einnehmen.
- Es sollte geprüft werden, eine Waldnaturschutzstiftung einzurichten, um deutschlandweit langfristig angelegte Naturschutzmaßnahmen im Wald zu finanzieren.
- Gelder zur Förderung des Waldnaturschutzes sind so einzusetzen, dass vor allem gefährdete Arten und Waldlebensräume geschützt werden sowie solche Arten und Waldlebensraumtypen, für die Deutschland eine besondere Verantwortung trägt. Die Honorierung dieser Maßnahmen muss sich an deren Beitrag zur Erreichung der Schutzziele orientieren.

- Neue umfangreiche Finanzierungsquellen, wie z. B. Kompensationsmittel, sind vorrangig auf einen effizienten Waldnaturschutz auszurichten.
- Für die Honorierung von Naturschutz im Wald ist ein Paradigmenwechsel notwendig, weg von der für beide Vertragsseiten wenig attraktiven Förderung über beispielsweise ELER und GAK. Es sind die Voraussetzungen für eine wissenschaftlich basierte und ergebnisorientierte Honorierung zu schaffen mit einem Design, das zentrale Bedürfnisse wie Ausstiegsoptionen oder kürzere Vertragslaufzeiten, gestaffelte Zahlungen und Risikoausgleich berücksichtigt.
- Aktuelle Förderprogramme sind verstärkt mit einem effizienten Monitoring zu verbinden und auf ihren Erfolg hin zu überprüfen, damit sich die Ausgabenkontrolle nicht auf die Summe der ausgeschütteten Mittel oder der durchgeführten Maßnahmen beschränkt. Die Verfahren für ein solches Monitoring existieren bisher noch nicht. Daher sind die wissenschaftlichen Grundlagen zu erarbeiten und umzusetzen sowie die notwendigen Infrastrukturen einzurichten.

Nimmt man die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft, das Interesse der Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer am Waldnaturschutz und die finanziellen Möglichkeiten zusammen und spiegelt diese wider im Licht der aktuellen und mittelfristigen Möglichkeiten für Waldnaturschutz in Deutschland, so stellt sich ein Bild dar, welches bei gezielter, differenzierter und konsensorientierter Anwendung gute Chancen eröffnet, einen deutlich effizienteren Waldnaturschutz in Deutschland zu etablieren, als er bisher praktiziert wurde.

5 Literatur

- Abrego N., Oivanen P., Viner I., Norden J., Penttila R., Dahlberg A., Heilmann-Clausen J., Somervuo P., Ovaskainen O., Schigel D. (2016) Reintroduction of threatened fungal species via inoculation. *Biological Conservation* **203**, 120-124.
- Ammer U. (1991) Konsequenzen aus den Ergebnissen der Tothholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **110**, 149-157.
- Ampoorter E., Barbaro L., Jactel H., Baeten L., Boberg J., Carnol M., Castagneyrol B., Charbonnier Y., Dawud S.M., Deconchat M., Smedt P.D., Wandeler H.D., Guyot V., Hättenschwiler S., Joly F., Koricheva J., Milligan H., Muys B., Nguyen D., Ratcliffe S., Raulund-Rasmussen K., Scherer-Lorenzen M., van der Plas F., Keer J.V., Verheyen K., Vesterdal, L. and Allan, E. (2019) Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos*. Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/oik.06290 .
- Annighofer P., Beckschafer P., Vor T., Ammer C. (2015) Regeneration Patterns of European Oak Species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in Dependence of Environment and Neighborhood. *Plos One* **10**, e0134935.
- Anonymus (2004) Konzept zum genetischen Monitoring für Waldbaumarten in der Bundesrepublik Deutschland. www.genres.de/baeume-und-straeucher/genetisches-monitoring
- Araujo M.B., Alagador D., Cabeza M., Nogues-Bravo D., Thuiller W. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* **14**, 484-492.
- Arndt E.A. (1815) Ein Wort über die Pflege und Erhaltung der Forsten und der Bauern im Sinne einer höheren, d.h. menschlicheren Gesetzgebung. *Der Wächter. Eine Zeitschrift in zwanglosen Heften*, Bd. **2**, H. 3 und 4, Köln, S. 377 ff.
- Asbeck T. (2019) Tree-related microhabitats as selection criteria for habitat trees in close-to-nature forest management. Dissertation Universität Freiburg.
- Bail J.G. (2006) Erstfund von *Dirhagus palmi* Olexa, 1963 in Deutschland in den niederbayerischen Donau-Auwäldern. *Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik* **8**, 43-48.
- Bani L., Orioli V., Pisa G. et al. (2018) Landscape determinants of genetic differentiation, inbreeding and genetic drift in the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*). *Conservation Genetics* **19**, 283-296.
- Bässler C., Hothorn T., Brandl B., Müller J. (2013) Insects overshoot the expected upslope shift caused by climate warming. *PlosONE* **8**, e65842.
- Bässler C., Müller J., Hothorn T., Kneib T., Badeck F., Dziöck F. (2009) Estimation of the extinction risk for high montane species as a consequence of global warming and assesment of their suitability as cross-taxon indicators. *Ecological Indicators* **10**, 341-352.
- Bauhus J., Puettmann K., Messier C. (2009) Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* **258**, 525-537.
- Bethmann S., Simminger E., Baldy J., Schraml U. (2018) Forestry in interaction. Shedding light on dynamics of public opinion with a praxeological methodology. *Forest Policy and Economics* **96**, 93-101.
- Beudert B., Bässler C., Thorn S. et al. (2015) Bark beetles increase biodiversity while maintaining drinking water quality. *Conservation Letters* **8**, 272-281.

- Bezzel E., Geiersberger I., Lossow G.V., Pfeifer R. (2005) Brutvögel in Bayern, Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Blaschke M., Helfer W., Ostrow H. et al. (2009) Naturnähezeiger - Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. *Natur und Landschaft* 84, 560-566.
- BMEL, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014) Vertragsnaturschutz im Wald. Vermerk 532-64100/0006
- BMEL (2016) Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Bundeswaldinventur3.pdf?__blob=publicationFile.
- BMEL (2017) Waldbericht der Bundesregierung 2017. Bonn, 289 S., https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Waldbericht2017Langfassung.pdf?__blob=publicationFile
- BMUB, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS). Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Herausgeber: BMUB, Berlin, 178 S., https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/biologischevielfalt/Dokumente/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf
- BNatSchG (2009) Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) i. d. Fassung vom 29.07.2009.
- Böhme J. (2001) *Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa - Ein Kompendium*. bioform, Heroldsberg.
- Bohn U., Bürger K., Marder H.-J. (1989) Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege. *Natur und Landschaft* 64, 379-381.
- Bollmann K., Müller J. (2012) Naturwaldreservate: welche, wo und wofür? (Essay). *Schweiz Z Forstwes* 163, 6: 187-198.
- Bollmann K., Braunisch V. (2013) To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests. 18-31. In: Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, Kraus D., Krumm F. [eds] European Forest Institute. 284 S.
- Booy G., Hendriks R.J.J., Smulders M.J.M., Van Groenendael J.M., Vosman B. (2000) Genetic diversity and the survival of populations. *Plant Biology* 2, 379-395.
- Bösch M., Elsasser P., Franz K. et al. (2018) Forest ecosystem services in rural areas of Germany: Insights from the national TEEB study. *Ecosyst Services* 31, 77-83.
- Bouget C., Duelli P. (2004) The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* 118, 281-299.
- Bouget C., Larrieu L., Nusillard B., Parmain G. (2013) In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation* 22, 2111-2130.
- Brackel W.v., Brackel J.v. (2016) Ein Pilotversuch zur Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern. *ANLiegen Natur* 38, 102-110.
- Bradtka J., Bässler C., Müller J. (2010) Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 9, 49-63.
- Brändle M., Brandl R. (2001) Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *J Animal Ecology* 70, 491-504.

- Bräu M., Bolz R., Kolbeck H., Nunner A., Voith J., Wolf W., editors. (2013) *Tagfalter in Bayern*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Braunisch V., Segelbacher G., Hirzel A.H. (2010) Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. *Molecular Ecology* **19**, 3664-3678.
- Buse J. (2012) "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *J Insect Conserv* **16**, 93-102.
- Buse J., Ranius T., Assmann T. (2008) An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer. *Conserv Biol* **22**, 329-337.
- Bussler H. (2010) Hotspot-Gebiete xylobionter Urwaldreliktarten aus dem Reich der Käfer. *LWFaktuell* **76**, 10-12.
- Cameron E.K., Martins I.S., Lavelle P. *et al.* (2019) Global mismatches in aboveground and belowground biodiversity. *Conserv Biol* **33**, 1187-1192
- Cateau E., Herrault P.A., Sheeren D., Ladet S., Brustel H. (2018) The influence of spatial and temporal discontinuities of forest habitats on the current presence of flightless saproxylic beetles. *Plos One* **13**, e0197847.
- Cavalli R., Mason F. (2003) Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation. LIFE Nature project NAT/IT/99/6245 "Bosco della Fontana" (Mantova, Italy). National Centre for the Study and Conservation of Forest Biodiversity, Mantova, 105 S.
- Ciarleglio M., Barnes J.W., Sarkar S. (2009) ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* **32**, 205-209.
- Dayton P.K. (1972) Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. pp. 81-95. *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*. Allen Press, Lawrence, Kansas, USA.
- DFWR (2014) Gemeinsame Arbeitsgruppe des Ausschusses für Betriebswirtschaft und des Ausschusses für Recht, Raumordnung und Umwelt: „Finanzielle Instrumente zur Umsetzung von Naturschutzleistungen im Wald“. 43 S., https://www.wbv-nrw.de/wbv_nrw/Finanzielle%20Instrumente%20DFWR-final.pdf
- Díaz S., Settele J., Brondízio E. (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES.
- Dieter M. (2013) Nachhaltigkeit der Forstwirtschaft auf dem Prüfstand. *AFZ-Der Wald* **68**, 19-22.
- Dirnbock T., Grandin U., Bernhardt-Romermann M. *et al.* (2014) Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* **20**, 429-440.
- Dolek M., Freese-Hager A., Bussler H., Floren A., Liegl A., Schmidl J. (2009) Ants on oaks: Effects of forest structure on species composition. *Insect Conservation* **13**, 367-375.
- Dolek M., Körösi A., Freese-Hager A. (2018) Successful maintenance of Lepidoptera by government-funded management of coppiced forests. *Journal for Nature Conservation* **43**, 75-84.
- Donato D.C., Campbell J.L., Franklin J.F. (2012) Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex? *Journal of Vegetation Science* **23**, 576-584.
- Dörfler I., Müller J., Gossner M.M., Hofner B., Weisser W.W. (2017) Success of deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecol Manag* **400**, 607-620.

- Drag L., Cizek L. (2015) Successful reintroduction of an endangered veteran tree specialist: conservation and genetics of the Great Capricorn beetle (*Cerambyx cerdo*). *Conservation Genetics* **16**, 267-276.
- Eckelt A., Müller J., Bense U. *et al.* (2018) "Primeval forest relict beetles" of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *J Insect Conserv* **22**, 15-28.
- Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D. *et al.* (2005) Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **3**, 479-486.
- Elsasser P., Meyerhoff J., Weller P. (2016) An updated bibliography and database on forest ecosystem service valuation studies in Austria, Germany and Switzerland. p. 20. *Thünen Working Paper 65*.
- Endres G. (1929) Die Eichen des Spessarts. II Die gegenwärtig vorhandenen Eichenbestände. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **51**, 208-216
- Engel F., Bauhus J., Gärtner S. *et al.* (2016) Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **145**. Bonn-Bad Godesberg, 267 S.
- Ermisch N., Seintsch B., Englert H. (2015) Anteil des Holzertrages am Gesamtertrag der TBN-Betriebe. *AFZ-Der Wald* **70**, 14-16.
- EWG (1992) RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- EWG (2009) RICHTLINIE 2009/147/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.
- Fahrig L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* **40**, 1649-1663.
- Fahrig, L. (2019). Habitat fragmentation: A long and tangled tale. *Global Ecology and Biogeography*, **28**, 33-41
- Feil P., Neitzel C., Seintsch B., Dieter M. (2018) Privatwaldeigentümer in Deutschland: Ergebnisse einer bundesweiten Telefonbefragung von Personen mit und ohne Waldeigentum. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* **68**(3/4), 87-130, DOI:10.3220/LBF1547703799000
- Felipe-Lucia M.R., Soliveres S., Penone C. *et al.* (2018) Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications* **9**.
- Fischer P., Heinken T., Meyer P., Schmidt M., Waesch G. (2009) Zur Abgrenzung und Situation des FFH-Lebensraumtyps „Mittleuropäische Flechten-Kiefernwälder“ (91TO) in Deutschland. *Natur und Landschaft* **84**, 281-287.
- ForstBW (2010) Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart, 37 S.
- Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) 2002: Forstvermehrungsgutgesetz vom 22. Mai 2002 (BGBl. I S. 1658), zuletzt durch Artikel 414 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert
- Franz K. (2017) Zahlungen für Naturschutz im Wald - Problem und Lösungsansatz aus Sicht des Agency-Ansatzes [online]. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, 189 S.
- Franz K., Selzer A., Seintsch B., Demant L., Meyer P., v Blomberg M., Lutter C., Paschke M., Möhring B., Dieter M. (2018) Vertragsnaturschutz mit Perspektive - Schlussfolgerungen zur zukünftigen Ausgestaltung. *AFZ-Der Wald* **73**, 30-33

- Friess N., Müller J.C., Aramendi P. *et al.* (2019) Arthropod communities in fungal fruitbodies are weakly structured by climate and biogeography across European beech forests. *Diversity and Distributions* **25** (5), 783-796.
- Fritsch M., Kamp Th. (2013) Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen des Feld-Ahorns (*Acer campestre*) und der Eibe (*Taxus baccata*) in Deutschland - Untersuchungen zur Eibe. Forstbüro Ostbayern, Neukirchen b. Hl. Blut, 111 S., www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/Projektfoerderung/BiologischeVielfalt/Abschlussbericht_Eibe.pdf
- Fritz Ö., Heilmann-Clausen J. (2010) Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation* **143**, 1008-1016.
- Fronhofer E.A., Kubisch A., Hilker F.M., Hovestadt T., Poethke H.J. (2012) Why are metapopulations so rare? *Ecology* **93**, 1967-1978.
- Geburek T. (2005) Genetic diversity in forest trees – its importance and potential human impact. pp. 437-463 in T. Geburek, J. Turok, editors. *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbora Publishers, Zvolen
- Gossner M.M., Lachat T., Brunet J. *et al.* (2013) Current “near-to-nature” forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conserv Biol* **27**, 605-614.
- Gossner M.M., Wende B., Levick S. *et al.* (2016) Deadwood enrichment in European forests - Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation* **201**, 92-102.
- Goux N., Mertlik J., Jarzabek-Müller A., Németh T., Brustel H. (2012) Known status of the endangered western Palaearctic violet click beetle (*Limoniscus violaceus*) (Coleoptera). *Journal of Natural History* **46**, 769-802.
- Gregorius H.R. (1996) The contribution of the genetics of populations to ecosystem stability. *Silvae Genetica* **45**, 267-271.
- Gustafsson L., Baker S.C., Bauhus J. *et al.* (2012) Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *Bioscience* **62**, 633-645.
- Gustafsson L., Bauhus J., Asbeck T. *et al.* (2019) Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*, doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1.
- Güthler W. (2017) Fördermittel für Naturschutzmaßnahmen in Natura 2000-Gebieten. *ANLiegen Natur* **39**, 125-130.
- Güthler W., Müller J., Gindele-Glasl M. (2018) Vertragsnaturschutz Wald: Wie erfolgreich ist der kooperative Naturschutz im Wald in Bayern? *Naturschutz und Landschaftsplanung* **50**, 380-385.
- GVB (2014) Gemeinsame Verwaltungsbehörde für den EFRE ESF und ELER Zwischenbericht 2013 gemäß Art. 82 der VO (EG) Nr. 1698/2005 zum Entwicklungsprogramm für den Ländlichen Raum Mecklenburg-Vorpommern 2007-2013.
- Hachmann G., Koch R., editors (2015) *Wider die rationelle Bewirtschaftung! Texte und Quellen zur Entstehung des deutschen Naturschutzes*. BfN-Skripten 417, Bonn-Bad Godesberg.
- Hacker H.H., Müller J. (2006) Die Schmetterlinge der bayerischen Naturwaldreservate. Eine Charakterisierung der süddeutschen Waldlebensraumtypen anhand der Lepidoptera (Insecta). *Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik, Suppl. 1*, Bamberg, 272 S.
- Hagge J., Leibl F., Müller A., Plechinger M., Soutinho J.G. (2019) Reconciling pest control, nature conservation and recreation in coniferous forests. *Conservation Letters* **12**, e12615.
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E. *et al.* (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One* **12**, e0185809.

- Hamberger J. (2003) Nachhaltigkeit – eine Idee aus dem Mittelalter? Wie es dazu kam, dass wir unsere Wälder nachhaltig bewirtschaften. *LWF aktuell* **3**, 38-41, Freising
- Hänel K. (2015) Bundesweite Konzepte für den Biotopverbund. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **47**, 253-255.
- Hartig G.L. (1795) *Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holzertrages der Wälder*. Heyer, Gießen.
- Hausknecht R., Jacobs S., Müller J. *et al.* (2014) Phylogeographic analysis and genetic cluster recognition for the conservation of Ural Owls (*Strix uralensis*) in Europe. *Journal of Ornithology* **155**, 121-134.
- Hesmer H. (1934) Naturwaldzellen. *Der Deutsche Forstwirt* **16**, 133-135.
- Hilmers T., Friess N., Bässler C. *et al.* (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* **55**, 2756-2766.
- Hoffman J.R., Willoughby J.R., Swanson B.J., Pangle K.L., Zanatta D.T. (2017) Detection of barriers to dispersal is masked by long lifespans and large population sizes. *Ecology and Evolution* **7**, 9613-9623.
- Höltermann A. (2013) Das 5%-Ziel: Begründung und Bedeutung. *Holz-Zentralbl* **139**(40), 977-978.
- Honnay O., Jacquemyn H. (2007) Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conserv Biol* **21**, 823-831.
- Hyvärinen E., Kouki J., Martikainen P. (2006) Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in finnish boreal forests. *Conserv Biol* **20**, 1711-1719.
- Ishida T.A., Nara K., Hogetsu T. (2007) Host effects on ectomycorrhizal fungal communities: insight from eight host species in mixed conifer-broadleaf forests. *New Phytologist* **174**, 430-440.
- Jedicke E. (2015) Biotopverbund zwischen Soll und Haben. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **47**, 233-240.
- Joa B., Schraml U. (2018) Linkages between Forest Knowledge, Conservation Perceptions and Practices in Private Forestry. in IUFRO editor. *Small-scale Forestry Conference 2018 - Transformations towards a new era in small-scale forestry*. Vaasa, Finland, 11.06.2018.
- Klimo E., Hager H. (2001) The Floodplain Forests in Europe - Current Situation and Perspectives *European Forest Institute Research Report*.
- Knauf M. (2014) Is the sustainability revolution devouring its own children? Understanding sustainability as a travelling concept and the role played by two German discourses on sustainability. *Forests* **5**, 2647-2657.
- Komonen A., Müller J. (2018) Dispersal ecology of dead wood organisms: implications for connectivity conservation. *Conserv Biol* **32**, 535-545.
- Kortmann M., Hurst J., Brinkmann R. *et al.* (2018) Beauty and the beast: how a bat utilizes forests shaped by outbreaks of an insect pest. *Animal Conservation* **21**, 21-30.
- Krah F.-S., Seibold S., Brandl R., Baldrian P., Müller J., Bässler C. (2018) Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* **106**, 1428-1442.
- Kramer W., Tröber U. (2007) Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Schwarzpappel (*Populus nigra*) in Deutschland. Landesforstanstalt Eberswalde, 112 S., www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/Projektfoerderung/BiologischeVielfalt/ProjektberichtSchwarzpappel.pdf

- Larrieu L., 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. *Can J Forest Research* **42**, 1433-1445.
- Larrieu L., Cabanettes A., Brin A., Bouget C., Deconchat M. (2014a) Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research* **133**, 355-367.
- Larrieu L., Cabanettes A., Gonin P. *et al.* (2014b) Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* **334**, 163-173.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Bütler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A.K., Regnery B., Vandekerckhove K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* **84**, 194-207
- Leefken G., editor (2006) *Betriebswirtschaftliche Analyse eingriffsbedingter Kompensationsmaßnahmen im Wald*. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Leroux S.J., Schmiegelow F.K.A., Lessard R.B., Cumming S.G. (2007) Minimum dynamic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. *Biological Conservation* **138**, 464-473.
- Liegl A., Dolek M. (2005) Conservation of coppice with standards for canopy arthropods. In: A. Floren, J. Schmidl, editors. *Structure, diversity and functional aspects of arthropod communities in central european tree canopies*.
- Lienhoop N., Brouwer R. (2015) Agri-environmental policy valuation: Farmers' contract design preferences for afforestation schemes. *Land Use Policy* **42**, 568-577.
- Llamas-Gomez L. (1998) Populationsgenetische Untersuchungen bei der Weißtanne (*Abies alba* Mill.) in Sachsen. Fachrichtung Forstwissenschaften der Fakultät Umweltwissenschaften. TU Dresden.
- Lodge D.J. (1997) Factors related to diversity of decomposer fungi in tropical forests. *Biodiversity and Conservation* **6**, 681-688.
- Lorenz J. (2010) "Urwaldrelikt"-Käferarten in Sachsen (Coleoptera) *Sächsische Entomologische Zeitschrift* **5**, 59-98.
- Magg N., Ballenthien E., Braunisch V. (2019) Faunal surrogates for forest species conservation: A systematic niche-based approach. *Ecological Indicators* **102**, 65-75.
- Magurran A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd, Princeton, New Jersey.
- Maier C., Winkel G. (2017) Implementing nature conservation through integrated forest management: A street-level bureaucracy perspective on the German public forest sector. *Forest Policy and Economics* **82**, 14-29
- Maier C., Wirth K. (2018) The world(s) we live in – Inter-agency collaboration in forest management. *Forest Policy and Economics* **96**, 102-111.
- Matern A., Drees C., Hardtle W., von Oheimb G., Assmann T. (2011) Historical ecology meets conservation and evolutionary genetics: a secondary contact zone between *Carabus violaceus* (Coleoptera, Carabidae) populations inhabiting ancient and recent woodlands in north-western Germany. *Zookeys*, 545-563.
- Matzdorf B. (2004) Ergebnis- und maßnahmenorientierte Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft - Eine interdisziplinäre Analyse eines agrarumweltökonomischen Instrumentes. *Sonderheft* 179.

- McKenny H.C., Keeton W.S., Donovan T.M. (2006) Effects of structural complexity enhancement on eastern red-backed salamander (*Plethodon cinereus*) populations in northern hardwood forests. *Forest Ecology and Management* **230**, 186-196.
- Mergner U. (2018) *Das Trittsteinkonzept: Naturschutz-integrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten*. Euerbergverlag.
- Meyer P., Bauhus J., Reif A., Späth V., Spellmann H. (2016) Möglichkeiten zur Weiterentwicklung des NWE5-Systems. pp. 209-216 in F. Engel, J. Bauhus *et al.*, editors. *Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung*. BfN-Schriftenreihe: Naturschutz und Biologische Vielfalt.
- Meyer P., Bücking W., Schmidt S., Schulte U., Willig J. (2004) Stand und Perspektiven der Untersuchungen von Naturwald-Vergleichsflächen. *Forstarchiv* **75**, 167-179.
- Meyer P., Engel F. (2016) Repräsentanz der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. In: pp. 151-190 in F. Engel, J. Bauhus *et al.*, editors. *Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung*. BfN-Schriftenreihe: *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **145**, 151-190
- Meyer P., Lorenz K., Engel F., Spellmann H., Boele-Keimer C. (2015) Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **47**, 275-282.
- Meyer P., Schmidt M., Mölder A., Schaffrath U. (2018) Forstwirtschaft und Artenvielfalt am Beispiel gefährdeter Holzkäfer. *AFZ-DerWald* **17**, 28-30.
- Meyerhoff J., Angeli D., Hartje V. (2012) Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – the case of Germany. *Environmental Science & Policy* **23**, 109-119.
- MKULNV, Ministerium für Klimaschutz Umwelt Landwirtschaft Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2014) NRW Programm Ländlicher Raum 2007-2013. Jahresbericht 2013.
- Mölder A., Meyer P., Nagel R.V. (2019) Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management* **437**, 324-339.
- Mölder A., Meyer P., Schmidt M. (2017) „Festungen im Walde“ – Der Schutz von Habitatbäumen im 19. Jahrhundert. *Natur und Landschaft* **92**, 302-309.
- Möller G. (2005) Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze. *LÖBF-Mitteilungen* **3**, 30-35.
- Möller G. (2009) Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera - Käfer. *Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie*. Freien Universität Berlin, Berlin.
- Moning C., Müller J. (2009) Critical forest age thresholds for diversity of lichens, molluscs and birds in temperate beech (*Fagus sylvatica* L.) plant communities. *Ecological Indicators* **9**, 922-932.
- Mourant A., Lecomte N., Moreau G. (2018) Indirect effects of an ecosystem engineer: how the Canadian beaver can drive the reproduction of saproxylic beetles. *Journal of Zoology* **304**, 90-97.
- Müller J. (2018) mündliche Mitteilung
- Müller J., Brustel H., Brin A. *et al.* (2015a) Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* **38**, 499-509.
- Müller J., Bußler H., Simon U., Hacker H. (2004) Eichenfurnier trotz Widderbock. *AFZ-DerWald* **16**, 879-882.
- Müller J., Bütler R. (2010) A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations. *European Journal of Forest Research* **129**, 981-992.

- Müller J., Gossner M. (2010) Three-dimensional partitioning of diversity reveals baseline information for state-wide strategies for the conservation of saproxylic beetles. *Biological Conservation* **143**, 625-633.
- Müller J., Jarzabek-Müller A., Bussler H., Gossner M.M. (2014) Hollow beech trees identified as keystone structures by analyses of functional and phylogenetic diversity of saproxylic beetles. *Animal Conservation* **17**, 154-162.
- Müller J., Noss R., Bussler H., 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.
- Müller J., Noss R.F., Thorn S., Bässler C., Leverkus A.B., Lindenmayer D. (2019). Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conservation Letters* **12**, e12449
- Müller J., Wende B., Strobl C. *et al.* (2015b) Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities. *Journal of Applied Ecology* **52**, 753-762.
- Nagel U. (2018) Bedeutung von Ausgleichsflächen und Ökokonten für den Waldnaturschutz. nicht veröffentlicht, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, editor (2011) Biologische Vielfalt im Nationalpark Bayerischer Wald. Grafenau.
- Neft R. (2006) Biotopbaum- und Totholzkonzept des Unternehmens Bayerische Staatsforsten (BaySF). *LWF aktuell* **55**, 28-29.
- Ovaskainen O. (2002) Long-term persistence of species and the SLOSS problem. *Journal of Theoretical Biology* **218**, 419-433.
- Paillet Y., Archaux F., du Puy S. *et al.* (2018) The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* **55**, 2147-2159.
- Pasinelli G. (2000) Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* **93**, 227-235.
- Paul M., Hinrichs T., Janßen A., Schmidt H.-P., Soppa B., Stephan B.R., Dörflinger, H. (2010) Forstliche Genressourcen in Deutschland. Konzept zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland. Aktualisierte Neuauflage, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn, 84 S.
- Penone C., Allan E., Soliveres S. *et al.* (2019) Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *Ecology Letters* **22**, 170-180.
- Petereit A., Meyer P., Spellmann H. (2017) Naturschutz in den Konzepten der Landesforstbetriebe. *AFZ-Der Wald* **72**, 29-32.
- Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vane-Wright R.I., Williams P.H. (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* **8**, 124-128.
- Purahong W., Wubet T., Krüger D., Buscot F. (2018) Molecular evidence strongly supports deadwoodinhabiting fungi exhibiting unexpected tree species preferences in temperate forests. *ISME* **12**, 289-295.
- Quinto J., Mico E., Martinez-Falcon A.P., Galante E., Marcos-Garcia M.D. (2014) Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. *J Insect Conserv* **18**, 981-992.
- Radkau J. (2007) *Holz - Wie ein Naturstoff Geschichte schreibt*. Oekom Verlag, München.

- Ranius T. (2002) *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodivers Conserv* **11**, 931-941.
- Ranius T., Aguado L.O., Antonsson K. *et al.* (2005) *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* **28**, 1-46.
- Reichling A., Tröber U. (2007) Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Ulmenarten (*Ulmus spec.*) in der Bundesrepublik Deutschland. Landesforstanstalt Eberswalde, 131 S. (www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/Projektfoerderung/BiologischeVielfalt/ProjektberichtUlmen.pdf)
- Roth N., Doerfler I., Bussler H. *et al.* (2019) Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity *Diversity and Distributions* **25**, 430-441.
- Rosenkranz L., Seintsch B. (2015) Opportunitätskostenanalyse zur Implementierung des naturschutzorientierten Waldbehandlungskonzepts "Neue Multifunktionalität". *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* **65**(3/4):145-160, DOI:10.3220/LBF1452524672000
- Rozsny Z., Steinsiek P.M. (1994) Grundzüge der deutschen Forstgeschichte 1933-1950 unter besonderer Berücksichtigung Niedersachsens. *Aus dem Walde Heft* **46**, 354.
- Rubio-Salcedo M., Martinez I., Carreno F., Escudero A. (2013) Poor effectiveness of the Natura 2000 network protecting Mediterranean lichen species. *Journal for Nature Conservation* **21**, 1-9.
- Runkel V. (2008) Mikrohabitatnutzung syntoper Waldfledermäuse — Ein Vergleich der genutzten Strukturen in anthropogen geformten Waldbiotopen Mitteleuropas. p. 167. *Naturwissenschaftlichen Fakultät. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg Erlangen.*
- Rupf H. (1960) Wald und Mensch im Geschehen der Gegenwart. pp. 30-44. *Jahresbericht Deutscher Forstverein. Stuttgart.*
- Rutkowski R., Zawadzka D., Suchecka E., Merta D. (2017) Conservation genetics of the capercaillie in Poland - Delineation of conservation units. *Plos One* **12**, e0174901.
- Sabatini F.M., de Andrade R.B., Paillet Y. *et al.* (2019) Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology* **25**, 536-548.
- Schaich H., Konold W. (2012) Honorierung ökologischer Leistungen der Forstwirtschaft. Neue Wege für Kompensationsmaßnahmen im Wald? *Naturschutz und Landschaftsplanung* **44**, 5-13.
- Schall P., Gossner M., Heinrichs S. *et al.* (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of applied Ecology* **55**, 267-278.
- Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Schuck A. (2003) Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* **9**, 1620-1633.
- Scherzinger W. (1996) *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Schmidt M., Rapp H.-J. (2006) Hessens ältestes Naturschutzgebiet - 100 Jahre „Urwald Sababurg“. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* **10**, 43-47.
- Schmidt M., Schönfelder E., Engel F. *et al.* (2018) Habitatansprüche des Grünen Besenmooses (*Dicranum viride*) in Hessen und Niedersachsen – Konsequenzen für den Schutz einer Anhang-II-Art der FFH-Richtlinie. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **50**, 456-463.
- Schmidt U.E. (2002) *Der Wald in Deutschland im 18. und 19. Jahrhundert. Das Problem der Ressourcenknappheit dargestellt am Beispiel der Waldressourcenknappheit in Deutschland im 18. und 19. Jahrhundert - eine historisch-politische Analyse.* Saarbrücken.

- Schmiedel J., Tröber U., Wolf H., Fussi B., Kunz M. (2018) GenMon - Implementation of a Genetic Monitoring System in European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway Spruce (*Picea abies* L.) Populations in Germany. *Thünen-Report* **62**, 77-82.
- Schönfeld F., Hacker H., Bußler H. *et al.* (2006) Einfluss des Häutungshemmers Diflubenzuron auf die Fauna von Waldlebensgemeinschaften. *Forstliche Forschungsberichte* **201**, 186.
- Schraml U. (2016) Alien – Baumeister – Naturschutzikone. Managementherausforderung Biber. pp. 115-124 in H. Geisser, editor. *Die Rückkehr des Bibers in den Thurgau*. Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft.
- Schraml U., Volz K.-R. (2009) Do species matter? Valuable broadleaves as an object of public perception and policy. pp. 213-236 in H. Spiecker *et al.*, editors. *Valuable Broadleaved Forests in Europe*. S. Brill, Leiden, Boston, Köln.
- Schulze T., Schröder J., Kätzel R. (2013) Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen seltener und gefährdeter Baumarten in Deutschland: Wildapfel (*Malus sylvestris*). Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, 126 S., www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/Projektfoerderung/BiologischeVielfalt/Abschlussbericht_Wildapfel.pdf.
- Schwenke W. (1974) *Die Forstschädlinge Europas. Bd. 2: Käfer*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Sebek P., Altman J., Platek M., Cizek L. (2013) Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PlosOne* **8**, e60456.
- Seibold S., Leibl F. (2015) Eckpfeiler gegen Artenschwund bei Totholzbewohnern. *AFZ-Der Wald* **8**, 23-24.
- Seibold S., Brandl R., Buse J. *et al.* (2015) Association of the extinction risk of saproxylic beetles and the ecological degradation of forests in Europe *Conserv Biol* **29**, 382-390.
- Seibold S., Bässler C., Brandl R. *et al.* (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood *Journal of Applied Ecology* **53**, 934-943.
- Seibold S., Bässler C., Brandl R. *et al.* (2017a) An experimental test of the habitat-amount hypothesis for saproxylic beetles in a forested region. *Ecology* **98**, 1613-1622.
- Seibold S., Hagge J., Müller J. *et al.* (2017b) Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. *Forest Ecol Manag.* **409**, 564-570
- Seibold S., Cadotte M.W., MacIvor J.S., Thorn S., Müller J. (2018) The necessity of multi-tropic approaches in community ecology *Trends in Ecology and Evolution* **33**, 754-764.
- Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarli D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J.C., Linsenmair K.E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P., Schulze E.-D., Vogt J., Wöllauer S., Weisser W.W. (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with drivers at landscape level. *Nature* **574**, 671-674.
- Seintsch B., Rosenkranz L. (2017) Forstwirtschaft wirtschaftlich weiter erfolgreich : forstwirtschaftliche Gesamtrechnung 2015. *Forst Holz Jagd Taschenb* 2018, 171-173.
- Selzer A.M. (2018) Status quo der Umsetzung von Naturschutz im Wald gegen Entgelt in Deutschland: Übersicht über die Instrumente der staatlichen Nachfrager. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 100 p, *Thünen Working Paper* **83**.
- Senf C., Seidl R. (2018) Natural disturbances are temporally synchronized but spatially diverse in the temperate forests of Europe. *Global Climate Change* **24**, 1201-1211.

- Sotirov M., Blum M., Storch S., Selter A., Schraml A. (2017) Do forest policy actors learn through forward-thinking? Conflict and cooperation relating to the past, present and futures of sustainable forest management in Germany. *Forest Policy and Economics* **85**, 256-268.
- Southwood T.R.E., Wint G.R.W., Kennedy C.E.J., Greenwood S.R. (2004) Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies. *European Journal of Entomology* **101**, 43-50.
- Speight M.C.D. (1989) Saproxylic invertebrates and their conservation. *Council of Europe, Nature and environment series* **42**, 1-79.
- Storch F., Kändler G., Bauhus J. (2019) Assessing the influence of harvesting intensities on structural diversity of forests in south-west Germany. *Forest Ecosystems* **6**, 40, <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0199-6>
- SRU (2002) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Deutscher Bundestag, 14. Wahlperiode, Drucksache 14/9852, 212 S., https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2000_2004/2002_SG_Staerkung_Naturschutz.pdf;jsessionid=BEAF53A75E1AC03F204A986A65041777.2_cid284?__blob=publicationFile&v=6
- SRU (2009) Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Stellungnahme Nr. 14, Berlin, 28 S., https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2008_2012/2009_11_Stellung_14_GAP.pdf?__blob=publicationFile&v=7
- SRU u. WBBGR (2018) Für einen flächenwirksamen Insektenschutz. Gemeinsame Stellungnahme, Berlin, Bonn, 51 S., https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2016_2020/2018_10_AS_Insektenschutz.pdf?__blob=publicationFile&v=17
- Strätz C., Schmid J., Bail J., Müller J. (2006) Auswirkungen von Überschwemmungsdynamik und forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt der bayerischen Donauauwälder. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **38**, 81-96.
- Swanson M.E., Franklin J.F., Beschta R.L. *et al.* (2011) The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**, 117-125.
- Thorn S., Bassler C., Bernhardt-Romermann M. *et al.* (2016a) Changes in the dominant assembly mechanism drive species loss caused by declining resources. *Ecology Letters* **19**, 163-170.
- Thorn S., Bässler C., Brandl R. *et al.* (2018) Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* **55**, 279-289.
- Thorn S., Bässler C., Bußler H. *et al.* (2016b) Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management* **364**, 10-16.
- Tiemann A., Ring I. (2018) Challenges and Opportunities of Aligning Forest Function Mapping and the Ecosystem Service Concept in Germany. *Forests* **9**, 691.
- Tjørve E. (2010) How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology* **264**, 604-612.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. (2002) Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecol Res* **17**, 229-239.
- Tscharntke T., Tylianakis J.M., Rand T.A. *et al.* (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* **87**, 661-685.
- United Nations (1992) Convention on Biological Diversity. 28 S., <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

- Unsel R. (2018) Nutzungsintensität in Kleinstprivatwäldern: Vielfalt auf kleiner Fläche. *Natur und Landschaft* **93**, 323-331.
- Unterseher M., Otto P., Morawetz W. (2005) Species richness and substrate specificity of lignicolous fungi in the canopy of a temperate, mixed deciduous forest. *Mycological Progress* **42**, 117-132.
- Wätzold F., Wissel S. (2016) German impact mitigation regulation in Hessen. In: OECD (Ed.) Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation, Paris, 175-197.
- Wagner S., Herrmann I., Dempe S. (2010) Spatial optimization for dispersion of remnant trees in seed-tree cuttings and retention-tree stands of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* **25**, 432-445.
- Wagner S., Nocentini S., Huth F., Hoogstra-Klein M. (2014) Forest Management Approaches for Coping with the Uncertainty of Climate Change: Trade-Offs in Service Provisioning and Adaptability. *Ecol Soc* **19**, 16.
- Walentowski H., Blaschke M., Bussler H., Lauterbach M. (2010) Hotspots der Biodiversität. *LWFaktuell* **76**, 16.
- WBBGR (2019) Zur effektiven Gestaltung der Agrarumwelt- und Klimaschutzpolitik im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU nach 2020. Stellungnahme, Berlin, 100 S., https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/Stellungnahme-GAP-Effektivierung-AUK.pdf?__blob=publicationFile
- WBW (2016) Die Waldstrategie 2020 im Spiegel der dritten Bundeswaldinventur. Kurzstellungnahme, Berlin, 6 S., https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Waldpolitik/StellungnahmeWBW-Waldstrategie.pdf?__blob=publicationFile
- Winter S., Möller G. (2008) Microhabitats in Lowland Beech Forests as monitoring tool for Nature Conservation. *Forest Ecology and Management* **255**, 1251-1261.
- Wüstemann H., Bonn A., Albert C. *et al.* (2017) Synergies and trade-offs between nature conservation and climate policy: insights from the "Natural Capital Germany - TEEB DE" study. *Ecosyst Services* **24**, 187-199.
- Yakovlev I.A., Carneros E., Lee Y., Olsen J.E., Fossdal C.G. (2016) Transcriptional profiling of epigenetic regulators in somatic embryos during temperature induced formation of an epigenetic memory in Norway spruce. *Planta* **243**, 1237-1249.
- Young A.G., Boyle T.J. (2000) Forest Fragmentation. pp. 123-134 in A. Young, D. Boshier, T. Boyle, editors. *Forest Conservation Genetics – Principles and Practice*. CABI Publishing, Wallingford.
- Zehetmair T., Jörg M., Zharov A., Gruppe A. (2015a) Effects of Natura2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. *Insect Conservation and Diversity* **8**, 193-204.
- Zehetmair T., Müller J., Runkel V. *et al.* (2015b) Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation* **23**, 53-60.
- Zerle A. (1989) Forestry and nature conservation from the viewpoint of the state forest administration. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **108**, 334-342.
- Zeuss D., Brandl R., Brandle M., Rahbek C., Brunzel S. (2014) Global warming favours light-coloured insects in Europe. *Nature Communications* **5**, 3874(2014); doi:10.1038/ncomms4874
- Zytynska S.E., Doerfler I., Gossner M.M., Sturm S., Weisser W.W., Müller J. (2018) Minimal effects on genetic structuring of a fungus-dwelling saproxylic beetle after recolonization of a restored forest. *Journal of Applied Ecology* **55**, 2933-2943.

Bildnachweise

Titel	Quelle	Seite
Schweinemast und Brennholzgewinnung im siedlungsnahen Wald (Kupferstich (Ausschnitt), Titel: November, December; Ægidius Sadeler (1570-1629) (Verleger); Paul Brill (Inventor); Datierung: 1601-1625)	Herzog August Bibliothek Wolfenbüttel, C Geom. 2° (10)	9
Flechtenkiefernwald	Marcus Schmidt	12
Wildapfel (<i>Malus sylvestris</i>)	Hans Jürgen Arndt	16
oben: Heldbock (<i>Cerambyx cerdo</i>)	Ralph Martin	22
unten: Großer Eisvogel (<i>Limenitis populi</i>) frisst an Zitterpappel	Rainer Simonis	22
Mikrohabitate	Marcus Schmidt	23
Eichen-Habitatbaum	Andreas Mölder	24
Totholzstrukturen nach einem Sommersturm	Wilhelm Unkrig	25
Frühe Sukzessionsphasen	Peter Meyer	28
links oben: Hutewald	Marcus Schmidt	29
rechts oben: Niederwald	Andreas Mölder	29
unten: Eichenhabitatkontinuität	Andreas Mölder	29
Waldlandschaft	Jörg Weymar	32
oben: Mittelwald	Andreas Mölder	34
unten: Honorierung öffentlicher Leistungen	Christina Waitkus	34
Vertragsnaturschutz	Ute Bedarff	36
Totholz	Marcus Schmidt	39
Renaturierung eines Waldmoores	Marcus Schmidt	44