

**Gert Rosenthal, Angelika Meschede, Ewald Langer,
Jens Sachteleben, Vincent Aljes, Julia Schenkenberger,
Nils Stanik, Thomas van Elsen und Caroline Wandke**

„WildnisArten“



„WildnisArten“

**Bedeutung von Prozessschutz- bzw.
Wildnisgebieten für gefährdete Lebensgemein-
schaften und Arten sowie für
„Verantwortungsarten“**

**Abschlussbericht des gleichnamigen
F+E-Vorhabens (FKZ: 3515 85 0200)**

**Gert Rosenthal
Angelika Meschede
Ewald Langer
Jens Sachteleben
Vincent Aljes
Julia Schenkenberger
Nils Stanik
Thomas van Elsen
Caroline Wanke**

Titelbild: Der Alpensteinbock (*Capra ibex*) benötigt große, ungestörte Räume in Hochlagen.
(Foto: pixabay.com)

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Prof. Dr. Gert Rosenthal	Universität Kassel
Dr. Thomas van Elsen	Fachgebiet Landschafts- und Vegetationsökologie
Vincent Aljes	Gottschalkstr. 26 a, 34127 Kassel
Nils Stanik	E-Mail: rosenthal@asl.uni-kassel.de
Julia Schenkenberger	
Dr. Angelika Meschede	PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH
Dr. Jens Sachteleben	Rosenkavalierplatz 8, 81925 München
	E-Mail: info@pan-gmbh.com
Prof. Dr. Ewald Langer	Universität Kassel
Caroline Wanke	Fachgebiet Ökologie
	Heinrich-Plett-Straße 40, 34132 Kassel
	E-Mail: ewald.langer@uni-kassel.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Peter Finck Fachgebiet II 2.3 „Nationales Naturerbe, dynamische Systeme und Klimawandel“

Abschlussbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Bedeutung von Prozessschutz- bzw. Wildnisgebieten für gefährdete Lebensgemeinschaften und Arten sowie für 'Verantwortungsarten'“, gefördert vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (FKZ 3515 85 0200).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).
BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter [http:// www.bfn.de/skripten.html](http://www.bfn.de/skripten.html) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).
Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-360-7

DOI 10.19217/skr599

Bonn - Bad Godesberg 2021

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	3
Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	7
1 Einführung	9
1.1 Zielsetzung des Projekts	9
1.2 Problemstellung / Hintergrund	9
1.3 Fragestellungen	11
2 Methoden	13
2.1 Entwicklung der WildnisArten-Datenbank.....	13
2.2 Methodik zur Analyse und Bewertung der Pilze.....	15
2.3 Methodik der Analyse und Bewertung der Gefäßpflanzen.....	16
2.3.1 Selektion von Arten in der FLORKART-Datenbank des BfN.....	16
2.3.2 Methodik zur Einstufung der Ausbreitungsfähigkeit (Vagilität) von Pflanzenarten.....	22
2.4 Methodik der Analyse und Bewertung der Tierarten	25
2.4.1 Selektion von Arten in der PAN-Literaturdatenbank	25
2.4.2 Anmerkungen zu ausgewählten Tierartengruppen	27
2.5 Auswertungen mit multivariaten Verfahren	37
3 Ergebnisse	39
3.1 Identifizierung von Anspruchstypen durch multivariate Analyse der Datenbank.....	39
3.2 Lebensräume, Gefährdungsursachen, Ausbreitungsdistanzen und Anforderungen an natürliche Störungen und die Habitatkontinuität wildnistypischer Arten.....	52
3.3 Pilze als Wildnisarten	59
3.3.1 Lebensräume wildnistypischer Pilzarten.....	59
3.3.2 Wildnisbindung von Pilzen	60
3.4 Gefäßpflanzen als Wildnisarten.....	62
3.4.1 Lebensräume wildnistypischer Pflanzenarten.....	62
3.4.2 Wildnisbindung von Pflanzen	65
3.5 Tiere als Wildnisarten.....	72
3.5.1 Übersicht über Lebensräume wildnistypischer Arten	72
3.5.2 Wildnisbindung von Tieren	79
3.6 Bedeutung wildnistypischer Biotopenelemente für das Vorkommen von Arten.....	87
3.6.1 Tierartendiversität und Totholz in Wäldern	87
3.6.2 Totholz in Gewässern.....	91
3.6.3 Biozönotische Wechselwirkungen in Wäldern	91
3.6.4 Flächenbedarfe wildnistypischer Lebensgemeinschaften	92
3.6.5 Raumbedarf von Tierarten und „minimum viable populations“ (MVP).....	93
3.6.6 Natürliche Störungen als wildnistypische Prozesse.....	96
3.7 Indikator-, Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten für die Wildnis.....	104

3.7.1	Tiere.....	105
3.7.2	Pilze.....	108
4	Exemplarische Bewertung von Wildnisgebieten anhand ihrer Artenausstattung und wildnistypischer Prozesse.....	111
4.1	Nationalpark Kellerwald-Edersee	111
4.1.1	Allgemeine Beschreibung des Nationalparks	111
4.1.2	Dynamik des Pilzarten Bestandes	111
4.1.3	Vergleich des Nationalparks Kellerwald-Edersee mit dem Nationalpark Eifel und weiteren Buchen Nationalparks	114
4.2	Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft.....	116
4.2.1	Allgemeine Beschreibung des Nationalparks (Schwerpunkt Kernzone Darß) ...	116
4.2.2	Umfang und Wirkung natürlicher Prozesse in den Kernzonen des Nationalparks	117
4.2.3	Wildnisabhängige FFH-Lebensraumtypen auf dem Darß	119
4.2.4	Gefährdete Wildnis Tierarten der Kategorien A (obligate Wildnisarten) und B (fakultative Wildnisarten).....	121
4.3	Nationalpark Berchtesgaden	123
4.3.1	Allgemeine Beschreibung des Nationalparks	123
4.3.2	Wildnis Ökosysteme im Nationalpark	124
4.3.3	Umfang und Wirkung natürlicher Prozesse in den Kernzonen des Nationalparks	124
4.3.4	Zustand von FFH Lebensraumtypen im Nationalpark mit Bezug zum Wildniskonzept	126
4.3.5	Gefährdete Wildnis Arten der Kategorien A (obligate Wildnisarten) und B (fakultative Wildnisarten)	129
5	Zusammenfassung.....	133
6	Ausblick.....	137
7	Literaturverzeichnis	139

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Einstufung von Entfernungsklassen für die anemochore Ausbreitung von Diasporen.....	22
Abb. 2: Einstufung von Entfernungsklassen für die hydrochore Ausbreitung von Diasporen.....	23
Abb. 3: Einstufung von Entfernungsklassen für die zoochore Ausbreitung von Diasporen.....	23
Abb. 4: Ermittlung der Bindung an Wildnisgebiete (A, B, C) für Zikaden (n. Nickel et al. 1999); Erläuterungen s. Text.....	35
Abb. 5: Ergebnis der Korrespondenzanalyse (<i>Multiple Correspondence Analysis</i> , MCA) mit 2.006 Arten und 50 erklärenden Variablen.....	41
Abb. 6: Vorkommen von Tieren, Pilzen und Gefäßpflanzen in wildnistypischen Lebensräumen. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen (Artenzahlen).....	53
Abb. 7: Bindung von Gefäßpflanzen, Pilzen und Tieren an wildnistypische Strukturen.....	54
Abb. 8: Gefährdungsursachen für wildnisgebundene Gefäßpflanzen-, Pilz- und Tierarten.	55
Abb. 9: Anforderungen gefährdeter Wildnisarten an die Habitatkontinuität.	57
Abb. 10: Die Bedeutung wildnistypischer natürlicher Störungen für wildnisgebundene Gefäßpflanzen, Pilz- und Tierarten.	58
Abb. 11: Ausbreitungsdistanzen wildnistypischer gefährdeter Arten der Tier.. e, Pflanzen und Pilze.	59
Abb. 12: Artenverteilung der Wildnis-Pilzarten auf die Lebensraumtypen (LR)..	60
Abb. 13: Vorkommen von obligaten, fakultativen und sonstigen Wildnispflanzenarten in wildnistypischen Lebensräumen.	63
Abb. 14: Samenbank-Persistenz gefährdeter wildnistypischer Gefäßpflanzenarten.....	64
Abb. 15: Ausbreitungsvektoren gefährdeter wildnistypischer Gefäßpflanzenarten.....	65
Abb. 16: Verteilung der ausgewerteten Tierarten (n = 1.435) aus 14 Artengruppen auf die drei Wildniskategorien.	72
Abb. 17: Verteilung der A-, B- und C-Arten auf die Lebensraumtypen.	73
Abb. 18: Analysierte PSI-Punkte im NP Kellerwald-Edersee, in denen Pilz Wildnisarten gefunden wurden.	112

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Datenstruktur der Wildnis-Datenbank	13
Tab. 2: Verfügbare Daten aus der FLORKART Datenbank	16
Tab. 3: Einstufung der Bindung an Wildnisgebiete am Beispiel der Gefäß- pflanzen.	19
Tab. 4: Übersicht über die Auswertungen der Tierartengruppen.....	26
Tab. 5: Einstufung der Bindung an Wildnisgebiete am Beispiel der Säugetiere .	29
Tab. 6: Arten mit drei Habitattypen. Abkürzungen s. Abb. 4.	36
Tab. 7: Auswahl der wildnistypischen Lebensräume. Abkürzungen s. Abb. 4....	37
Tab. 8: Einstufung der Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen...	37
Tab. 9: Ergebnisse der MCA	40
Tab. 10: Häufigkeiten von Arten mit definierten Merkmalen (Habitatbindung, Eigenschaften) in den Clustern (Artengruppen).....	42
Tab. 11: Die 30 am stärksten an Cluster 1 gebundenen Arten von insgesamt 169 Arten.	43
Tab. 12: Die 30 am stärksten an Cluster 2 gebundenen Arten von insgesamt 310 Arten	45
Tab. 13: Die 30 am stärksten an Cluster 3 gebundenen Arten von insgesamt 179 Arten.	47
Tab. 14: 30 an Cluster 5 gebundene Arten von insgesamt 220 Arten.	49
Tab. 15: Die 30 am stärksten an Cluster 6 gebundenen Arten von insgesamt 128 Arten.	51
Tab. 16: Raumansprüche von Tierarten. Ergebnisauswertung der Wildnis- Datenbank für Tierarten.	94
Tab. 17: Raumanspruch von obligaten Wildnisarten (Kategorie A), zu denen Raumansprüche bekannt sind, nach verschiedenen Autoren.....	96
Tab. 18: Tierarten als Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten im Kontext der Wildnisdiskussion.....	105
Tab. 19: Vergleich der drei Untersuchungsgebiete Wooghölle, Arensberg und Traddelkopf.	113
Tab. 20: Vergleich der Pilzartenzahlen wertgebender Arten in vier Buchenwald- Nationalparks.	116
Tab. 21: Flächenanteile der FFH-Lebensraumtypen an der Gesamtfläche der Kernzone des Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenland- schaft und Erhaltungszustände.	120
Tab. 22: Obligate (A) und fakultative Wildnisarten (B) in den Kern- und Pflege- zonen des Darß seit 1990.	122
Tab. 23: Flächenanteile und Erhaltungszustände der FFH-Lebensraumtypen an der Gesamtfläche des Nationalparks Berchtesgaden.	128
Tab. 24: Gefährdete obligate Wildnispflanzenarten (Kategorie A) mit Zuordnung zu den Clustern aus Kap. 3.1 im NP Berchtesgaden.....	131

Abkürzungsverzeichnis

BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
F+E	Forschung und Entwicklung
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
LR	Lebensraum
NBS	Nationalen Biodiversitätsstrategie
NP	Nationalpark
NWE5		Natürliche Waldentwicklung auf 5 % der Waldfläche als Ziel der NBS

1 Einführung

1.1 Zielsetzung des Projekts

Die in der Kulturlandschaft selten gewordenen Habitatqualitäten von unzerschnittenen Wildnis- und Prozessschutzgebieten und die auf sie angewiesenen Arten und Biozönoson standen im Mittelpunkt des vorliegenden F+E Vorhabens. Wildnisgebiete im Sinne der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) sind großflächige (> 500 bzw. 1.000 ha) unzerschnittene Gebiete, in denen eine von menschlicher Störung unbeeinflusste natürliche Entwicklung ablaufen kann (Finck et al. 2013). Prozessschutzgebiete dagegen können auch kleiner dimensioniert sein, wie zum Beispiel die im Rahmen des NWE5 Projekts erhobenen, ungenutzten Wälder.

Im Rahmen der vorliegenden Literaturstudie werden

- solche Lebensgemeinschaften und Arten zusammengestellt, die im besonderen Maße auf Prozessschutz- und Wildnisgebiete angewiesen sind bzw. davon profitieren und
- die besonderen Qualitäten dieser Gebiete ermittelt, die das Vorkommen dieser Lebensgemeinschaften und Arten in solchen Gebieten ermöglichen.

Dabei sollte fokussiert werden auf

- die unterschiedlichen Mindestflächenansprüche von wildnistypischen Arten und Lebensgemeinschaften,
- deren Ausbreitungsfähigkeit und weitere wichtige Habitatansprüche,
- daraus resultierende Schwellenwerte für wichtige Habitatparameter,
- sowie die notwendige Größe mittel- bis langfristig überlebensfähiger Populationen (*minimum viable population*).

Ein Schwerpunkt liegt auf solchen Arten und Lebensgemeinschaften, die entweder einen hohen Gefährdungsgrad aufweisen oder für die Deutschland aufgrund ihres Verbreitungsareals eine besondere Verantwortung hat.

Im Mittelpunkt der Untersuchung stehen die in der Kulturlandschaft selten gewordenen Habitatqualitäten von großen, unzerschnittenen Wildnisgebieten. Diese können nur partiell (z.B. in den Hochgebirgen oder in manchen Kernflächen der Nationalparke) aus bereits bestehenden Wildnisgebieten in Deutschland ermittelt werden. Da es aber kaum noch „echte“ Wildnis in Deutschland gibt, werden, trotz der damit verbundenen Übertragungsprobleme (arealgeographische Unterschiede), auch Untersuchungen aus (möglichst) ursprünglichen Wildnis- oder wildnisähnlichen Gebieten außerhalb Deutschlands herangezogen. Dazu eignen sich insbesondere Gebiete mit vergleichbaren klimatischen Bedingungen wie z.B. die ukrainischen Buchen-Urwälder der Karpaten (u.a. Brändli et al. 2009) oder die Auenwaldrelikte an der Donau (Nationalpark Donau-Auen). Dabei geht es prinzipiell um alle potentiell wildnisfähigen Landschafts- und Ökosystemtypen in Deutschland, die im F+E-Vorhaben „Umsetzung des 2 % Ziels für Wildnisgebiete aus der NBS“ (Rosenthal et al. 2015) mit einer entsprechenden Flächenkulisse hinterlegt sind. Außer den zonalen Waldökosystemen werden somit auch Küsten, Auen, Gebirge und Moore einbezogen.

1.2 Problemstellung / Hintergrund

Der Wildnisgedanke in Deutschland wurde ausgehend von der Etablierung des ersten Nationalparks in Deutschland (NP Bayerischer Wald im Jahre 1970) u. a. in den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007) fortgeschrieben. Danach sollen überwiegend großflächige Wildnisgebiete bis 2020 auf 2 % der Landesfläche sowie (teilweise überlappend) große, aber auch kleinflächige Prozessschutzgebiete auf 5 % der Waldfläche realisiert werden.

Wildnis soll dabei entsprechend des Zielsystems des BNatSchG sowohl dem Diversitätsschutz auf verschiedenen ökologischen Komplexitätsebenen (Gene, Arten, Lebensgemeinschaften, Landschaften), verschiedenen Landschafts- und Ökosystemfunktionen als auch dem Aspekt „Bildung, Erleben und Wahrnehmen“ von ungestörten Gebieten Rechnung tragen. Hierzu wurden bereits Potentialanalysen zur Konkretisierung von möglichen Flächenkulissen durchgeführt (Rosenthal et al. 2015).

Der vorliegende Bericht fokussiert auf den Diversitätsaspekt und die Erhaltung und Entwicklung wildnistypischer Diversität auf der Ebene von Arten und Biozönosen. Mit dem Primat des Prozessschutzes steht dabei nicht die Erhaltung standorttypischer Pflanzengesellschaften, zum Beispiel in Form verschiedener Waldgesellschaften im Mittelpunkt, sondern vor allem die Ermöglichung von wildnistypischen natürlichen Prozessen mit Erhalt und Entwicklung von Populationen typischer Arten und Lebensgemeinschaften.

In Abhängigkeit von der jeweiligen Landschaft, ihrer Vornutzung und den Handlungsoptionen kann Prozessschutz darin bestehen, eine Urwaldentwicklung mit alten Waldstadien, das Fortbestehen einer abgesicherten Habitatkontinuität und das Wirken von natürlichen Störungsprozessen mit den zugehörigen landschaftstypischen Ökosystemdynamiken zu ermöglichen. Für die hier betrachtete Art- und Biozönoseebene bedeutet dies, dass zum Beispiel die für alte Waldstadien charakteristischen Arten und Lebensgemeinschaften, und solche, die auf dynamische Lebensräume angewiesen sind, wie sie in Wildnisgebieten durch natürliche Störungen (z.B. Feuer, Überschwemmungen) periodisch immer wieder neu entstehen, gleichermaßen untersucht werden. Solche Ökosysteme fehlen nicht nur in der agrarisch oder forstlich intensiv genutzten „Normallandschaft“, sondern auch in den mit klassischen Verfahren gepflegten Naturschutzgebieten.

Wie das Vorläuferprojekt „Umsetzung des 2 % Ziels für Wildnisgebiete aus der NBS“ (Rosenthal et al. 2015) zeigte, existieren großflächige (> 1.000 ha), Wildnisgebiete in Form von Kernzonen der Nationalparke bisher auf einem Flächenanteil von 0,22 % der (terrestrischen) Landfläche Deutschlands. Potenzielle Wildnisentwicklungsgebiete in Bergbaufolgelandschaften sowie auf ehemaligen Militärfeldern könnten diese existierende Kulisse mit 0,04 % bzw. 0,52 % ergänzen (Rosenthal et al. 2015). Hinzu kommen zumeist kleinflächigere, aus der Nutzung genommene Waldflächen (NWE5-Abschlussbericht).

Um in Anbetracht einer zunehmenden „Wildnisfreundlichkeit“ der Gesellschaft (BfN 2015a) die Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie und die Erreichung der dort formulierten Ziele zu befördern, sollten weitere wissenschaftliche Grundlagen erarbeitet werden, die die planerische Operationalisierung und argumentative Kommunikation erleichtern. Hierzu möchten die Ergebnisse des Projekts beitragen, indem einerseits die wildnistypischen Arten und Biozönosen sowie ihre Habitatanforderungen und andererseits die in Wildnisgebieten bereit gestellten Habitatqualitäten benannt werden.

Ein spezieller Fokus liegt dabei auf den auf EU- und nationaler Ebene gesetzlich geschützten Arten und Biozönosen (u.a. Bundesartenschutzverordnung, § 30 BNatSchG, FFH Richtlinie Vogelschutzrichtlinie) sowie auf den „Verantwortungsarten“ (u.a. Ludwig et al. 2007, BfN 2015b). Insbesondere sind folgende Arten und Artengruppen zu nennen, die durch herkömmliche Naturschutzmaßnahmen vielfach unzureichend abgedeckt werden:

- Arten, die auf Habitatkontinuität zum Beispiel im Sinne einer kontinuierlichen Waldbedeckung oder langfristiger moor-, auen- oder gebirgstypischer Habitatbedingungen angewiesen sind (Wulf & Kelm 1994). Der Faktor Alter spielt in Ökosystemen eine zunehmend beachtete Rolle: Historisch alte Wälder sind z.B. artenreicher und heben sich gegenüber jüngeren Wäldern oft durch das Auftreten von charakteristischen „Alten Waldarten“ ab. Ebenso entsteht in störungsgeprägten Ökosystemen erst über längere Zeiträume ein vollständiges und räumlich verzahntes Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien.

- Arten, die auf urwaldspezifische Strukturen und Altersstadien (stehendes, starkes Totholz, Entwicklungsphasen, Totholzkontinuität) angewiesen sind, wie Spechte (Bobiec et al. 2005) und totholzbesiedelnde Pilz- und Käferarten (Blaschke et al. 2009, Langer & Langer 2013, Langer et al. 2014).
- Arten, die auf große Gebiete angewiesen sind, um z.B. aufgrund ihres Revierverhaltens oder ihrer Stellung in der Nahrungskette (*top predators*) langfristig existenzfähige Populationsgrößen (*minimum viable population*) aufbauen zu können.
- Arten, die auf große Gebiete angewiesen sind, weil sie störungsempfindlich sind (Luchs, Fischotter).
- Arten, die auf Initialstadien der Vegetationsentwicklung in dynamischen Landschaften, z.B. in Auen- und Küstenlebensräumen, angewiesen sind. Darunter fallen, (a) Arten, die in Kulturökosystemen oft ebenfalls rückgängige Ersatzhabitate gefunden haben und nun zunehmend auf ihre Primärhabitate verwiesen sind (z.B. zahlreiche Arten der Flussauen und Moore, die in extensivem Feuchtgrünland Sekundärhabitate haben), sowie (b) Arten, die obligat auf Initialstadien von Wildniszyklen angewiesen sind, wie z.B. *Myricaria germanica* (Deutsche Tamariske).

Untersuchungsschwerpunkte lagen einerseits also auf „Klimaxarten“, die die langlebigen Dauerstadien, wie zum Beispiel Wälder oder Moore besiedeln, andererseits auf Arten der dynamischen Pionier- und Offenlandsysteme, die in eine durch natürliche Störungsprozesse initiierte sekundäre Sukzessionserie integriert sind oder die aufgrund der Vornutzung (z.B. Tagebaue) langzeitige Dauerpionierstadien bilden.

1.3 Fragestellungen

1. Welche Arten und Biozönosen sind auf wildnistypische Ökosystemeigenschaften oder –prozesse angewiesen?
2. Wie lassen sich Tier- Pflanzen- und Pilzarten hinsichtlich wildnisrelevanter Kriterien zu Anspruchstypen zusammenfassen? Welche Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten lassen sich identifizieren?
3. Welche Eigenschaften müssen Wildnisgebiete aufweisen, um bestimmten Anspruchstypen einen Lebensraum zu bieten?
4. Welche natürlichen Faktoren inklusive der Störungsregime verbessern die Habitateigenschaften von Wildnisgebieten für wildnistypische Arten und Biozönosen?
5. Inwieweit sind aktuelle Wildnisgebiete für verschiedene wildnistypische Arten und Biotypen geeignet?

2 Methoden

2.1 Entwicklung der WildnisArten-Datenbank

Um Lebenseigenschaften und Habitatansprüche von wildnistypischen Arten einheitlich zu erfassen, wurde eine Datenbank auf der Basis von Access entwickelt. Unter Verwendung der vom BfN zur Verfügung gestellten Arten-Codepläne konnten damit die einzelnen Taxa nicht nur hinsichtlich ihrer Bindung an Wildnisgebiete kategorisiert werden. Auch Informationen zu wildnistypischen Charakteristika, Habitatansprüchen (einschließlich Raumansprüchen und Vagilität) wurden eingegeben, ebenso wie die relevanten Datenquellen.

Tab. 1: Datenstruktur der Wildnis-Datenbank

Parameter	Ausprägungen	Herkunft der Daten
Grundinformationen		
Artname (wissenschaftlich)	Auswahlfeld	BfN-Code-Tabellen
Taxon (Artengruppe)	Automatische Verknüpfung mit Artname	BfN-Code-Tabellen
Rote-Liste-Status in Deutschland	Automatische Verknüpfung mit Artname	BfN-Code-Tabellen
Verantwortlichkeit	Automatische Verknüpfung mit Artname	BfN-Code-Tabellen
Status (Anhang II, IV, V) in FFH-Richtlinie, Nennung in EU-Vogelschutz-richtlinie, Anhang I	Automatische Verknüpfung mit Artname	BfN-Code-Tabellen
Bemerkungen	Optionales Textfeld zur Erläuterung der diversen Einstufungen bzw. zur synoptischen Darstellung der Artcharakteristika	Literatur/ eigene Expertise
Bindung an Wildnis		
Bindung an Wildnis	Auswahlfeld, Kategorien: A: von Wildnis abhängige Arten (obligate Wildnisarten) B: durch Wildnis bzw. von wildnistypischen Prozessen geförderte Arten (fakultative Wildnisarten) C: sonstige Arten	Literatur/ eigene Expertise
Wildnistypische Charakteristika		
Bindung an Landschafts- oder Ökosystemtypen	Auswahlfeld, Kategorien: Klimaxarten charakteristische Art der Alters- und Zerfallsphase der Wälder charakteristische Art natürlicher/ naturnaher Moore charakteristische Art der Hochgebirgslebensräume charakteristische Art perennierender, natürlicher bzw. naturnaher Stillgewässer charakteristische Art natürlicher bzw. naturnaher Küstenabschnitte (Landflächen) charakteristische Art anderer stabiler, in Wildnisgebieten natürlicherweise vorkommender Lebensraumtypen (z.B. Quellen, Felsen) Keine Klimaxart charakteristische Art dynamischer Auen charakteristische Art von Steinschutthalde, Lawinenbahnen und Muren Art anderer dynamischer Lebensräume (z.B. auch Sukzessionsstadien)	Literatur/ eigene Expertise

Parameter	Ausprägungen	Herkunft der Daten
Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen	Störungsfaktoren und -wirkungen auf die Art (jeweils Auswahl der Kategorien „stark“, „mittel“, „schwach“, „nicht vorhanden bzw. nicht relevant“, „unbekannt, ob relevant“): Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Land- und Forstwirtschaft) Diffuse Stoffeinträge (z.B. Stickstoff) Wanderwege/ Personen/ Freizeitnutzung etc. Straßen/Verkehr/Siedlungen (inkl. Zerschneidungswirkungen) Freileitungen/Windkraftanlagen Im Zuge der Dateneingabe als weitere Punkte ergänzt: Gewässerausbau „auf Eingriffe angewiesen“	Literatur/ eigene Expertise
Konfliktvermeidung	Ja/Nein-Feld: Handelt es sich um eine Art, die zur Konfliktvermeidung in Wildnisgebieten gefördert werden soll (z.B. Wolf)?	
Indikation für wildnistypische natürliche dynamische Prozesse	Arten, die von Prozessen profitieren, die für Wildnisgebiete typisch sind; Ja/Nein-Feld (Mehrfachnennungen möglich), Kategorisierung der relevanten Prozesse: Feuer Wind/Sturmwurf (Insekten)kalamitäten Hangrutschungen u. a. geogene Prozesse, Lawinen Fließgewässerdynamik Küstendynamik Biber Beweidung durch Großherbivore	Literatur/ eigene Expertise
Habitatkontinuität	Auswahlfeld, Kategorien: Im Großteil des mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes auf Habitatkontinuität (>> 200 Jahre) angewiesen Es gibt zumindest regional Hinweise auf die Notwendigkeit der Habitatkontinuität. Keine Hinweise auf Habitatkontinuität	Literatur/ eigene Expertise
Wildnistypische Habitatansprüche		
Strukturtypen	Bindung an bestimmte Strukturelemente; Ja/Nein-Feld (Mehrfachnennungen möglich), Kategorien: Altholz (senescente Bäume und/ oder besonders groß dimensionierte Bäume) Stehendes Totholz Liegendes Totholz Sonstige Totholzstrukturen (Coarse woody debris = CWD, Mulmhöhlen, Wirtsarten) Wald-Offenland-Ökotope Rohboden (z.B. Spülsäume, Kiesbänke, Dünen) (Alt-)Röhricht Fließgewässer Stillgewässer Im Zuge der Dateneingabe als weitere Punkte ergänzt: Feuchtgebiete Offenland Wald	Literatur/ eigene Expertise
Schlüsselart	Ja/Nein-Feld: Handelt es sich um eine Art, die erhebliche Auswirkungen auf die arttypischen Ökosysteme hat oder haben kann („key-stone-species“, z.B. Habitatbildner) oder als repräsentativ für bestimmte Ansprüche gewertet wird?	Literatur/ eigene Expertise
Raumansprüche	Raumansprüche überlebensfähiger Populationen an räumlich zu-	Literatur/

Parameter	Ausprägungen	Herkunft der Daten
	sammenhängende Flächen/ Gebiete; Auswahlfeld, Kategorien: < 1 ha > 1 – 10 ha > 10 – 100 ha > 100 – 500 ha > 500 – 1000 ha > 1000 – 10000 ha > 10000 ha unbekannt	eigene Expertise
Vagilität; Ausbreitungsfähigkeit, Wiederbesiedlungspotential	Regelmäßig erreichte Ausbreitungsdistanzen; Auswahlfeld, Kategorien: < 100 m 100 m – 1 km > 1 – 10 km > 10 – 100 km > 100 km unbekannt	Literatur/ eigene Expertise
Literatur		
Quellen	Eindeutige ID zur Verknüpfung mit der jeweils verwendeten Literaturdatenbank, P0001 ff. für Literaturstellen, die bei PAN bearbeitet werden, L0001 ff. für Literaturstellen, die im FG Landschafts- und Vegetationsökologie bearbeitet werden, sowie O0001 ff. für Literaturstellen, die im FG Ökologie bearbeitet werden, die Kategorie „eigene Expertise“ erhält eine eigene ID	Literaturdatenbank
Räumlicher Zusammenhang der ausgewerteten Literaturdaten zu Deutschland	Ja-/ Nein-Feld (Mehrfachnennungen möglich), Kategorien: Deutschland Mitteleuropa Europa Paläarktis Nearktis	Literatur

In der Datenbank wurden Arten entsprechend der im Feld „Bindung an Landschafts- oder Ökosystemtypen“ (Tab. 1) vorgegebenen Landschafts- oder Ökosystemtypen zugeordnet. Im Zuge der Bearbeitung zeigte sich, dass bei einer Reihe von Arten die Zuordnung zu mehreren Lebensräumen besser gewesen wäre (z.B. Arten der Hochgebirge auf Steinschutt, Arten von Gebirgsseen); in solchen Fällen wurde die Entscheidung für den schwerpunktmäßig besiedelten Lebensraumtyp getroffen. Die Liste der wildnistypischen Lebensräume wurde im Zuge der Bearbeitung durch die bevorzugten Strukturtypen z.B. Felslebensräume, Feuchtgebiete, Offenland und Wald ergänzt.

2.2 Methodik zur Analyse und Bewertung der Pilze

Um eine erste Auswahl der über 6100 Großpilze Deutschlands (Matzke-Hajek et al. 2016) zu ermöglichen, wurde zunächst Literatur ausgewertet, die sich mit der Indikatorfunktion von Pilzen als Zeiger für naturnahe, vom Menschen weitestgehend unbeeinflusste Habitatstrukturen und den Habitatansprüchen von Pilzarten befasst (Blaschke et al. 2009; Fichtner & Lüderitz 2013; Parmasto & Parmasto 2001; Parmasto 1999; Luszczynski 2003; Christensen et al. 2004; Tortic 1998; Lüderitz & Gminder 2014; Utschick & Helfer 2003; Odor et al. 2006). So konnte eine Liste mit 181 Arten erstellt werden, die als potentielle Wildnisarten in Frage kommen. Im Folgenden wurden alle Arten auf ihre Eignung als Wildnisart geprüft, indem Informationen zu ihren Lebensräumen und Habitatansprüchen aus Veröffentlichungen ge-

sammelt wurden. Dazu wurden gängige Fachliteratur (u. a. Gminder & Kriegelsteiner - Die Großpilze Baden-Württembergs Band 1 bis 6, 2010; Breitenbach & Kränzlin - Pilze der Schweiz Band 1 bis 6, 1984, sowie Fachzeitschriften (u. a. Czech Mycology, Mycologia Bavarica, Zeitschrift für Mykologie) und Suchportale für im Internet veröffentlichte Publikationen (<https://scholar.google.de/>, www.webofknowledge.com) genutzt. Oft mussten Arten aufgrund fehlender Literaturdaten aus der Liste ausgeschlossen werden. Es konnten insgesamt 44 Arten mit einer soliden Literaturunterstützung in die Datenbank übernommen werden.

2.3 Methodik der Analyse und Bewertung der Gefäßpflanzen

2.3.1 Selektion von Arten in der FLORKART-Datenbank des BfN

Zur Datenselektion für die Recherche von Gefäßpflanzenarten wurde die Datenbank um einen Auszug aus der FLORKART-Datenbank des BfN erweitert. Diese enthält der Recherche-Website FloraWeb zugrundeliegende Daten, die dankenswerterweise von Herrn Rudolf May (Bundesamt für Naturschutz, FG II 1.2: Botanischer Artenschutz) als Access-Datei zur Verfügung gestellt wurden (Tab. 2).

Tab. 2: Verfügbare Daten aus der FLORKART Datenbank

1. Artinformation		
	Botanischer Name	
2. Gefährdung und Schutz		
	Floristischer Status	
	I	Indigene Art; seit jeher bei uns heimisch
	A	Archaeophyt; bei uns vor 1492 alteingebürgerte Art
	A?	Archaeophyt; ev. doch indigen
	E	Neophyt; bei uns nach 1492 neueingebürgerte Art
	E?	Neophyt, ev. doch Archaeophyt
	E(lokal.)	Nur lokal eingebürgerter Neophyt
	U	Unbeständige Art; bei uns nicht fest eingebürgert
	XU	Unbeständige Hybridsippe
	U-E	In Einbürgerung befindlich
	K	Bei uns nur angebaute bzw. angepflanzte Art (= Kulturpflanze)
	Gesetzlicher Schutz (Schutz und Bestandteil von Konvention)	
	Schutz nach BNatSchG	
	Schutz nach FFH-Richtlinie	
	Schutz nach Berner Konvention	
	Schutz nach EU-Verordnung 338/97 (EU-VO)	
	Arten des Washingtoner Artenübereinkommens WA/CITES	
	Gefährdungsstatus - Rote Liste D	
	0	Ausgestorben oder verschollen
	1	Vom Aussterben bedroht
	2	Stark gefährdet
	3	Gefährdet
	4	potenziell gefährdet (nur bei Roten Listen der Länder; soll künftig durch R ersetzt werden)
	V	Vorwarnliste, Bestände zurückgehend
	R	Extrem selten (entspricht 4 bei den Roten Listen der Länder; s.o.)
	G	Gefährdung anzunehmen

	D	Daten mangelhaft
Gefährdungsursache / -dauer		
<i>Bsp. Arnica montana:</i> <i>Eutrophierung von Böden durch Düngereintrag: Ursache seit 1988 anhaltend. / Industrielle Verwertung: Ursache nur vor 1988 wirksam. Verbuschung von Magerrasen: Ursache seit 1988 anhaltend. Aufgabe der Heidenutzung: Ursache seit 1988 anhaltend. Aufforstung von Magerrasen: Ursache seit 1988 anhaltend. Eutrophierung von Böden durch Immissionen: Ursache seit 1988 anhaltend.</i>		
Verantwortlichkeit Deutschlands nach Ludwig et al. 2007		
3. Verbreitung und Areal		
Angaben zum Gesamtareal		
<i>Bsp. Arnica montana:</i> <i>Angaben zu Klimazone, Höhenstufe, Meeresnähe/Kontinentalität, Arealformel + Arealzentrum (nach Meusel), Arealtyp nach Oberdorfer 2001, Gefährdung in Europa und weltweit, Arealgröße, Häufigkeit</i>		
Angaben zum Teilareal in Deutschland		
Floristischer Status, Arealanteil Deutschlands, Arealcharakter in Deutschland, Bestandsentwicklung, Verantwortlichkeit Deutschlands, Gefährdung in Deutschland nach RL-D		
4. Lebensraum und Ökologie		
Formation (Pflanzensoziologische Zuordnung der Art über Schwerpunkt- Haupt- und Nebenvorkommen nach Oberdorfer 2001)		
Bindung an Wald		
<i>Bsp. Arnica montana:</i> <i>ALPEN : Krautschicht: Schwerpunkt im Offenland, aber auch im Wald</i>		
Zeigerwerte nach Ellenberg		
Zivilisationsanschluss (Angabe zur Hemerobie der Art + Urbanität der Art)		
5. Biologische Merkmale		
<i>Bsp. Arnica montana:</i>		
	Geschlechtsverteilung: keine Angaben	
	Lebensform: Hemikryptophyt	
	Blattausdauer: sommergrün	
	Blattform: Normalform	
	Wasser- und Gashaushalt: mesomorph, skleromorph	
	Kletter- und Aufsitzerpflanzen: nicht kletternd oder epiphytisch	
	Parasitismus: keine Daten über Parasitismus vorhanden	
	Blühphase: Beginn Frühsommer	
	Blühsippen: keine Blühsippen bekannt	
	Bestäubung: Insektenbestäubung	
	Ausbreitung: Windausbreitung	
	Dominanz: größere Gruppen, manchmal bestandsbildend	
	Strategie: intermediärer Strategietyp	
6. Vegetation		
	Standardliste und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands	
7. Schmetterlinge		
	Mögliche Angaben zu Schmetterlingen, die die Pflanze als Raupennahrungspflanze oder Nektarpflanze der Imagos nutzt.	

Von den 4.398 in der Datenbank enthaltenen Gefäßpflanzensippen wurden die 1.135 Sippen ausgewertet, die in mindestens einem Bundesland oder deutschlandweit mit einer Gefährdungskategorie gelistet sind.

Zunächst wurden solche Sippen untersucht, die gemäß ihrer Hemerobiestufe als ahemerob, oligohemerob oder mesohemerob klassifiziert wurden, also bzgl. der „Intensität des Kultureinflusses“ (=Hemerobie) mit den Stufen 1 (kein Kultureinfluss), 2 (schwacher K.) oder 3 (mäßiger bis periodischer K.) eingestuft werden. Damit reduzierte sich die Artenzahl von 1.135 Arten auf 565 Arten. Von diesen Arten wurden Feuchtezeiger (F-Zahl >6, nach Ellenberg et al. 1992), Trockenzeiger (F-Zahl <5), Salzpflanzen (Salzzahl >2) sowie Arten der Gebirge aussortiert und in die Datenbank eingespeist. Dazu wurden zu jeder Art zunächst deren Angaben in Oberdorfers Pflanzensoziologischer Exkursionsflora nachgeschlagen, die Arten als A, B oder C-Arten (Bindung an Wildnisgebiete) kategorisiert und weitere verfügbare Angaben in die Datenbank übertragen. Nach Abschluss dieser Schritte wurde bemerkt, dass zahlreiche Arten aufgrund fehlender Hemerobie-Einstufungen durch das angelegte Raster gefallen waren. Für diese (570 Arten) wurden Hemerobie-Einstufungen und die daran anschließenden, oben dargestellten Analyseschritte nachgeführt. Insgesamt wurden letztlich 635 Gefäßpflanzenarten als „Wildnis Arten“ der Kategorien A, B und C eingestuft. Zur weiteren Bearbeitung wurde weitere spezielle Literatur zur Vervollständigung der Angaben in der Datenbank ausgewertet.

Tab. 3 stellt Beispiele der Einstufung der Bindung von Gefäßpflanzenarten an Wildnisgebiete vor.

Tab. 3: Einstufung der Bindung an Wildnisgebiete am Beispiel der Gefäßpflanzen.

Artname	RL D	Bindung an Wildnisgebiete	Habitatbindung als Begründung für die Wildnis-Einstufung	Weitere Bemerkungen zur Wildnisbindung
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i> Immergrüne Bärentraube	2	C	naturnahe Wald- und Offenland-Standorte	rasche Regeneration nach Feuer, aber empfindlich gegen Eutrophierung
<i>Artemisia mutellina</i> Echte Edelraute	R	A	Art früher Sukzessionsstadien auf alpinem Geröll mittleren Alters	
<i>Betula nana</i> Zwerg-Birke	2	A	In Deutschland relikitär auf Hochmooren	in Skandinavien teils beweidungsverträglich
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i> Ufer-Reitgras	2	A	besonnte Flussufer, an zeitweilige Überschwemmungen gebunden	empfindlich gegen anthropogene Störungen am Gewässer
<i>Campanula cervicaria</i> Borstige Glockenblume	1	B	offene Lebensräume	reagiert positiv auf eine angepasste Mahd
<i>Cardamine parviflora</i> Kleinblütiges Schaumkraut	3	B	annuelle Schlamm- und periodisch überschwemmter Böden	
<i>Carex aquatilis</i> Wasser-Segge	3	B	Mesotrophe Moore	unempfindlich gegenüber toxischen Verschmutzungen
<i>Cryptogramma crista</i> Krauser Rollfarn	2	B	alpine Geröllhalden hauptsächlich aus großen Felsbrocken	besiedelt auch künstliche Felshabitate, wie Mauern
<i>Eleocharis ovata</i> Eiförmige Sumpfsimse	3	B	Ufer oligotropher Seen und Flussufer	sekundär auch Teichböden bedielnd
<i>Epipactis palustris</i> Sumpf-Stendelwurz	3+	B	Pfeifengraswiesen, Quell- und Niedermoore, Seeufer, wechselfeuchte Mulden in Flussauen und lichte Wälder	nährstoffempfindlich, aber auch sekundär an gestörten Standorten
<i>Eryngium maritimum</i> Stranddistel	2	A	Strände, Vordünen, Weiß- und Graudünen	obligate Dünenart, empfindlich gegen Beweidung
<i>Festuca valesiaca</i> Walliser Schwingel	3+	C	subkontinentale Halbtrockenrasen und erosionsgefährdete Hänge	beweidungsempfindlich

Artname	RL D	Bindung an Wildnisgebiete	Habitatbindung als Begründung für die Wildnis-Einstufung	Weitere Bemerkungen zur Wildnisbindung
<i>Gentianella amarella</i> Bitterer Fransenezian	2	C	auf trockenen, sandigen oder kalkhaltigen Böden, auf wechselfeuchten Torf- oder Mergelböden und Moorwiesen	reagiert empfindlich auf Luftverschmutzung und Stoffeinträge, aber positiv auf angepasste Beweidung
<i>Gladiolus imbricatus</i> Wiesen-Siegwurz	2	C	Flussauen	durch angepasste Bewirtschaftung gefördert
<i>Gypsophila repens</i> Kriechendes Gipskraut	*	A	Kalkgeröllfelder der Alpen	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> Europäischer Froschbiss	3	B	Mesotrophe Gewässer	empfindlich gegenüber Eutrophierung, verträgt aber Grabenbewirtschaftung
<i>Isolepis setacea</i> Borstige Moorbirse	*	C	Pionierpflanze auf nassen, mäßig sauren Sand- oder Torfböden	auch in nassen Streuwiesen und auf feuchten Waldwegen sowie Teichböden
<i>Juncus maritimus</i> Meerstrand-Birse	*	B	naturnahe Küstenlebensräume und feuchte Dünentäler	verträgt Beweidung besser als andere Küstenarten
<i>Juncus sphaerocarpus</i> Kugelfrüchtige Birse	2	C	Ufer-Pionierart	gebietsweise außer naturnahen Standorten auch auf gepflügtem Ackerland
<i>Juncus subnodulosus</i> Stumpfbliätige Birse	3	B	Niedermoor-Art, besiedelt vorwiegend vom Menschen unbeeinflusste Lebensräume	verträgt Mahd und profitiert von leichter Düngung
<i>Myricaria germanica</i> Deutsche Tamariske	1	B	Pionierart auf neu gebildeten Sand- und Schotterbänken	sekundär auch in Kiesgruben und an Bahndämmen
<i>Myriophyllum alternifolium</i> Wechselblütiges Tausendblatt	2	A	Seen, Torftümpel, in langsam fließenden, kalkarmen Gewässern	reagiert empfindlich auf Nährstoffeinträge und pH-Wert-Änderungen
<i>Phyteuma orbiculare subsp. orbiculare</i> Kugelige Teufelskralle	3	B	Magerrasen, Flachmoorwiese und Föhrenwälder	Schwerpunkt in vom Menschen unbeeinflussten Lebensräumen, kommt jedoch auch in extensiv genutzten Biotopen vor
<i>Potamogeton alpinus</i> Alpen-Laichkraut	3	B	Nährstoffarme Gewässer	gegen Eutrophierung empfindliche Art
<i>Ranunculus glacialis</i> Gletscherhahnenfuß	R	A	alpiner Felsschutt	

Artname	RL D	Bindung an Wildnisgebiete	Habitatbindung als Begründung für die Wildnis-Einstufung	Weitere Bemerkungen zur Wildnisbindung
<i>Ruppia cirrhosa</i> Schraubige Salde	3	A	Salzmarschen, Salinen, Flussmündungen und Küstenseen	
<i>Salix myrsinifolia</i> Schwarzweide	3-	A	Auen und Ufer von Gebirgsflüssen	
<i>Stipa pennata</i> Echtes Federgras	3	A	Kontinentale Steppenrasen	positive Reaktion auf Feuer
<i>Stratiotes aloides</i> Krebsschere	3	A	mesotrophe Gewässer	durch Eutrophierung gefährdet
<i>Triglochin palustre</i> Sumpf-Dreizack	3+	B	natürliche Salzlebensräume	sekundär auch an künstlichen Binnensalzstandorten (Rückstandshalden)

A: obligate Wildnisarten, B: fakultative Wildnisarten, C: sonstige Arten; RL D = Rote Liste Deutschland

2.3.2 Methodik zur Einstufung der Ausbreitungsfähigkeit (Vagilität) von Pflanzenarten

Pflanzen sind bei ihrer Ausbreitung meist auf Vektoren angewiesen, die ihre Diasporen, in seltenen Fällen auch ganze Pflanzenteile, weitertragen, so dass die Art an anderer Stelle einen neuen Wuchsstandort finden kann. Die Ausbreitungsentfernung ist dabei im Wesentlichen abhängig von der Art und dem Potential der Distanzüberwindung des abiotischen oder biotischen Vektors sowie der Beschaffenheit der Diasporen, die teilweise spezielle Anpassungen aufweisen.

Um die Vagilität der 635 in der Datenbank enthaltenen Pflanzenarten abzubilden, wurde ein Schema auf Grundlage verfügbarer Daten entwickelt, das diese Faktoren berücksichtigt. Das System basiert auf den Ausbreitungstypen, die in der Trait-Datenbank LEDA für die jeweiligen Arten angegeben sind. Die Diasporen können demnach durch Wind verbreitet werden (Anemochorie), durch Wasser (Hydrochorie), durch Tiere (Zoochorie), durch Selbstverbreitung (Autochorie) oder durch den Menschen (Hemerochorie).

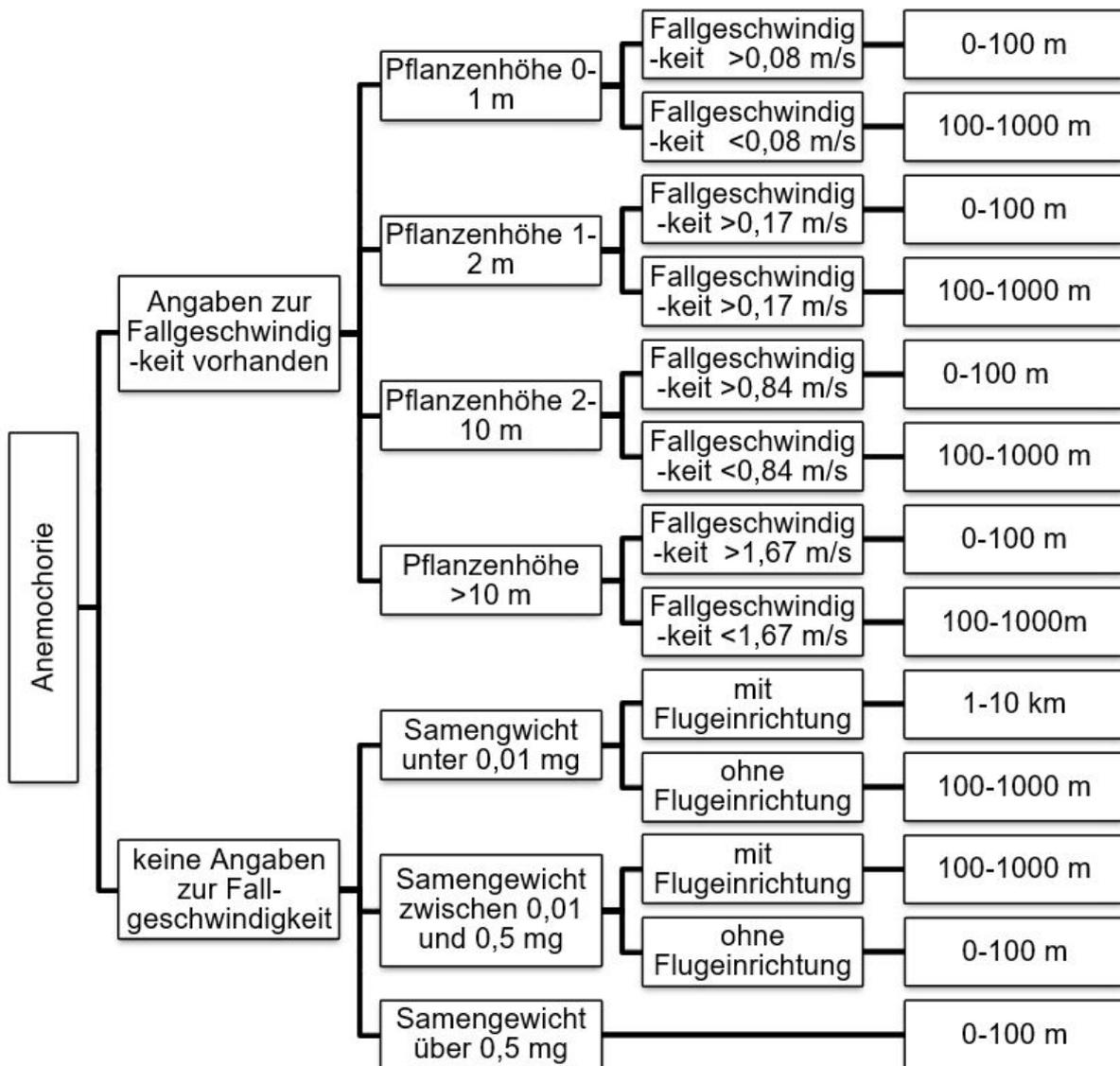


Abb. 1: Einstufung von Entfernungsklassen für die anemochore Ausbreitung von Diasporen

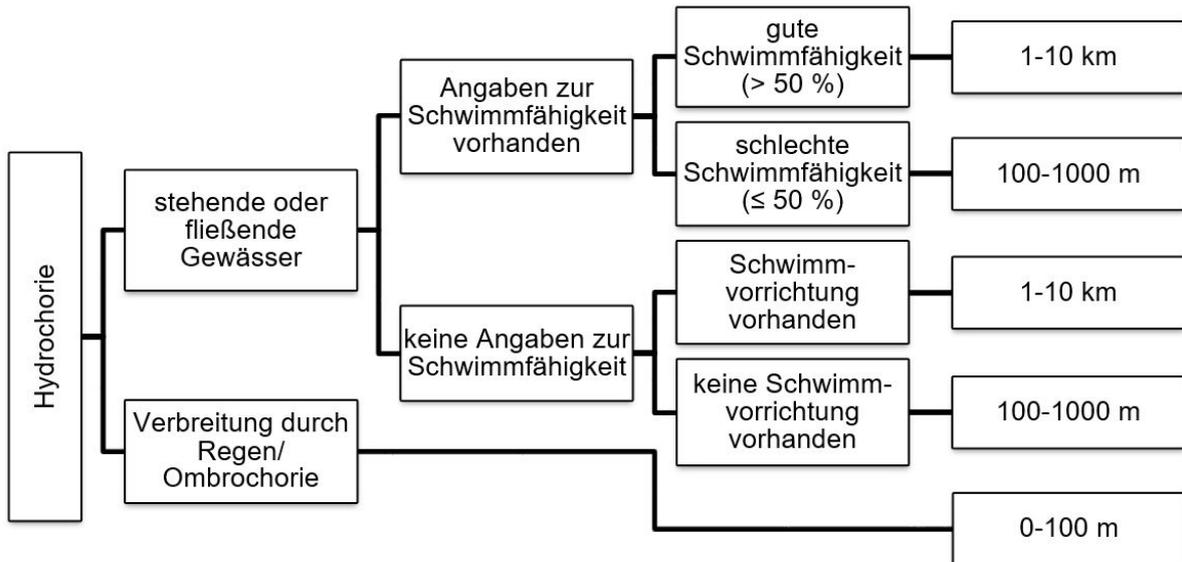


Abb. 2: Einstufung von Entfernungsklassen für die hydrochore Ausbreitung von Diasporen

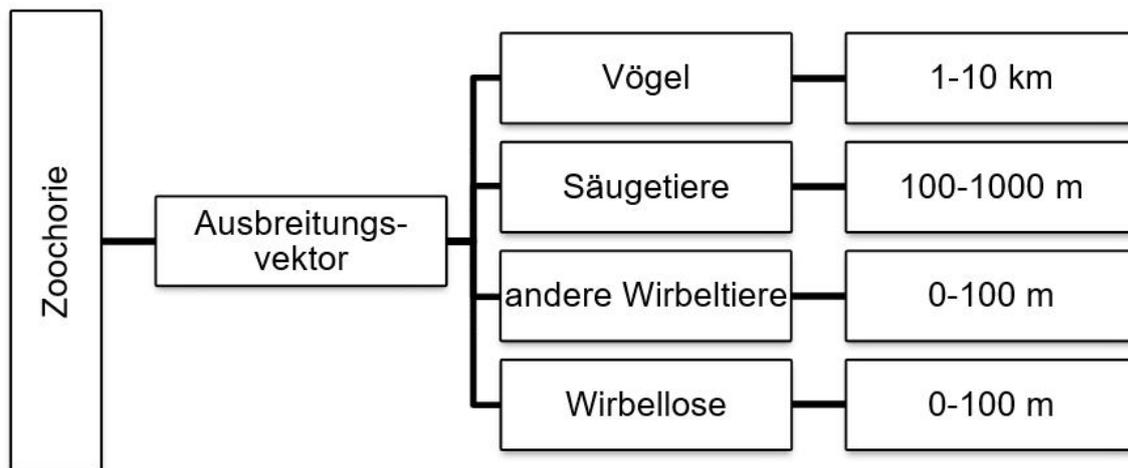


Abb. 3: Einstufung von Entfernungsklassen für die zoochore Ausbreitung von Diasporen

Bei der anemochoren Ausbreitung (Abb. 2) ist die Fallgeschwindigkeit und die Pflanzhöhe entscheidend: Je langsamer ein Samen fällt und je höher die Pflanze ist, desto weiter können die Diasporen getragen werden. Für Arten, deren Fallgeschwindigkeit bekannt ist, wurden Schwellenwerte für Pflanzen in vier Höhenkategorien (0-1 m, 1-2 m, 2-10 m und >10 m) abgeleitet. Ausgehend von einer angenommenen mittleren Windgeschwindigkeit an verbreitungsrelevanten Tagen von 30 km/h, also einem schwachen bis mäßigen Wind, leitet sich ab, dass eine Flugzeit von 12 Sekunden nötig ist, um eine Diaspore 100 m weit zu transportieren. Aus dieser Zeitspanne und der Pflanzhöhe an den Grenzen zwischen den gewählten Größenkategorien ergeben sich verschiedene Fallgeschwindigkeiten. Werden diese Schwellenwerte überschritten, so wird die Diaspore mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht mehr als 100 m weit getragen, bei Unterschreitung kann sie auch weiter transportiert werden.

Ist die Fallgeschwindigkeit nicht bekannt, so musste alternativ über das Samengewicht und das Vorhandensein von Flugeinrichtungen auf die Ausbreitungsdistanz geschlossen werden. Im abgebildeten Diagramm wurden als Anhaltspunkte die Samengewichte von Orchideen

(unter 0,01 mg) als leichteste Kategorie verwendet, als größte die Diasporen von Erlen (über 0,5 mg). Samen mit Flugeinrichtungen wie Fortsätzen oder Anhängseln wurde dabei ein höheres Ausbreitungsvermögen zugewiesen. Hinweise zu solchen Flugeinrichtungen gibt die Datenbank BioFlor (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung).

Annahme: Windgeschwindigkeit 30 km/h = 8,33 m/s

(schwacher Wind bis 28 km/h, mäßiger bis 37 km/h)

- 100 m / 8,33 m/s = 12 s Fallzeit
- Fallgeschwindigkeit bei variabler Pflanzenhöhe
 - 1 m 1/12 m/s = 0,08 m/s
 - 2 m 2/12 m/s = 0,17 m/s
 - 10 m 10/12 m/s = 0,84 m/s
 - 20 m 20/12 m/s = 1,67 m/s

Hydrochore Arten (s. Abb. 2) werden entweder auf der Oberfläche von Gewässern schwimmend oder durch Regen ausgebreitet. Arten der letztgenannten Kategorie werden nur im direkten Umkreis der Mutterpflanze verbreitet, demnach sind sie der kleinsten Vagilitätskategorie zuzuordnen. Diasporen, die in stehenden oder fließenden Gewässern transportiert werden, können weiter verbreitet werden. Ihre Ausbreitungsdistanzen sind abhängig von der Schwimmfähigkeit und -dauer. In der LEDA Datenbank sind für zahlreiche Arten Werte zur Schwimmfähigkeit der Diasporen hinterlegt. Zur Ableitung der potenziellen Vagilität wurde die Schwimmfähigkeit von 50 % als Schwellenwert angenommen. Arten, die besser schwimmfähig sind, können vermutlich über große Distanzen verbreitet werden, auch in Stillgewässern aufgrund des Wellenschlages. Schlecht schwimmfähige Arten wurden in die Kategorie 100-1000 m eingeordnet, da durch Wasserbewegung vor allem an Fließgewässern auch eine Verbreitung mit der Strömung möglich ist.

Fehlten in LEDA Angaben über die Schwimmfähigkeit der Diasporen, so wurde alternativ mit Angaben über die Beschaffenheit der Samen in BioFlor gearbeitet. Arten, deren Diasporen über luftgefüllte Vesikel oder wasserabweisende Hüllen verfügen, wurden als gut schwimmfähig eingestuft, Arten ohne solche Vorrichtung als schlecht schwimmfähig.

Die typologische Einteilung berücksichtigt nicht die individuellen Bedingungen, z.B. hohe Wind- oder Strömungsgeschwindigkeiten, die Diasporen unter Umständen wesentlich weiter tragen können als hier angenommen.

Unsicherheiten bei der Zuordnung gibt es darüber hinaus bei den Moor- und Gewässerarten, die häufig in oder an kleinflächigen Wasserstellen vorkommen. Kleinflächige Gewässer erlauben selbst für schwimmfähige Diasporen nur eine kurze Ausbreitungsdistanz. In der Datenbank wurde bei diesen Arten daher von dem Schema nach unten abgewichen.

Bei zoochoren Diasporen ist die Vektorfunktion abhängig von der Mobilität der Tiere, die bei verschiedenen Artengruppen sehr unterschiedlich sein kann. Das Regelwerk bildet vier Gruppen ab: Vögel haben dabei die größte Ausbreitungsdistanz. Diasporen, die sie mit ihrem Kot verbreiten oder die sich in ihrem Federkleid verfangen, können ggf. über mehrere Kilometer verbreitet werden. Bei Zugvögeln können mehrere 100 km erreicht werden.

Auch Säugetiere sind überwiegend in einem größeren Umkreis aktiv. Da viele Arten territorial leben, wurde hier die Kategorie 100-1000 m gewählt. In Ausnahmefällen sind aber auch hier größere Ausbreitungsdistanzen denkbar. Andere Wirbeltiere wie Reptilien oder Amphibien sind in der Regel weniger mobil, sie wurden ebenso wie wirbellose Arten der Ausbreitungsdistanz von 0 bis 100 m zugeordnet.

Die Selbstausbreitung von Diasporen durch die Mutterpflanze geschieht im direkten Umfeld (Kategorie < 100 m).

Durch hemerochore Ausbreitung können teilweise sehr große Distanzen überwunden werden, zumal die Ausbreitung nicht nur unbeabsichtigt über Kleidung, Schuhwerk oder Fahrzeuge stattfindet. Im Rahmen der hier vorliegenden Fragestellung wurde die Ausbreitungsfunktion des Menschen als gering eingeschätzt.

Zahlreiche Pflanzen werden polychor ausgebreitet: die Angaben in der Datenbank beziehen sich in diesen Fällen auf die größtmögliche realistische Ausbreitungsdistanz, die die Art erreichen kann.

2.4 Methodik der Analyse und Bewertung der Tierarten

2.4.1 Selektion von Arten in der PAN-Literaturdatenbank

Als Basis für die Identifizierung und Bewertung wildnistypischer Arten stand zunächst eine umfangreiche Literaturdatenbank des Projektpartners PAN zur Verfügung, die mittels einer gezielten Recherche um relevante Arbeiten, insbesondere zu den Themen „Habitatbindung“, „Raumanspruch“ und „Vagilität“ einzelner Arten erweitert wurde. Suchwörter waren neben dem Artnamen „*home range*“, „*dispersal*“ und „*habitat*“. Es gingen 274 Quellen für insgesamt 1.435 Arten in die Artenauswahl und in die Bewertungen ein. Eigene Expertise wurde für die Einschätzung bei allen Wirbeltiergruppen sowie bei Weichtieren, Ameisen, Heuschrecken, Libellen und Tagfaltern hinzugezogen. Neben den Originalarbeiten standen darüber hinaus für fast alle Gruppen Standardwerke (faunistische Monographien, s. Tab. 4) für xylobionte Käfer, Laufkäfer, Weichtiere und Zikaden auch Übersichtsartikel (Reviews) zur Verfügung.

In die Artenauswahl flossen vorrangig, aber nicht ausschließlich, Arten der Roten Liste Deutschlands (bis auf Ausnahmen ohne Kategorie 0), sowie Arten aller FFH-Anhänge und des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie ein. Ferner wurde bei einigen Gruppen auch der Status als Verantwortungsart (Quellen: Referenzliste BfN, Stand Mai/Juni 2016; Gesellschaft für angewandte Carabidologie 2009, Morkel 2017) berücksichtigt, unabhängig vom Rote-Liste- und/oder FFH-Status. Darüber hinaus gingen 24 wirbellose Arten aufgrund ihrer Einstufung als obligate Wildnisarten in die Datenbank ein, die keine der oben genannten Statusangaben aufwiesen.

Unter den verschollenen Arten (Rote Liste 0) befindet sich das Steinhuhn, von dem es im Allgäu gelegentlich wieder Nachweise gibt (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011). Weiterhin enthält diese Gruppe eine Bienenart sowie zwei Schnecken- und 33 Käferarten. Mehr als die Hälfte dieser Arten wurde als obligate Wildnisart eingestuft; die Käfer sind nahezu ausnahmslos Urwaldreliktarten (n. Müller et al. 2005a oder Indikatorarten für Wildnis).

Für ca. 50 Wirbellose war die Suche nach Synonymen erforderlich, wenn die Arten-Referenztablette des BfN den Artnamen der Literatur nicht listete. Der Abgleich mit Synonymen erfolgte in der Regel über die Datenbank *Fauna Europaea* (de Jong et al. 2014). Nicht alle Zweifelsfälle konnten jedoch geklärt werden und nicht für alle Synonyme existiert ein Eintrag in der Arten-Referenztablette.

Sofern es sich um individuenreiche Artengruppen handelte (z.B. *Coeloptera*, *Heteroptera*), wurde die Einstufung teilweise mit Hilfe eines eigens erstellten Bewertungsschemas vorgenommen, das sich an den Inhalten der Quellen orientierte (vgl. Tab. 4, Details unter Kap. 2.4.2).

Tab. 4: Übersicht über die Auswertungen der Tierartengruppen

Artengruppe	Anzahl der aufgenommenen Arten	Anzahl der ausgewerteten Quellen ¹	Standardwerke oder Übersichtsartikel	Anmerkungen zur Auswertung
Amphibien	10	9	DGHT e.V. 2014	Einzelartbewertung
Reptilien	4	6	DGHT e.V. 2014	Einzelartbewertung
Fische	65	6	Brunken & Winkler (2015), Kottelat & Freyhof (2007)	Einzelartbewertung; Verantwortungsarten (!, !!) wurden berücksichtigt, auch ohne Rote-Liste- und/oder FFH-Status; Ergänzung von Arten ohne Status nach eigener Einschätzung; zwei als Meeresfische geführte Arten ergänzt (Aal, Finte)
Vögel	86	97	Bezzel & Weick (1993), Bezzel (2005), Glutz von Blotzheim et al. (2001)	Einzelartbewertung
Säugetiere	34	55	Braun & Dieterlen (2003, 2005), Dietz et al. (2007), Dietz & Kiefer (2014), Mitchell-Jones et al. (1999)	Einzelartbewertung
Heuschrecken	27	14	Detzel (1998), Roesti & Rutschmann (2011), Schlumprecht & Waeber (2003)	Einzelartbewertung
Libellen	36	8	Kuhn & Burbach (1998)	Einzelartbewertung
Schmetterlinge	32	6	Bräu et al. (2013)	Einzelartbewertung
Hautflügler	79	12		Auswertung einzelner Studien mit relevanten Angaben zur Lebensraumpräferenz aus verschiedenen Gebieten
Käfer	511	32	Gesellschaft für angewandte carabidologie (2009), Müller et al. (2005a), Schmidl & Bußler (2004)	Angaben zu Lebensraumpräferenzen, Verantwortlichkeit bzw. Substratgilden und Indikatorarten herangezogen
Spinnen	113	17		Auswertung einzelner Studien mit relevanten Angaben zur Lebensraumpräferenz aus verschiedenen Gebieten

Artengruppe	Anzahl der aufgenommenen Arten	Anzahl der ausgewerteten Quellen ¹	Standardwerke oder Übersichtsartikel	Anmerkungen zur Auswertung
Wanzen und Zikaden	194	9	Morkel 2015, 2017, Nickel et al. 1999, Nickel & Remane 2002	Angaben zu Habitattyp (15 Typen) und Gefährdungsfaktor wurden ausgewertet; Einstufung der Bindung an Wildnisgebiete über eine eigens erstellte Matrix (Abb. 4). Wanzen als Beiarten in verschiedenen Arbeiten sowie aus Experteninformationen (C. Morkel) ausgewertet.
Zweiflügler	10	2		Auswertung als Beiarten
Weichtiere	232	10	Jungbluth & von Knorre 2009	Auswertung der Angaben zur ökologischen Gruppen (14 Typen, ohne synanthrope Arten); Rote-Liste-0-Arten wurden mit aufgenommen; Auswahl der wildnistypischen Lebensräume je nach ökologischer Gruppe (z.B. Art von Steinschutthalden, naturnaher Stillgewässer, anderer wildnistypischer Lebensräume)
Sonstige	3	3		Auswertung als Beiarten; 3 Pseudoskorpione, 1 Netzflügler (Taghaft)

¹ eine vollständige Liste der ausgewerteten Quellen befindet sich im digitalen Gesamtliteraturverzeichnis

Hinweise auf die Einstufung der *Bindung an Wildnisgebiete* (A- / obligate, B- / fakultative Wildnisart, C- / sonstige Art) sind teilweise im Bemerkungsfeld einer Art enthalten.

Die Auswahl der wildnistypischen Lebensräume, Einstufung der Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen, der Habitatkontinuität und die Benennung der wildnistypischen Habitatansprüche wurde soweit möglich aus der Literatur abgeleitet und ggf. durch persönliche Expertise ergänzt. Für eine Reihe von Wirbellosen waren hierzu jedoch keine Angaben möglich.

2.4.2 Anmerkungen zu ausgewählten Tierartengruppen

Fische

Es wurden Rote-Liste-Süßwasserarten (Quelle: Rote Liste 2009, BfN) ohne Kategorie 0 und ohne Neozoen ausgewählt sowie Arten, für die Deutschland laut Roter Liste eine hohe oder sehr hohe Verantwortung hat, auch wenn kein Rote-Liste-Status und/oder kein FFH-Status vorliegt (Quelle: Rote Liste 2009, BfN). Weitere Arten ohne jeglichen Status wurden nach eigener Einschätzung ergänzt, z.B. *Barbatula barbatula* (Bachschmerle), *Cyprinus carpio* (Karpfen, Wildform), *Esox lucius* (Hecht), *Leuciscus idus* (Aland), *Leuciscus leuciscus* (Hassel), *Phoxinus phoxinus* (Elritze), *Salmo trutta* (Forelle), *Silurus glanis* (Wels). Außerdem wurden die beiden in der Roten Liste als Meeresfische geführten Arten *Allosa fallax* (Finte) und *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal) hinzugefügt.

Säugetiere

In die Datenbank gingen alle terrestrischen Rote-Liste-Arten (ohne Kategorie 0) und alle Nicht-Rote-Liste-Arten mit FFH-Status ein, die nicht synanthrop oder Kulturfolger sind (z.B. Zwergfledermaus, Feldhase).

Anhand der Säugetiere zeigt nachfolgende Tabelle (Tab. 5) beispielhaft die jeweilige Begründung für die Einstufung der *Bindung an Wildnisgebiete*.

Tab. 5: Einstufung der Bindung an Wildnisgebiete am Beispiel der Säugetiere.

Artname	RL D	FFH-Status	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung für Wildnis Einstufung	Sonstige Bemerkungen
<i>Apodemus alpicola</i> Alpenwaldmaus	D		B	wird durch natürliche Lebensräume gefördert	endemisch in den Alpen; Habitat ist eine Mischung aus Felsen, Geröll, Wasser und grasigen Flächen in der Bergwaldzone, Bevorzugung steiler Waldhänge
<i>Barbastella barbastellus</i> Mopsfledermaus	2	II, IV	B	obwohl durch anthropogene Strukturen (Scheunen) gefördert, überwiegt Bedeutung von altholzreichen natürlichen Strukturen (zahlreich, hoher Quartierwechselbedarf!)	Waldhabitat: hoher Struktureichtum mit Altersklassen u. Saumstrukturen; Quartiere: abstehende Rinde, Stammanrisse.
<i>Canis lupus</i> Wolf	1	*II, IV	B	wird durch unzerschnittene große Lebensräume gefördert, die aber nicht notwendigerweise naturnah sein müssen; kommt auch in Kulturlandschaft zurecht, dort ist aber Störung zu groß	große zusammenhängende und ungestörte Rückzugsgebiete (z.B. militärische Übungsplätze) und ausreichend Nahrung bestimmen Vorkommen
<i>Capra ibex</i> Steinbock	R	V	A	kommt ohne großflächige Felsregionen nicht zurecht	endemisch in den Alpen
<i>Castor fiber</i> Biber	V	II, IV	B	kommt auch außerhalb der natürlichen Lebensräume in der Kulturlandschaft gut zurecht	semiaquatische Art; präferiert gewässerbegleitende Weich- und unterholzreiche Hartholzaue, grabbare Ufer
<i>Dryomys nitedula</i> Baumschläfer	R	IV	B	nicht in menschlicher Nähe	v. a. Laubwälder; Misch-/Nadelwälder, Standorte mit ausgehnter Strauchvegetation, Geröllfelder
<i>Felis silvestris</i> Wildkatze	3	IV	B	meidet Nähe menschlicher Siedlungen, wird durch große unzerschnittene Waldgebiete gefördert	Landschaften mit hohem Waldanteil, abwechslungsreiche Habitatstrukturierung, aufgelockerte Bestände, gute Habitatvernetzung
<i>Lepus timidus</i> Schneehase	R	V	B	wegen Anpassung an Almen-Lebensraum nur „B“	subalpine Nadelwälder, alpine Gebüsche und Matten, tritt aber auch auf Almen auf
<i>Lutra lutra</i> Fischotter	3	II, IV	B	Anpassung an Lebensräume in der Kulturlandschaft, wird aber durch ungestörte Gebiete gefördert; nicht auf reine Wildnisgebiete angewiesen	saubere und klare Fließ-/Stillgewässer, flache Ufer, Moore, Sümpfe, Meeresküste; Uferabbrüche, Sandbänke, Inseln, Deckung; entscheidend: ungestörte Rückzugsflächen, Habitatverbund, ausreichend Nahrung (v. a. Fische)
<i>Lynx lynx</i> Luchs	2	II, IV	B	wie Wildkatze: wird durch unzerschnittene große (Wald)-Lebensräume gefördert, meidet aber Nähe menschlicher Siedlungen, die als Barriere wirken	deckungsreiche Vegetation (Überraschungsjäger); menschlich besiedelte Räume von 1 km Breite sind Habitatbarrieren

Artname	RL D	FFH- Sta- tus	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung für Wildnis Einstufung	Sonstige Bemerkungen
<i>Marmota marmota</i> Alpenmurmeltier	R		B	i. d. R. nicht in menschlicher Nähe	offene Flächen oberhalb der Baumgrenze; alpine Matten; mäßige (Vieh)-Beweidung kann förderlich sein (Bibikow 2004)
<i>Martes martes</i> Baummarder	3	V	B	meidet Lebensräume in menschlicher Nähe, wird durch entsprechende Waldgebiete gefördert	stark an Waldgebiete gebunden, bevorzugt Fichten- u. Tannenforste, Moorwälder, Altholzbestände
<i>Micromys minutus</i> Zwergmaus	G		B	durch naturnahe Lebensräume gefördert, i. d. R. nicht in menschlicher Nähe	Charakterart feuchter Hochgras- und Hochstaudenfluren, in Verlandungszonen von Gewässern. Brachflächen mit mindestens kniehohem Bewuchs, Waldlichtungen; zieht sich zunehmend aus Getreideflächen zurück (Gefahr durch intensive Erntemethoden und Chemie)
<i>Microtus nivalis</i> Schneemaus			A	Nicht in menschlicher Nähe, Störungsfreiheit und Komplexität der Lebensräume wichtig	alpine Matten und Schutthalden; Habitat ist ein komplexes dreidimensionales Felsspaltensystem
<i>Microtus oeconomus</i> Sumpfmaus	2		B	durch naturnahe Lebensräume gefördert, i. d. R. nicht in menschlicher Nähe	im Nordosten Deutschlands (MV, BB, ST); feuchte, dichte Vegetation entlang von Gewässern, in Feuchtwiesen, Mooren, Sumpfgebieten
<i>Muscardinus avellanarius</i> Haselmaus	G	IV	B	kommt zwar im anthropogenen Umfeld vor, wird aber durch natürliche Lebensräume gefördert	Baumkronen verschiedener Gehölztypen, bevorzugt Laubmischwald, Parks, Obstgärten, Verbuschungen; fruchttragende Strauchvegetation entscheidend; Biotopverbindung über Hecken (ohne größere Lücken)
<i>Myotis alcathoe</i> Nymphenfledermaus	1	IV	B	braucht offenbar wildnisähnliche Wald-Lebensräume, die zwar (extensiv) genutzt sein können, aber trotzdem ausreichend Strukturen haben; die Art würde bei Vermehrung solcher Lebensräume profitieren	„Urwaldart“, Erstnachweise in D 2005; extrem selten und schwer nachweisbar; wahrscheinlich geringe Populationsdichte und nur isolierte Vorkommen aufgrund starker Bindung an strukturreiche alte Eichenwälder mit Feuchtstandorten (Kleingewässer, Gewässersäume)
<i>Myotis bechsteinii</i> Bechsteinfledermaus	2	II, IV	B	die Art kommt deutlich stärker in bestimmten naturnahen Wald-Lebensräumen vor (höhere Populationsdichten), profitiert davon und passt sich nur schwach an anthropogene Lebensräume (Obstgärten) an	präferiert geschlossene Laubmischwälder mit Vorkommen von Alteichen; hohe Quartierwechselhäufigkeit (bis 40 Quartiere), bevorzugt Spechthöhlen, enger Kernaktionsraum im Umkreis der Quartiere (500 m)

Artname	RL D	FFH- Sta- tus	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung für Wildnis Einstufung	Sonstige Bemerkungen
<i>Myotis brandtii</i> Große Bartfledermaus	V	IV	B	die Art kommt deutlich stärker in bestimmten naturnahen Wald-Lebensräumen vor (höhere Populationsdichten), profitiert davon und passt sich nur regional oder bedingt an anthropogene Lebensräume an; wildnisähnliche Lebensräume sind förderlich	Feucht- u. Bruchwälder, Moorgebiete, Heckenlandschaften, Quartiere in Baumhöhlen, Stammanrissen, hinter Rinde
<i>Myotis dasycneme</i> Teichfledermaus	D	II, IV	C	die genutzten Gewässer-Lebensräume sind i. d. R. stark anthropogen beeinflusst (Beuteangebot eher gefördert durch Eutrophierung)	Sommerquartiere v. a. in Gebäuden; geringe Populationsdichte; isolierte Vorkommen; an großen vegetationsfreien Stillgewässern und langsam fließenden breiten Flüssen; nur in der nördlichen Hälfte Deutschlands
<i>Myotis daubentonii</i> Wasserfledermaus	*	IV	B	zwar auch Besiedlung anthropogener bedingter Strukturen (Gebäude), wird durch natürliche Quartiere (Bindung an alte Bäume) jedoch mehr gefördert	anpassungsfähige Art, Quartiere u.a. in Baumhöhlen in Gewässernähe; bis zu 40 Quartiere (auf 5 km ²) für einen Wochenstubenverband
<i>Myotis emarginatus</i> Wimperfledermaus	2	II, IV	B	kommt zwar in extensiver Kulturlandschaft mehr oder weniger zurecht, würde aber durch entsprechende naturnahe Lebensräume wahrscheinlich besser gefördert	Nahrungsspezialist; hoher Struktureichtum (Laubgehölze), klimatisch begünstigte laubwaldreiche Gebiete
<i>Myotis myotis</i> Großes Mausohr		II, IV	C	braucht zwar große Wald-Lebensräume, diese müssen aber bewirtschaftet sein und offenen Boden aufweisen (Buchen-Hallenwälder); Fortpflanzung in Mitteleuropa nur möglich, weil der Mensch die Strukturen geschaffen hat (Gebäude), deshalb nur „C“; Populationsdichte in naturnäheren Wäldern ist geringer!	Kulturfolger; ursprünglich wahrscheinlich wüstenartige Gebiete; in D in Regionen mit hohem Waldanteil, Laub-/ Laubmischwäldern, auch Nadelwäldern, um die Kolonien (in Gebäuden); offener Boden zur Nahrungssuche, auch Wiesen, Weiden, Äcker
<i>Myotis nattereri</i> Fransenfledermaus	*	IV	B	regional zwar regelmäßig Besiedlung strukturreicher Kulturlandschaft, wird aber durch natürliche Lebensräume (Wald) wahrscheinlich besser gefördert	variabel; Waldhabitats, Flächen mit lockerem Baumbestand, Gewässer, Wiesen
<i>Neomys anomalus</i> Sumpfspitzmaus	2		B	i. d. R. nicht in menschlicher Nähe	Ufer- und Verlandungsbereich permanenter Still- u. Fließgewässer mit guter Wasserqualität; feuchte Wiesen; auch fernab von Gewässern, z.B. in Bruchwäldern

Artname	RL D	FFH- Sta- tus	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung für Wildnis Einstufung	Sonstige Bemerkungen
<i>Neomys fodiens</i> Wasserspitzmaus	V		B	wird durch naturnahe Lebensräume mehr gefördert als durch anthropogene	amphibische Lebensweise; Nähe Ufer- und Verlandungsbereich permanenter Gewässer (Bäche, Entwässerungsgräben, Flüsse, Teiche, Seen) bei guter Wasserqualität, auch im Wald und im Siedlungsbereich
<i>Nyctalus leisleri</i> Kleiner Abendsegler	D	IV	B	v. a. die Quartierbindung an alte Bäume bedingt „B“, benötigt naturnahe Wälder	weit wandernde Art (>1.000 km); Waldfledermaus, bevorzugt in Laubwäldern mit hohem Altholzanteil; Quartiere in Fäulnishöhlen, Blitzspalten, Zwieseln; auch Überwinterung in Bäumen
<i>Nyctalus noctula</i> Großer Abendsegler	V	IV	B	v. a. die Quartierbindung an alte Bäume bedingt „B“, benötigt naturnahe Wälder	weit wandernde Art (bis zu 1.000 km); Laubwaldart (bevorzugt Auwälder, Buchenwälder); Quartiere in Bäumen (Spechtlöcher), auch große Wintergesellschaften in Bäumen; Auwälder möglicherweise speziell während des Zuges von großer Bedeutung
<i>Pipistrellus nathusii</i> Rauhautfledermaus	*	IV	B	v. a. die Quartierbindung an alte Bäume bedingt „B“, benötigt naturnahe Wälder	weit wandernde Art (> 1.000 km); Lebensräume in strukturreichen Wäldern (Laubmisch-, Feucht-, Au-, Nadelwälder); Jagdgebiet oft an Gewässern, Röhrichten, Waldrändern; Quartiere in Bäumen (hinter Rinde, Baumhöhlen), Überwinterung u. a. in Bäumen, Holzstapeln
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> Mückenfledermaus	D	IV	B	v. a. die Bindung an (Au)Wälder bedingt „B“, benötigt naturnahe Wälder	bevorzugt in Auwäldern mit Altarmen; Quartiere v. a. an Gebäuden; Winterquartiere z. T. wahrscheinlich in Baumhöhlen
<i>Plecotus auritus</i> Braunes Langohr	V	IV	B	relativ anpassungsfähig und regelmäßig Besiedlung anthropogen geschaffener Strukturen (Quartiere); wird durch naturnahe Wälder aber besser gefördert als durch Siedlungsumfeld; Quartierbindung an alte Bäume	Lebensraum u. a. Wälder
<i>Rupicapra rupicapra</i> Gemse	*	V	B	nutzt anthropogene Lebensräume (Wiesen, Weiden in Hochlagen); braucht jedoch bestimmte wildnistypische Strukturen, die menschliche Aktivitäten nicht bieten können (z.B. Steilhänge)	an Waldgrenze, nicht auf Lebensräume im Hochgebirge beschränkt, auch im Mittelgebirge: Felspartien, Steilhänge (Fluchtpunkte); relativ flexibel bzgl. Habitat (ähnlich Reh), braucht Matten (od. Wiesen/Weiden) und nicht zu dichten Wald im Wechsel
<i>Sicista betulina</i> Waldbirkenmaus	1	IV	B	wird durch naturnahe Lebensräume mehr gefördert als durch anthropogene	Bergwälder, subalpine Wiesen, Zwergstrauchbewuchs, Borstgrasrasen, Hochmoore, anmoorige Wiesen; historische Vorkommen im nördlichen Schleswig-Holstein auch in Ackerbau-landschaften mit Wallhecken

Artnamen	RL D	FFH- Sta- tus	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung für Wildnis Einstufung	Sonstige Bemerkungen
<i>Sorex alpinus</i> Alpenspitzmaus	1		B	Förderung durch natürliche Lebensräume	submontan bis subalpine Wälder, feucht-kühles Mikroklima; Blockschutthalden, enge Bindung an felsiges Habitat und Ge- wässernähe, kl. Flüsse/Gebirgsbäche mit steinigem Ufern

A: obligate Wildnisarten, B: fakultative Wildnisarten, C: sonstige Arten; RL D = Rote Liste Deutschland; Quellen: Braun & Dieterlen (2003, 2005), Dietz et al. (2007), Dietz & Kiefer (2014), s.a. Literaturverzeichnis

Käfer

In den primär ausgewerteten Arbeiten von Müller et al. (2005a) und Schmidl & Bußler (2004) zu xylobionten Käfern wurden mehr als 250 Arten mit Indikatorstatus extrahiert. Zusätzlich zum Rote-Liste-Status (Stand 1998) sind Angaben zur Substratgilde, zur landschaftsökologischen Relevanz der Arten, zum Status Indikatorart und zur waldökologischen Relevanz vermerkt. Unter den ausgewählten Arten befinden sich 108 Arten mit Status „Urwaldreliktart“, gemäß der Definition von Müller et al. (2005a): „Nur reliktdäre Vorkommen im Gebiet, Bindung an Kontinuität der Strukturen der Alters- und Zerfallsphase bzw. Habitattradition, hohe Ansprüche an Totholzqualität und –quantität, Populationen in den kultivierten Wäldern Mitteleuropas verschwindend oder ausgestorben.“

Eine Gruppe von 54 Arten wird dort besonders hervorgehoben und als „Kategorie 1“-Arten bezeichnet, da sie hohe Anforderungen an Requisiten, Ressourcen und Strukturen wie z.B. große Waldflächen, seltene Holzpilze, starke Totholz-Dimensionen, hohes Baumalter, Heliophilie der Bestände, lange Verweildauer bzw. späte Sukzessions-Stadien der Holzstruktur im Abbauprozess haben.

Die Einstufung der *Bindung an Wildnisgebiete* sowie die *Habitatkontinuität* wurde folgendermaßen vorgenommen:

Urwaldreliktarten der Kategorie 1 (s. Müller et al. 2005a) sind grundsätzlich „A“-Arten (obligate Wildnisarten) mit der höchsten Stufe der Habitatkontinuität („Im Großteil des mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes auf Habitatkontinuität (>> 200 Jahre) angewiesen“).

Alle übrigen Indikatorarten und die sonstigen Urwaldarten sind grundsätzlich „B“-Arten (fakultative Wildnisarten) mit der mittleren Habitatkontinuitätsstufe („Es gibt zumindest regional Hinweise auf die Notwendigkeit der Habitatkontinuität“).

Es wurden keine „C“-Arten (sonstige Arten) ausgewiesen.

Für alle Arten wurde für das Eingabefeld *wildnistypische Lebensräume* die Kategorie „Art der Alters- und Zerfallsphasen der Wälder“ ausgewählt.

Die Einstufung der *Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen* erfolgte für alle Arten nach dem Schema:

Bewirtschaftung: stark

Diffuse Stoffeinträge: mittel

Wanderwege/Personen/Freizeitnutzung: nicht vorhanden oder nicht relevant

Straßen/Verkehr/Siedlung: nicht vorhanden oder nicht relevant

Freileitungen/Windkraftanlagen: nicht vorhanden oder nicht relevant

Wildnistypische Habitatansprüche wurden nach den Substratgilden beurteilt:

Frischholzbesiedler: Vivixylophage und zoophage Besiedler lebender Holzpartien, die Belegung des Substrats erfolgt – abhängig von der Holzfeuchte – bis ca. ein Jahr nach Absterben des Gehölzes. → *Altholz*

Alle anderen Gilden, so genannte *Altholzbesiedler* (saproxylophage und zoophage Besiedler von seit längerer Zeit abgestorbenem Holz), *Mulmhöhlenbesiedler* (xylodetritophage und zoophage Besiedler von zu Mulm zersetztem Holzmaterial im Inneren noch fester Holzstrukturen), *Holzpilzbesiedler* (mycetophage Besiedler von verpilzten Holzteilen oder ausschließlich auf Holz wachsenden Pilzfruchtkörpern) und *xylobionte Sonderbiologen* (succiphage,

necrophage, coprophage, saprophage, nidicole, pollenophage etc. Besiedler von Holzstrukturen) → *Altholz, stehendes Totholz, liegendes Totholz, sonstige Totholzstrukturen.*

Zikaden

In der vorrangig betrachteten Arbeit von Nickel et al. (1999) sind zusätzlich zum Rote Liste-Status Angaben zum Habitattyp (15 Typen), zum Areal und zu Gefährdungsfaktoren enthalten. Etwa 200 Rote Liste-Arten aller Kategorien wurden mit den Angaben zum Habitattyp, Areal und zur Nährpflanze (letztere Info, soweit vorhanden, aus Nickel & Remane 2002 ergänzt) in die Datenbank übernommen. Ausgenommen wurden synanthrope Arten, Arten mit unsicherem Vorkommen, unklarem Habitattyp oder aus dem Habitat „Ruderalstandorte“, taxonomisch fragliche sowie vermutlich nicht gefährdete Arten.

Die Einstufung der *Bindung an Wildnisgebiete* erfolgte über eine eigens erstellte Matrix (s. Kreuztabelle Tab. 5). Angaben zu den Habitattypen sind dabei der wichtigste Anhaltspunkt. Oft werden jedoch zwei oder mehr Typen angegeben. Für die Angabe von 1-2 Typen wurde die nachfolgende Matrix verwendet:

- Angabe nur des primären Habitattyps (Spalte 3) führt zur Einstufung der Wildnisbindung in Spalte 1
- Angaben zu zwei Habitattypen (primärer Typ Spalte 3 + sekundärer Typ in Spalten 4-18, grau schattiert) führt zur Einstufung im entsprechenden Feld der nachfolgenden Kreuztabelle (Erläuterungen der Habitattypen am Ende der Kreuztabelle).

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
			sekundärer Habitattyp															
		+	AS	D	F	G	M	N	R	S	T	Tb	Tp	Ts	W	Wf	Wt	
B	primärer Habitattyp	AS																
A		D											B					
A		F																
nb		G	B					B	B	C	B				B		C	
A		M					nb								nb		nb	
B		N					B				B					C		
nb		R			B				B			C						
B		S				B						B						
C		T				C				C								C
C		Tb				C												C
C		Tp		B	B				C	C								
C		Ts																
B		W	B			C	B	B										
B		Wf				C												
B		Wt								C								

Abb. 4: Ermittlung der Bindung an Wildnisgebiete (A, B, C) für Zikaden (n. Nickel et al. 1999); Erläuterungen s. Text

nb = nicht bewertet, AS = Matten oder Krummholzbestände alpiner und subalpiner Lagen, D = Weißdünen im Küstenbereich, F = Kies- und Sandbänke unregulierter Flüsse, G = extensiv genutztes oder verbrachtes Grünland, M = Hoch- und Zwischenmoore, N = Nassstandorte (Ufer, Quellriede, ungenutzte Flachmoore), R = Ruderalstandorte, S = Salzstandorte, T = Trockenstandorte, Tb = Trockenstandorte

basischer Substrate, Tp = Trockenstandorte sandiger Substrate (Binnendünen, sandige Heiden u. ä.), Ts = Trockenstandorte saurer Substrate (Silikatmagerrasen u. ä.), W = Wälder und Gebüsch (einschl. Einzelbäume, Gehölzsäume u. ä.), Wf = Wälder und Gebüsch feuchter Standorte, Wt = Wälder und Gebüsch trockener Standorte

Vorgehensweise für die Einstufungen der Bindung an Wildnisgebiete

Obligat Wildnisart (A)

Primärer Habitattyp (D, F, M): Arten wildnistypischer (und „enger“) Habitattypen. Annahme: Arten kommen ausschließlich hier vor und können nicht auf andere Lebensräume ausweichen (starke Affinität).

Fakultative Wildnisart (B)

Primärer Habitattyp (AS, N, S, W, Wf, Wt): Arten wildnistypischer (aber „breiterer“) Habitattypen. Annahme: Arten werden wahrscheinlich durch diesen Habitattyp gefördert, da er jedoch einen gewissen Spielraum enthält, ist die Affinität nicht so stark wie bei den „A“-Arten.

Primärer + sekundärer Habitattyp (s. Kreuztabelle):

Bsp: G+AS, G+M, G+N: G alleine wäre „C“, aber das zweite Habitat wertet die Kombination nach „B“ auf.

Sonstige Art (C)

Primärer Habitattyp (T, Tb, Tp, Ts): Arten in Habitattypen mit einem möglicherweise breiteren Spektrum. Annahme: Arten kommen möglicherweise auch in Kulturlandschaft und ohne wildnistypische Habitats zurecht.

Primärer + sekundärer Habitattyp (s. Kreuztabelle):

Bsp: Wf+G, N+W: der primäre Typ alleine wäre „B“, aber das zweite Habitat wertet die Kombination nach „C“ ab.

Drei Arten mit drei Habitattypen wurden als „sonstige Arten“ (C) behandelt (Tab. 6). Die Auswahl der *wildnistypischen Lebensräume* erfolgte nach einem Zuordnungsschlüssel über die Habitattypen (Tab. 7) und für die Einstufung der *Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen* wurden soweit möglich die Informationen zu Gefährdungsfaktoren herangezogen (Tab. 8)

Tab. 6: Arten mit drei Habitattypen. Abkürzungen s. Abb. 4.

Art	RL	Habitattypen	weitere Infos	Bindung an Wildnisgebiete	Begründung
<i>Anakelisia fasciata</i>	3	N + Wf + G	keine	C	relativ breites (Feucht-) Habitatspektrum
<i>Anoscopus albiger</i>	2	S + R + G	nördl. Arealrand	C	wegen Ruderal und Grünland generell relativ breites Habitatspektrum
<i>Kelisia monoceros</i>	2	AS + S + G	keine	C	relativ breites Habitatspektrum

Tab. 7: Auswahl der wildnistypischen Lebensräume. Abkürzungen s. Abb. 4.

Habitattyp	Wildnistypische Lebensräume
N, S bzw. Kombination aus N, S, F, D, M	Art anderer wildnistypischer LR
F	Art dynamischer Auen
D	Art naturnaher Küsten
M	Art natürlicher bzw. naturnaher Moore
AS, G, R, T, Tb, Tp, Ts, W, Wf, Wt sowie alle anderen Kombinationen	Art anderer dynamischer LR

Tab. 8: Einstufung der Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen.

Gefährdungsfaktor	Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen	Stufe
Z = direkte Habitatzerstörung (z.B. durch Baumaßnahmen, Gesteins- und Torfabbau) F = Intensivierung der Forstwirtschaft (z.B. Anlage von Monokulturen, Beseitigung von „Forstunkräutern“) T = Trockenlegung (z.B. Entwässerung, Eindeichung, Flussregulierung)	Bewirtschaftung	stark (wenn Z, F od. T) sonst unbekannt, ob relevant
L = Intensivierung der Landwirtschaft	Diffuse Stoffeinträge	stark (wenn L in Kombination mit Habitattyp M) sonst mittel oder unbekannt, ob relevant
	Wanderwege / Personen / Freizeitnutzung	nicht vorhanden oder nicht relevant
	Straßen / Verkehr / Siedlung	nicht vorhanden oder nicht relevant
	Freileitungen / Windkraftanlagen	nicht vorhanden oder nicht relevant

Habitattyp M = Hoch- oder Zwischenmoore. Nicht zuordenbare Gefährdungsfaktoren: H = Aufgabe historischer Nutzungsformen (z.B. Beweidung, Plaggen, Schneiteln von Kopfbäumen).

Angaben zu *wildnistypischen Habitatansprüchen* waren nur in wenigen Fällen möglich, z.B. zu pyrophilen Arten, Dünenbewohnern (= Küstendynamik) und Bewohnern von Kies- und Sandbänken unregulierter Flüsse (= Flusssdynamik).

2.5 Auswertungen mit multivariaten Verfahren

Ein wichtiges Ziel des vorliegenden F+E Vorhabens ist es, Anspruchstypen von wildnistypischen Arten herauszuarbeiten. Dazu werden die in der Datenbank gesammelten Informationen als Variablen multivariat analysiert, namentlich Merkmale zur Bindung der Arten an bestimmte Habitate, Strukturen und natürliche Störungsregime sowie weitere Lebenseigenschaften bzw. Empfindlichkeiten zum Beispiel gegenüber anthropogenen Störungen. Dadurch sollen Artengruppen erkannt werden, die aus Arten mit ähnlichen Merkmalsausprägungen bestehen.

Zur Anwendung kam dabei die *Multiple Correspondence Analysis* (MCA), die mit dem Statistikprogramm R (R Core Team 2017) und dem FactoMiner Paket (Husson et al. 2017) ausgeführt wurde. Dabei werden komplexe Zusammenhänge zwischen den Merkmalen der Arten so strukturiert, dass Muster sichtbar werden und interpretiert werden können. Aufbauend auf

der MCA wurden Cluster mit der *Hierarchical Clustering On Principle Components* (HCPC, Clusteralgorithmus: Ward) Methode gebildet. Bei der Clusterbildung werden Arten mit ähnlicher Merkmalsausprägung zusammengefasst. Die wesentlichen erklärenden Faktoren der einzelnen Cluster dienten als inhaltliche Kriterien für die Abgrenzung der Anspruchstypen.

Die Datenbank ist durch die unvollständige und heterogene Datenlage lückenhaft. Betroffen sind vor allem die Merkmale zur Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen, Habitatkontinuität und Raumansprüchen. Zur Durchführung einer MCA werden aber vollständige Datensätze benötigt, weshalb die Rohdaten für die statistische Analyse ungeeignet waren. Lösungsmöglichkeiten für dieses Problem werden von Bennett (2001) dargestellt: der dort u.a vorgeschlagene *listenweisen Fallausschluss* führt zu einem hohen Informationsverlust, da wichtige Merkmale wie z.B. die notwendigen Schutzgebietsgrößen nicht berücksichtigt werden würden. Die ebenfalls häufig verwendete *Missing-Indicator Method*, bei der die fehlenden Werte als eigene Kategorie behandelt werden, führt zu einer starken Verzerrung der Ergebnisse (Donders et al. 2006). Für die hier vorliegende Datenstruktur stellte sich die *Regularized Iterative Multiple Correspondence Analysis* (RIMCA) aus dem missMDA Paket (Josse & Husson 2016) als geeignet heraus. Bei diesem multivariaten *Imputation* Verfahren werden auf Artebene die Kombinationen von Merkmalsausprägung analysiert und daraus für fehlende Einträge der Grad der Zugehörigkeit zu den jeweiligen Merkmalsausprägungen berechnet (Josse et al. 2012). Eine direkte Zuordnung einer Merkmalsausprägung wie beispielsweise Vagilität < 100 m, findet nicht statt. Donders et al. (2006) zeigen, dass die *multiple imputation* zu einer erwartungstreuen Zuordnung von fehlenden Werten führt, was sich nach einem Plausibilitätstest der Ergebnisse auch bestätigte. Auf die Abgrenzung der Anspruchstypen aus den Clustern hatte die RIMCA keinen Einfluss.

3 Ergebnisse

3.1 Identifizierung von Anspruchstypen durch multivariate Analyse der Datenbank

Zur Identifizierung von Anspruchstypen wildnisgebundener Arten werden die Ergebnisse der Korrespondenz- und Clusteranalyse vorgestellt.

Die ersten fünf Ordinationsachsen der MCA erklären zusammen 40,2 % der Gesamtvarianz des Datensatzes (Tab. 9). Während die ersten beiden, auch in Abb. 5 dargestellten Achsen zusammen 25 % zur Erklärung der Gesamtvarianz des Datensatzes beitragen, tragen die drei weiteren Ordinationsachsen jeweils weitere (ca.) 5 % bei. Darüber hinaus liefert Tab. 9 erste qualitative Interpretationsmöglichkeiten der Faktoren bzw. Merkmalsausprägungen, die die Achsen und damit die Verteilung der Arten im Ordinationsraum am besten beschreiben.

Die quantitativ aussagekräftigste Achse 1 (Erklärwert 17,9 %) wird maßgeblich durch walddespezifische natürliche Störfaktoren (Windwurf und Insektenkalamitäten) sowie die Strukturtypen Altholz und stehendes Totholz beschrieben (Tab. 9). In Abb. 5 ist entlang der ersten Achse nach rechts eine hohe Bedeutung dieser Faktoren, nach links eine geringe Bedeutung gegeben. Achse 2 wird vor allem durch die Faktoren Strukturtyp Stillgewässer und Strukturtyp Fließgewässer beschrieben sowie durch gewässergebundene natürliche Störungen (Erosion, Sedimentation, Biber). Nach oben sind diese Faktoren stark ausgeprägt, nach unten gering. Die Achsen 3 bis 5 sind in Abb. 5 nicht dargestellt, tragen aber nicht unerheblich zur Erklärung der Gesamtvarianz des Datensatzes und Ausbildung der Cluster bei. Achse 3 repräsentiert dabei die Faktoren Wald-Offenland-Ökotope und die für ihre Entstehung förderlichen natürlichen Störungsregime, nämlich Großherbivorenaktivitäten und Feuer (dies ggf. auch in Interaktion). Achse 4 wird schwerpunktmäßig durch Faktoren aufgespannt, die mit der Erzeugung von Rohbodenstandorten zum Beispiel durch geogene Erdbewegungen in Gebirgen (Muren etc.) oder durch Gewässermorphodynamik zu tun haben. Achse 5 wird ähnlich wie Achse 1 wieder durch walddespezifische Wildnisstrukturen beschrieben, allerdings schwerpunktmäßig durch die Strukturtypen liegendes und sonstiges Totholz.

Die verschiedenen Artengruppen sind sehr unterschiedlich entlang der in Abb. 5 dargestellten beiden ersten Achsen des Ordinationsdiagramms aufgespannt. Während die Positionen der Tierarten, in geringerer Masse auch die der Pilzarten sich aus ihrer Lage zu beiden Achsen herleiten lassen, werden die Positionen der Pflanzenarten im Ordinationsraum fast ausschließlich durch die Lage zur zweiten Achse bestimmt.

Tab. 9: Ergebnisse der MCA: Dargestellt sind in Zeile 2 die durch die Achsen 1 bis 5 der MCA erklärte Varianz (in Abb. 8 sind nur die Achsen 1 und 2 dargestellt) - die Achsen 1 bis 5 erklären zusammen 40,2 % der Gesamtvarianz des Datensatzes – und ab Zeile 3 prozentuale Anteile der einzelnen Faktoren-/Merkmalsausprägungen an der Erklärung der einzelnen Achsen. Es werden nur Faktoren dargestellt, die für mindestens eine der ersten fünf Achsen einen Beitrag von > 5 % leisten. Fett gedruckt und unterstrichen sind die zwei jeweils bedeutendsten Faktoren.

Achse	1	2	3	4	5
Erklärte Varianz in %	17,9	7,1	5,4	5,2	4,6
Störungen durch Insektenkalamitäten	<u>13,9</u>	0,1	<0,1	<0,1	5,8
Störungen durch Windwurf	<u>12,8</u>	0,2	0,5	<0,1	6,7
Strukturtyp sonstiges Totholz	7,1	3,3	<0,1	2,6	<u>11,9</u>
Strukturtyp liegendes Totholz	6,6	3,2	0,1	2,4	<u>15,2</u>
Strukturtyp Altholz	12,4	0,4	<0,1	0,0	2,9
Strukturtyp stehendes Totholz	12,0	1,2	0,1	0,5	<0,1
Notwendigkeit der Habitatkontinuität überregional	5,2	0,8	0,2	<0,1	0,1
Strukturtyp Fließgewässer	0,9	<u>9,5</u>	4,2	0,3	9,3
Strukturtyp Röhricht	0,3	7,8	0,4	2,6	0,8
geringe Empfindlichkeit gg. Freizeitakt.	0,1	6,1	0,9	0,2	2,8
Strukturtyp Stillgewässer	1,1	<u>11,2</u>	2,5	8,1	0,7
Störungen durch Biber	0,2	7,7	0,9	7,3	<0,1
Störungen durch Fließgewässerdynamik	1,1	9,0	1,9	11,5	6,0
Strukturtyp Wald-Offenland Ökotope	0,1	0,2	<u>24,6</u>	<0,1	6,4
Störungen durch Feuer	0,1	0,1	24,0	<0,1	7,1
Störungen durch Großherbivorenaktivitäten	0,1	2,5	<u>24,3</u>	0,5	4,1
mittlere Empfindlichkeit gg. Energieanlagen	<0,1	1,3	5,1	0,1	4,5
Strukturtyp Rohboden	1,4	0,1	0,3	<u>31,9</u>	1,4
Störungen durch geogene Erdbewegungen	0,4	1,3	0,2	<u>17,7</u>	<0,1

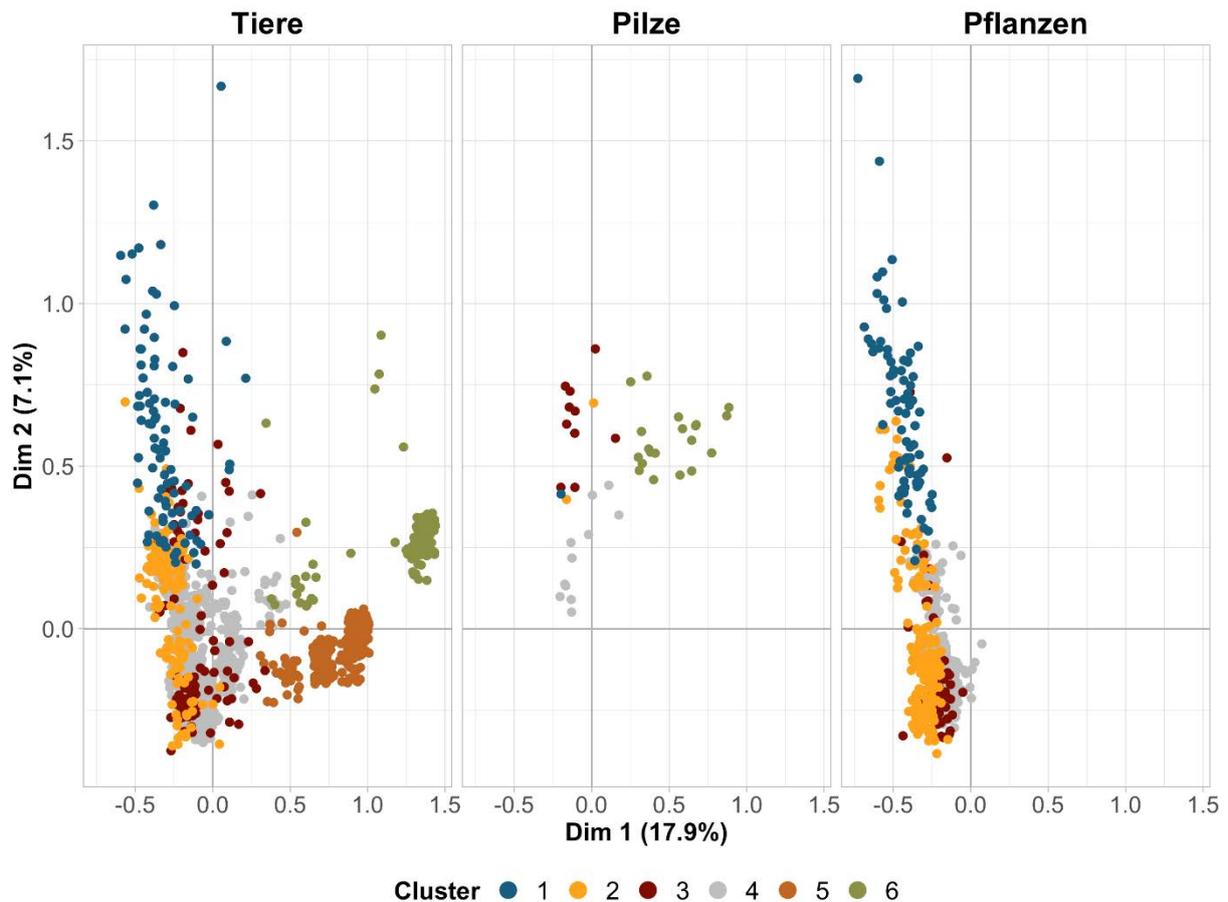


Abb. 5: Ergebnis der Korrespondenzanalyse (*Multiple Correspondence Analysis, MCA*) mit 2.006 Arten und 50 erklärenden Variablen. Die Arten wurden anschließend in einer Clusteranalyse (*Hierarchical Clustering On Principle Components, HCPC*) sechs Clustern zugeordnet. Die getrennte Darstellung nach den Artengruppen Tiere, Höhere Pflanzen und Pilze erfolgt nur aus Gründen der Übersichtlichkeit. Jeder Punkt entspricht einer Art. Die ersten beiden hier dargestellten Achsen (Dim 1 und Dim 2) erklären zusammen 25 % der Gesamtvarianz des Datensatzes (s.Tab. 9).

Durch die Clusteranalyse werden über alle Artengruppen hinweg sechs verschiedene Cluster ausgewiesen. Cluster 5 ist ausschließlich durch Tierarten vertreten. Die Häufigkeiten von Merkmalen in den Artengruppen (Clustern) sind in Tab. 10 dargestellt. Eine Bedeutungsabschätzung dieser Merkmale für die Cluster ist über die Häufigkeitsverteilungen der Merkmale über die verschiedenen Cluster hinweg (An1) bzw. innerhalb der Cluster (An2) möglich. Die Signifikanzprüfung erfolgt mit dem *v*-test. Die einzelnen Cluster unterscheiden sich also durch die Häufigkeiten, mit denen ein Merkmal ausschließlich oder vorwiegend in ihnen auftritt und in anderen nicht (An1) und durch die Häufigkeiten, mit denen es bei den Arten innerhalb eines Clusters auftritt (An2). Interessant sind für die Charakterisierung der Cluster diejenigen Merkmale, die in einem Cluster signifikant überrepräsentiert sind, also wesentlich häufiger auftreten, als aus der Gesamtverteilung (= Glob in Tab. 10) zu erwarten wäre.

Tab. 10: Häufigkeiten von Arten mit definierten Merkmalen (Habitatbindung, Eigenschaften) in den Clustern (Artengruppen).

Merkmale	Cluster 1			Cluster 2			Cluster 3			Cluster 4			Cluster 5			Cluster 6			Glob
	An1	An2	SIG REP																
Habitatbindung/Eigenschaft:																			
Strukturtyp Stillgewässer	48,2	69,8	*** +	7,8	6,1	*** -	0,0	0,0	*** -	44,1	9,8	** -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	11,6
Strukturtyp Fließgewässer	54,4	58,6	*** +	12,6	7,4	-	0,0	0,0	*** -	33,0	5,4	*** -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	8,6
Störungen durch Fließgewässerdynamik	37,0	37,9	*** +	56,1	31,3	*** +	2,9	2,8	** -	3,5	0,5	*** -	0,0	0,0	*** -	0,6	0,8	*** -	8,2
Ausbreitungskapazität 1-10 km	32,3	32,0	*** +	19,8	10,6	+	7,2	6,7	-	38,9	5,9	*** -	1,2	0,9	*** -	0,6	0,8	*** -	7,9
Strukturtyp Röhricht	97,2	20,7	*** +	0,0	0,0	** -	2,8	0,6	-	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	* -	0,0	0,0	-	1,7
Störungen durch Biber	88,5	13,6	*** +	0,0	0,0	* -	7,7	1,1	-	3,8	0,1	*** -	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	1,2
Ausbreitungskapazität 10-100 km	50,0	8,3	*** +	7,1	0,6	-	10,7	1,7	+	28,6	0,7	* -	0,0	0,0	* -	3,6	0,8	-	1,3
Ausbreitungskapazität > 100 km	43,8	4,1	*** +	6,3	0,3	-	0,0	0,0	-	43,8	0,6	-	0,0	0,0	-	6,3	0,8	+	0,8
Strukturtyp Rohboden	5,0	7,7	* -	88,9	74,8	*** +	6,1	8,9	-	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	12,4
Störungen durch geogene Erdbewegungen	0,0	0,0	*** -	91,0	29,4	*** +	9,0	5,0	+	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	** -	4,7
Ausbreitungskapazität 0,1-1 km	12,2	14,2	* +	30,1	19,0	*** +	13,3	14,5	* +	44,4	7,9	* -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	9,3
Managementbedarf, mittel	10,7	5,3	+	36,9	10,0	*** +	14,3	6,7	+	38,1	2,9	** -	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	** -	4,0
Störungen durch Küstendynamik	0,0	0,0	** -	46,8	9,4	*** +	0,0	0,0	** -	53,2	3,0	+	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	* -	2,9
Managementbedarf, hoch	0,0	0,0	-	57,1	1,3	* +	14,3	0,6	+	28,6	0,2	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,3
Strukturtyp Wald-Offenland Ökotone	7,5	6,5	-	2,7	1,3	*** -	87,0	70,9	*** +	0,0	0,0	*** -	2,1	1,4	*** -	0,7	0,8	*** -	6,9
Störungen durch Großherbivorenaktivitäten	6,5	1,8	-	2,2	0,3	** -	91,3	23,5	*** +	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	** -	0,0	0,0	-	1,7
Störungen durch Feuer	2,4	0,6	-	2,4	0,3	* -	95,1	21,8	*** +	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	* -	0,0	0,0	-	1,9
keine Notwendigkeit der Habitatkontinuität	14,3	76,9	*** +	21,5	62,9	*** +	9,3	46,9	+	54,3	44,5	+	0,1	0,5	*** -	0,6	3,9	*** -	43,0
Notwendigkeit der Habitatkontinuität überregional	1,3	1,2	*** -	5,1	2,6	*** -	1,9	1,7	*** -	55,1	7,9	+	23,4	16,8	*** +	13,3	16,4	*** +	7,5
Störungen durch Windwurf	0,6	1,2	*** -	0,0	0,0	*** -	7,9	15,1	-	1,5	0,5	*** -	62,1	96,8	*** +	28,0	75,0	*** +	16,2
Notwendigkeit der Habitatkontinuität regional	4,5	10,7	** -	2,2	2,9	*** -	7,0	15,6	-	20,4	7,4	*** -	43,4	79,1	*** +	22,4	70,3	*** +	19,0
Strukturtyp Altholz	2,5	5,3	*** -	0,0	0,0	*** -	2,5	5,0	*** -	11,0	3,6	*** -	54,4	90,0	*** +	29,7	84,4	*** +	17,2
Störungen durch Insektenkalamitäten	0,0	0,0	*** -	0,3	0,3	*** -	1,6	2,8	*** -	0,0	0,0	*** -	68,3	96,8	*** +	29,8	72,7	*** +	14,8
Strukturtyp stehendes Totholz	1,2	1,8	*** -	0,0	0,0	*** -	0,8	1,1	*** -	6,6	1,5	*** -	46,3	54,1	*** +	45,1	90,6	*** +	12,2
Strukturtyp liegendes Totholz	0,0	0,0	*** -	1,2	0,6	*** -	0,0	0,0	*** -	21,3	3,2	*** -	0,6	0,5	*** -	76,8	98,4	*** +	7,8
Strukturtyp sonstiges Totholz	0,0	0,0	*** -	0,0	0,0	*** -	2,9	2,2	** -	16,7	2,1	*** -	0,7	0,5	*** -	79,7	85,9	*** +	6,5

An1 = Anteil der Arten (in %) mit dem Merkmal x, die zu Cluster y gehören; An2 = Anteil der Arten in Cluster y (in %), die das Merkmal x tragen. REP: zeigt, ob ein Merkmal x im Cluster y überrepräsentiert (+) oder unterrepräsentiert (-) ist, bezogen auf die Verteilung der Merkmale über alle Cluster (Glob). SIG = Signifikanz von REP nach v.test (*** p<0,001, ** p<0,01, * p<0,05); Glob = Anteil der Arten mit dem Merkmal x über alle Cluster y. Merkmale mit Häufigkeiten von unter 30 % in An1 oder An2 sowie alle FALSCH und alle NA (not available) Ausprägungen der Merkmale sind nicht dargestellt.

Cluster 1 (169 Arten)

Arten mit einer starken Bindung an Still- und Fließgewässer, sowie an die Effekte von Bibern (als Auslöser von natürlichen Prozessen) sind mit 48 %, 54 % bzw. sogar 88 % des Auftretens dieser Faktorausprägungen in Cluster 1 zu finden. Dies gilt auch für die Arten, die an fließgewässertypische Störungen (z.B. Fließgewässer Morphodynamik) gebunden sind: 37 % aller Arten mit diesem Merkmal befinden sich in Cluster 1 und 38 % der Arten in diesem Cluster tragen dieses Merkmal. Von den wenigen Arten in der Datenbank, die die extremen Vagilitätskategorien (10 - 100 km und > 100 km) tragen, die sich also sehr weit ausbreiten können, ist die große Mehrheit (50 % bzw. 44 %) in Cluster 1 vertreten. Auch vielen Pflanzen kann aufgrund der Funktion des Wassers als Ausbreitungsvektor diese Eigenschaften zugesprochen werden.

Das Cluster ist aber auch durch deutlich unterrepräsentierte Merkmale von den anderen Clustern abzugrenzen: so gilt zum Beispiel für 77 % der Arten, die durch die Ordination dem Cluster 1 zugeordnet wurden, dass sie nicht auf eine lange Habitatkontinuität angewiesen sind. Dies ist plausibel, zumal häufig gestörte Standorte, wie Gewässerufer per se keine längere ungestörte Habitattradition aufweisen können. Weiterhin deutlich unterrepräsentiert sind gegenüber den gewässeraffinen Arten dieses Clusters Arten, die keine Affinität zu Gewässern oder gewässertypischen Prozessen haben.

Zu Cluster 1 gehören Pflanzenarten eutropher Röhrichte, wie z.B. *Senecio paludosus* und *Cicuta virosa* (Tab. 11). Als Vogelarten sind beispielsweise Schwarzstorch, Nachtreiher, Wasserralle, Rohrdommel und Drosselrohrsänger zu nennen, als Säugetiere der Biber, die Zwergmaus und die Ringelnatter.

Tab. 11: Die 30 am stärksten an Cluster 1 gebundenen Arten von insgesamt 169 Arten.

Lat. Artname	Deutscher Name	Gruppe	Wb	LRT
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke	Amphibien	B	Art anderer dynam. LR
<i>Rana arvalis</i>	Moorfrosch	Amphibien	B	Art anderer dynam. LR
<i>Rana lessonae</i>	Kleiner Wasserfrosch	Amphibien	B	Art anderer dynam. LR
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch	Amphibien	B	Art anderer dynam. LR
<i>Erythromma najas</i>	Großes Granatauge	Insekten	B	Art anderer dynam. LR
<i>Lestes dryas</i>	Glänzende Binsenjungfer	Insekten	B	Art anderer dynam. LR
<i>Lestes virens</i>	Kleine Binsenjungfer	Insekten	B	Art anderer dynam. LR
<i>Libellula fulva</i>	Spitzenfleck	Insekten	B	Art anderer dynam. LR
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	Sumpf-Heidelibelle	Insekten	B	Art anderer dynam. LR
<i>Sympetrum flaveolum</i>	Gefleckte Heidelibelle	Insekten	B	Art dynamischer Auen

Lat. Artname	Deutscher Name	Gruppe	Wb	LRT
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	Gebänderte Heidelibelle	Insekten	B	Art dynamischer Auen
<i>Carex bohemica</i>	Zypergras-Segge	Pflanzen	B	Art dynamischer Auen
<i>Carex vulpina L.</i>	Fuchs-Segge	Pflanzen	A	Art dynamischer Auen
<i>Cicuta virosa</i>	Wasserschierling	Pflanzen	B	Art dynamischer Auen
<i>Hippuris vulgaris L.</i>	Tannenwedel	Pflanzen	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Froschbiss	Pflanzen	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	Straußblütiger Gilbweiderich	Pflanzen	B	Art dynamischer Auen
<i>Oenanthe fluviatilis</i>	Flutender Wasserfenchel	Pflanzen	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Salvinia natans</i>	Gemeiner Schwimmfarn	Pflanzen	A	Art dynamischer Auen
<i>Saxifraga oppositifolia subsp. amphibia</i>	Bodensee-Steinbrech	Pflanzen	A	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Senecio paludosus</i>	Sumpf-Greiskraut	Pflanzen	B	Art dynamischer Auen
<i>Natrix natrix</i>	Ringelnatter	Reptilien	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Castor fiber</i>	Biber	Säugetiere	B	Art dynamischer Auen
<i>Micromys minutus</i>	Zwergmaus	Säugetiere	B	Art anderer wildnis-typ. LR
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Drosselrohrsänger	Vögel	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Anas crecca</i>	Krickente	Vögel	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Botaurus stellaris</i>	Rohrdommel	Vögel	B	Art naturnaher Stillgewässer
<i>Ciconia nigra</i>	Schwarzstorch	Vögel	B	Art anderer wildnis-typ. LR
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nachtreiher	Vögel	B	Art dynamischer Auen
<i>Rallus aquaticus</i>	Wasserralle	Vögel	B	Art naturnaher Stillgewässer

Wb = Wildnisbindung: A = obligate Wildnisart, B = fakultative Wildnisart

Cluster 2 (310 Arten)

In Cluster 2 befinden sich schwerpunktmäßig Arten, die an natürliche Störungsregime gebunden sind, die die Vegetationsstruktur sehr tiefgreifend verändern oder sie sogar gänzlich zerstören und dabei Rohboden erzeugen. Insgesamt zeigen 75 % der Arten aus Cluster 2 eine Bindung an den Strukturtyp Rohboden und 89 % aller Arten mit diesem Merkmal befinden sich hier. Als Störungsregime sind solche zu nennen, die an die Gravitationskräfte, wie zum Beispiel Hangrutschungen gebunden sind und solche, die durch die Morphodynamik von Fließgewässern und Küstengewässern hervorgerufen werden. Es handelt sich dabei um Erosions- und Sedimentationsprozesse, die die vorhandene Vegetationsdecke teilweise oder komplett zerstören und so offenen Lebensraum schaffen. Landschaften, in denen diese Arten vorkommen, sind daher Hochgebirge, dynamische (Gebirgs-)Auen, Küsten, Steinschuthalden und andere dynamische Lebensräume. Die lebensraumtypischen Störungen eröffnen Nischenangebote für unterschiedliche Anspruchstypen, wie z.B. konkurrenzarme Rohbodenstandorte für die Keimung von Pflanzen, wärmebegünstigte Standorte für Insektenarten sowie Brut- und Nahrungshabitate für Vogelarten. Es handelt sich um Pionierarten, die dynamische Lebensräume temporär besiedeln, also nicht auf Habitatkontinuität angewiesen sind (Anforderung an Habitatkontinuität bei 63 % der Arten nicht gegeben). In diesem Cluster befinden sich besonders viele obligate Wildnis-Pflanzenarten (Kategorie A), die außerhalb alpiner Gebirgslebensräume oder Wildflußauen keine geeigneten anthropogenen Habitate in der Kulturlandschaft besiedeln können. Die B- und C-Arten sind an ihren anthropogenen Standorten an ein adäquates Management angewiesen, das regelmäßig offene Habitate, wie z.B. Rohboden schafft. Die Ausbreitungsfähigkeit dieser Arten ist als eher gering einzustufen (0,1-1 km).

Tab. 12: Die 30 am stärksten an Cluster 2 gebundenen Arten von insgesamt 310 Arten.

Lat. Artname	Deutscher Artname	Gruppe	Wb	LRT
<i>Bryodemella tuberculata</i>	Gefleckte Schnarrschrecke	Insekten	A	dynamische Auen
<i>Chorthippus pullus</i>	Kiesbank-Grashüpfer	Insekten	B	dynamische Auen
<i>Sphingonotus caerulans</i>	Blauflügelige Sandschrecke	Insekten	C	dynamische Auen
<i>Tetrix ceperoi</i>	Westliche Dornschröcke	Insekten	B	dynamische Auen
<i>Calystegia soldanella</i>	Strandwinde	Pflanzen	A	Art naturnaher Küsten
<i>Cardamine parviflora</i>	Kleinblütiges Schaumkraut	Pflanzen	B	dynamische Auen
<i>Cerastium dubium</i>	Klebriges Hornkraut	Pflanzen	C	andere dynamische LR
<i>Crassula tillaea</i>	Moos-Dickblatt	Pflanzen	B	dynamische Auen
<i>Epilobium fleischeri</i>	Fleischers Weidenröschen	Pflanzen	A	Steinschuthalden etc.
<i>Equisetum ramosissimum</i>	Ästiger Schachtelhalm	Pflanzen	B	dynamische Auen
<i>Festuca psammophila</i>	Sand-Schaf-Schwengel	Pflanzen	B	andere dynamische LR
<i>Gypsophila repens</i>	Kriechendes Gipskraut	Pflanzen	A	Steinschuthalden etc.
<i>Herniaria hirsuta L.</i>	Behaartes Bruchkraut	Pflanzen	C	Steinschuthalden etc.
<i>Hornungia alpina</i>	Kleine Felskresse	Pflanzen	A	Hochgebirge
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	Pflanzen	C	dynamische Auen

Lat. Artname	Deutscher Artname	Gruppe	Wb	LRT
<i>Leontopodium alpinum</i>	Alpen-Edelweiß	Pflanzen	A	Hochgebirge
<i>Orobanche flava</i>	Pestwurz-Sommerwurz	Pflanzen	B	Steinschuthalden etc.
<i>Phleum arenarium</i>	Sand-Lieschgras	Pflanzen	C	Art naturnaher Küsten
<i>Salix daphnoides</i>	Reif-Weide	Pflanzen	A	andere dynamische LR
<i>Salix myrsinifolia</i>	Schwarz-Weide	Pflanzen	A	andere dynamische LR
<i>Saxifraga bryoides</i>	Moos-Steinbrech	Pflanzen	A	Hochgebirge
<i>Saxifraga mutata</i>	Kies-Steinbrech	Pflanzen	A	Steinschuthalden etc.
<i>Saxifraga rosacea subsp. rosacea</i>	Rasen-Steinbrech	Pflanzen	A	Hochgebirge
<i>Silene tatarica</i>	Tataren-Leimkraut	Pflanzen	A	dynamische Auen
<i>Tuberaria guttata</i>	Geflecktes Sandröschen	Pflanzen	C	Art anderer dynam. LR
<i>Veronica dillenii</i>	Heide-Ehrenpreis	Pflanzen	C	Art anderer dynam. LR
<i>Artomyces pyxidatus</i>	Becherkoralle	Pilze	A	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Carniella brignolii</i>		Spinnen	B	dynamische Auen
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer	Vögel	B	Steinschuthalden etc.
<i>Sterna hirundo</i>	Flussseseschwalbe	Vögel	B	Art naturnaher Küsten

Wb = Wildnisbindung: A = obligate Wildnisart, B = fakultative Wildnisart

Cluster 3 (179 Arten)

Cluster 3 ist durch Arten gekennzeichnet, die an halboffene Landschaften und Wald-Offenland-Ökotope gebunden sind. 87 % aller Arten, die dieses Merkmal (Bindung an den Strukturtyp Wald-Offenland-Ökotope) tragen, sind in Cluster 3 vorzufinden. Darin befindet sich auch ein Großteil der Arten, die mit Feuer oder Beweidung durch Großherbivore als wildnistypische natürliche Störungsprozesse assoziiert sind. Alternativ wurden und werden die präferierten halboffenen Strukturen durch verschiedene Bewirtschaftungsformen erzeugt. Hier sind insbesondere die extensiven Beweidungsformen mit Haustieren zu nennen. Waldweide und die großflächige Beweidung von Allmenden (u.a. Heiden, Kalkmagerasen oder Borstgrasrasen) sowie die Wanderschäferei brachten entsprechende, durch diese Arten besiedelte Kulturlandschaften hervor. Damit einhergehend sind Arten in dieser Gruppe überrepräsentiert, die auf (schwache) anthropogene Eingriffe und eine extensive Nutzung angewiesen sind, die eine Komplettbewaldung verhindern und halboffene parkähnliche Landschaften erhalten. Während extensive Kulturlandschaften also Ersatzbiotope für diese Arten bereit stellen (bzw. stellen, soweit noch vorhanden) sind Intensivlandschaften, z.B. mit einer intensiven Landwirtschaft hierfür nicht geeignet. Zum Cluster 3 gehören zahlreiche Vogelarten halboffener Landschaften und Waldrandlandschaften, wie zum Beispiel Ziegenmelker, Neuntöter, Raubwürger und Wendehals, aber auch verschiedene Falterarten und Pilze (Tab. 13). Arten, die an Gewässer oder totholzreiche Altwälder bzw. die damit assoziierten Störungsregime gebunden sind, sind in Cluster 3 deutlich unterrepräsentiert.

Tab. 13: Die 30 am stärksten an Cluster 3 gebundenen Arten von insgesamt 179 Arten.

Lat. Artname	Deutscher Artname	Gruppe	Wb	LRT
<i>Andrena curvungula</i>	Braunschuppige Sandbiene	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Apatura ilia</i>	Espen-Schillerfalter	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Argynnis adippe</i>	Feuriger Perlmutterfalter	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Callimus angulatus</i>	Schmaldeckenbock	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Chlorophorus figuratus</i>	Schulterfleckiger Widderbock	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Chorthippus vagans</i>	Steppengrashüpfer	Insekten	C	andere wildnistypische LR
<i>Diodesma subterranea</i>	Unterirdischer Stock-Saftkäfer	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Erebia aethiops</i>	Graubindiger Mohrenfalter	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Lasioglossum minutulum</i>		Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Myrmica lonae</i>		Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Silpha carinata</i>	Starkgerippter Geradschienen-Aaskäfer	Insekten	B	andere wildnistypische LR
<i>Geranium bohemicum L.</i>	Böhmischer Storchschnabel	Pflanzen	C	andere wildnistypische LR
<i>Saponaria ocymoides L.</i>	Rot-Seifenkraut	Pflanzen	B	Steinschutthaldden
<i>Clavaria greletii</i>	Bläulichbereifte Keule	Pilze	B	naturnahe Küsten
<i>Clavaria straminea</i>	Strohfarbene Keule	Pilze	B	naturnahe Küsten
<i>Entoloma chalybaeum</i>	Schwarzblauer Rötling	Pilze	B	andere wildnistypische LR
<i>Flammulina ononidis</i>	Hauhechel-Samtfußrübling	Pilze	B	andere wildnistypische LR
<i>Gymnopilus flavus</i>	Blaßgelber Flämmling	Pilze	B	andere wildnistypische LR
<i>Lepista personata</i>	Lilastiel-Rötleritterling	Pilze	B	andere wildnistypische LR
<i>Mycena radCIFera</i>	Hauhechel-Helmling	Pilze	A	andere wildnistypische LR
<i>Callilepis nocturna</i>	Ameisenfressende Plattbauchspinne	Spinnen	B	andere wildnistypische LR
<i>Zelotes erebeus</i>		Spinnen	B	andere wildnistypische LR
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Ziegenmelker	Vögel	B	andere wildnistypische LR
<i>Jynx torquilla</i>	Wendehals	Vögel	B	andere wildnistypische LR
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	Vögel	B	andere wildnistypische LR
<i>Lanius excubitor</i>	Raubwürger	Vögel	B	andere wildnistypische LR
<i>Lullula arborea</i>	Heidelerche	Vögel	B	andere wildnistypische LR
<i>Pernis apivorus</i>	Wespenbussard	Vögel	C	andere wildnistypische LR
<i>Streptopelia turtur</i>	Turteltaube	Vögel	B	dynamische Auen
<i>Upupa epops</i>	Wiedehopf	Vögel	C	andere wildnistypische LR

Wb = Wildnisbindung: A = obligate Wildnisart, B = fakultative Wildnisart

Cluster 4 (1.000 Arten)

Die große Zahl der Cluster 4 zugeordneten Arten ($n = 1.000$) zeigt, dass es sich um eine sehr große und heterogene Artengruppe handelt, die sich als Ganzes kaum durch besondere Anforderungen an wildnistypische Standorte, Strukturen oder Störungsregime kennzeichnen lässt. Vorbehaltlich einer tiefergehenden Analyse scheint sich dieses Cluster zunächst nicht für eine erste Gliederung nach wildnisaffinen Anspruchstypen zu eignen, was nicht bedeutet, dass nicht einzelne Arten dieser Gruppe als Wildnisarten anzusprechen sind. So sind in Cluster 4 53 % aller Arten vereinigt, die innerhalb des Gesamtdatensatzes das Merkmal „Störungen durch Küstendynamik“ tragen. Allerdings tragen nur 3 % der Arten ($n = 30$) innerhalb des Clusters dieses Merkmal.

Cluster 5 (220 Arten)

Cluster 5 ist durch Arten gekennzeichnet, die an natürliche walddtypische Störungsregime (Insektenkalamitäten und Windwurf, jeweils 97 % der Arten dieses Clusters tragen diese Merkmale) bzw. die damit in Verbindung stehenden Strukturen Altholz und stehendes Totholz gebunden sind. Weiterhin zeigen sich für bestimmte Regionen signifikante Hinweise auf die Bedeutung von hoher Habitatkontinuität und eine Bindung an alte Waldstandorte. Bis auf 3 Arten der insgesamt 220 Arten dieses Clusters, darunter der Habichtskauz, handelt es sich ausschließlich um Insektenarten unter anderem aus der Gruppe der Bock- und Prachtkäfer. Sie wurden in ihren Merkmalsausprägungen identisch bewertet; für eine bessere Differenzierung sind weitere artspezifische Merkmale notwendig, wie z.B. bevorzugte Baumart, Zersetzungsgrad, Stammdicke u.ä., die im Rahmen des vorliegenden F+E-Vorhabens aber nicht erhoben werden konnten.

Tab. 14: 30 an Cluster 5 gebundene Arten von insgesamt 220 Arten.

Lat. Artname	Dt. Artname	Gruppe	Wb	Lebensraumtyp
<i>Acalles lemur</i>	Gespentischer Furchenbrustrüßler	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acanthocinus griseus</i>	Braunbindiger Zimmerbock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acanthocinus reticulatus</i>	Gerippter Zimmerbock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acmaeoderella flavofasciata</i>	Weißschuppiger Ohnschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acmaeops marginatus</i>	Gelbrandiger Kugelhalsbock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acmaeops pratensis</i>	Schulterstreifiger Kugelhalsbock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Acmaeops septentrionis</i>	Schwarzer Kugelhalsbock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus ater</i>	Pappel-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus auricollis</i>	Kleiner Linden-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus cinctus</i>	Umrandeter Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus curtulus</i>	Südwestlicher Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus guerini</i>	Guerins Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus hastulifer</i>	Gezählter Eichen-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus integerrimus</i>	Seidelbast-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas.

Lat. Artname	Dt. Artname	Gruppe	Wb	Lebensraumtyp
				Wälder
<i>Agrilus mendax</i>	Schiefspitziger Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus populneus</i>	Suvorovs Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus pseudocyaneus</i>	Blauer Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Agrilus salicis</i>	Spitzwinkliger Schmal-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anisarthron barbipes</i>	Rosthaar-Bock	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia cichorii</i>	Zichorien-Eckschildprachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia deaurata</i>	Purpurrandiger Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia fulgurans</i>	Fleckhalsiger Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia manca</i>	Kleiner Ulmen-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia mendizabali</i>	Mendizabals Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia millefolii</i>	Schafgarben-Eckschildprachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia nigritula</i>	Braunschwarzer Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia nigrojubata</i>	Schwarzgekämmter Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia podolica</i>	Rosthörniger Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia semicuprea</i>	Halbkupferiger Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder
<i>Anthaxia sepulchralis</i>	Braunhaariger Eckschild-Prachtkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphas. Wälder

Wb = Wildnisbindung: A = obligate Wildnisart, B = fakultative Wildnisart

Cluster 6 (128 Arten)

Arten aus Cluster 6 sind eng an Habitate gebunden, die in alten, starkholz- und totholzreichen Wäldern zu finden sind. Neben den schon für Cluster 5 genannten Merkmalen (hohe Bedeutung von walddynamischen natürlichen Störungsregimen, hoher Altholzanteil) sticht hervor, dass für diese Arten Totholz nicht nur in Form von stehendem Totholz, sondern insbesondere auch liegendem (und sonstigem, z.B. Stubben) Totholz von großer Bedeutung ist; mehr als 85 % der in diesem Cluster vereinten Arten tragen diese den Totholzbedarf betreffenden Merkmalsausprägungen. Darüber hinaus deutet sich auch hier Habitatkontinuität als bedeutendes Habitatkriterium an: bei 70 % der Arten gibt es Hinweise darauf, dass diese zumindest regional eine Rolle spielt.

Tab. 15: Die 30 am stärksten an Cluster 6 gebundenen Arten von insgesamt 128 Arten.

Lat. Artname	Dt. Artname	Gruppe	Wb	Lebensraumtyp
<i>Abdera affinis</i>	Hellspitziger Scharfhals-Düsterkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Abdera quadrifasciata</i>	Bindiger Scharfhals-Düsterkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Abdera triguttata</i>	Dreifleck-Düsterkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Aeletes atomarius</i>	Buchenmulm-Zwergstutzkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Allecula rhenana</i>	Rheinischer Schmal-Pflanzenkäfer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Mezira tremulae</i>	NA	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Pterostichus transversalis</i>	Flacher Grabläufer	Insekten	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Aurantiporus alborubescens</i>	Rötender Weichporling	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Bondarzewia mesenterica</i>	Berg-Porling	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Camarops tubulina</i>	Tannen-Kugelschwamm	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Ceriporiopsis gilvescens</i>	Fleckender Harzporling	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Ceriporiopsis pannocincta</i>	Grünlicher Wachsporenschwamm	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Entoloma queletii</i>	Rosafarbener Wald-Röhrling	Pilze	B	natürliche/naturnahe Moore
<i>Flaviporus citrinellus</i>	Zitronengelbe Tramete	Pilze	A	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Fomitopsis rosea</i>	Rosenroter Baumschwamm	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Haasiella venustissima</i>	Zweisporiger Goldnabeling	Pilze	B	Art dynamischer Auen
<i>Hericium coralloides</i>	Ästiger Stachelbart	Pilze	A	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Ischnoderma resinatum</i>	Laubholz-Harzporling	Pilze	C	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Lentinellus ursinus</i>	Filziger Zählring	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Phlebia centrifuga</i>	Randwüchsiger Kammpilz	Pilze	A	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Pluteus umbrosus</i>	Schwarzsaamtiger Dachpilz	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Pycnoporellus fulgens</i>	Leuchtender Weichporling	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder

Lat. Artname	Dt. Artname	Gruppe	Wb	Lebensraumtyp
<i>Rigidoporus crocatus</i>	Safrangelber Hartporling	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Spongipellis delectans</i>	NA	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Xylobolus frustulatus</i>	Mosaik-Schichtpilz	Pilze	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Dendrocopos leucotos</i>	Weißrückenspecht	Vögel	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Dryobates minor</i>	Kleinspecht	Vögel	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Dryocopus martius</i>	Schwarzspecht	Vögel	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Picooides tridactylus</i>	Dreizehenspecht	Vögel	B	Alters-/Zerfallsphasen Wälder
<i>Picus canus</i>	Grauspecht	Vögel	B	Art dynamischer Auen

Wb = Wildnisbindung: A = obligate Wildnisart, B = fakultative Wildnisart

Im Cluster 6 sind Pilz-, Vogel- und Insektenarten vereint, die größtenteils an die Alters- und Zerfallsphasen von Wäldern gebunden sind. Darunter zahlreiche Schnell- und Faulholzkäfer sowie mehrere Spechtarten. In dieser Gruppe sind keine Gefäßpflanzen enthalten.

3.2 Lebensräume, Gefährdungsursachen, Ausbreitungsdistanzen und Anforderungen an natürliche Störungen und die Habitatkontinuität wildnistypischer Arten

Der Betrachtung der einzelnen Artengruppen vorangestellt wird ein vergleichender Überblick über das Vorkommen der in die Datenbank einbezogenen, gefährdeten wildnistypischen Arten in verschiedenen Lebensräumen. In den folgenden Abbildungen werden pauschal Tier-, Pilz- und Gefäßpflanzenarten vergleichend gegenübergestellt; zu beachten ist die jeweilige Skalierung, die bei der Darstellung der unterschiedlichen Anzahl identifizierter gefährdeter Arten angepasst wurde.

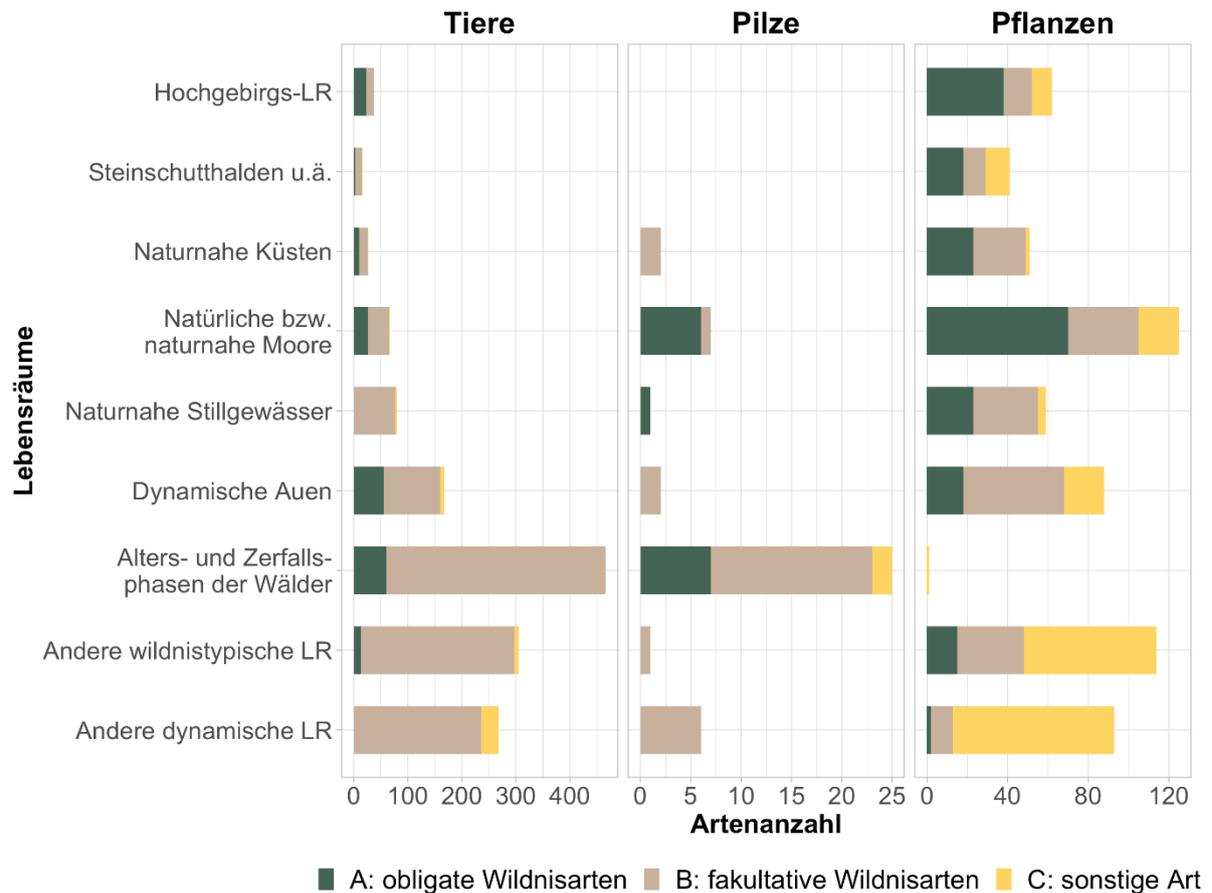


Abb. 6: Vorkommen von Tieren, Pilzen und Gefäßpflanzen in wildnistypischen Lebensräumen. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen (Artenzahlen).

Unter den Tier- und Pilzarten kommen die meisten Wildnisarten in den Alters- und Zerfallsphasen der Wälder vor (Abb. 6). Wildnisabhängige Pflanzenarten, die in diesen Ökosystemen ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, weist die Datenbank dagegen praktisch nicht auf. Pflanzenarten, die auf lange Habitattraditionen von Wäldern angewiesen sind, bedürfen zwar teilweise einer mehrhundertjährigen Waldbedeckung, nicht aber unbedingt der späten Waldentwicklungsphasen. Pflanzenarten historisch alter Wälder im Sinne von Hermy & Verheyen (2007) und Wulf (2004) wurden aufgrund der Beschränkung auf gefährdete Arten kaum oder nicht erfasst.

Gefährdete Gefäßpflanzenarten sind schwerpunktmäßig in Lebensräumen mit einer hohen natürlichen Dynamik, wie Hochgebirgen, Gebirgsauen, Küsten und Steinschutthalden vertreten; hier finden sich vergleichsweise wenige gefährdete Tier- und Pilzarten. Darüber hinaus sind Moore ein weiterer Schwerpunktlebensraum für wildnisaffine Arten, insbesondere für obligate Wildnisarten, die in Kulturlandschaften nicht oder wesentlich seltener vorkommen.

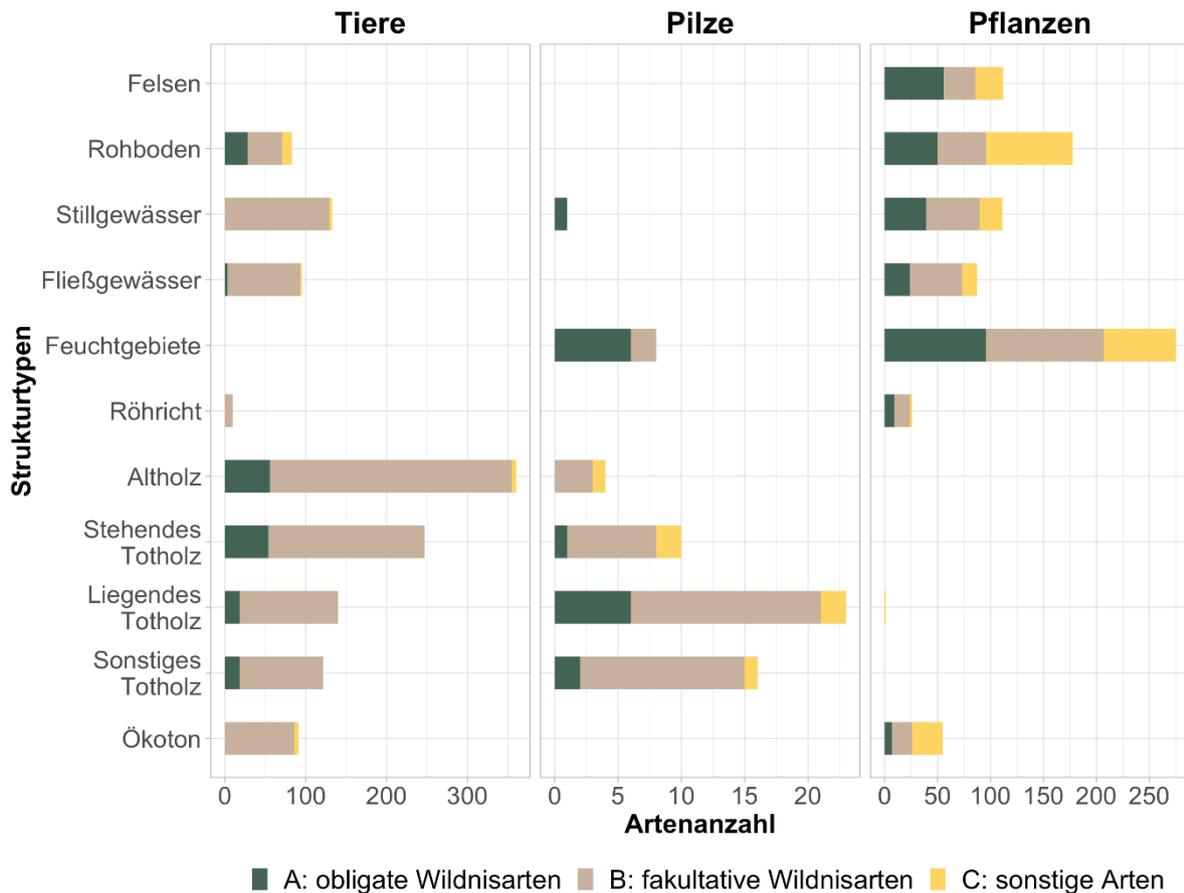


Abb. 7: Bindung von Gefäßpflanzen, Pilzen und Tieren an wildnistypische Strukturen. Die Kategorien „Felsen“ und „Feuchtgebiete“ wurden erst im Zuge der Auswertung hinzugefügt, als die Recherche der zoologischen Daten bereits abgeschlossen war; daher fehlen hier entsprechende Daten. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen.

Von besonderer Bedeutung für wildnisgebundene Gefäßpflanzenarten sind Felslebensräume, Rohböden, Gewässer und Feuchtgebiete, die auch zahlreichen obligaten Wildnisarten geeignete Standorte bieten. Es handelt sich vielfach um nährstoffarme, nur spärlich bewachsene Standorte, die konkurrenzschwachen Pionierarten extremer Lebensräume Existenzmöglichkeiten bereitstellen. Entsprechend ihrer Bindung an die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder zeigen Tier- und Pilzarten schwerpunktmäßige Vorkommen im Bereich Alt- und Totholz. Deutlich unterscheiden sich dabei wiederum Tierarten mit Schwerpunkten bei den Strukturen Altholz und stehendem Totholz und Pilzarten mit Schwerpunkten bei liegendem und sonstigem Totholz (vgl. Cluster 5 und Cluster 6 in Kap. 3.1)

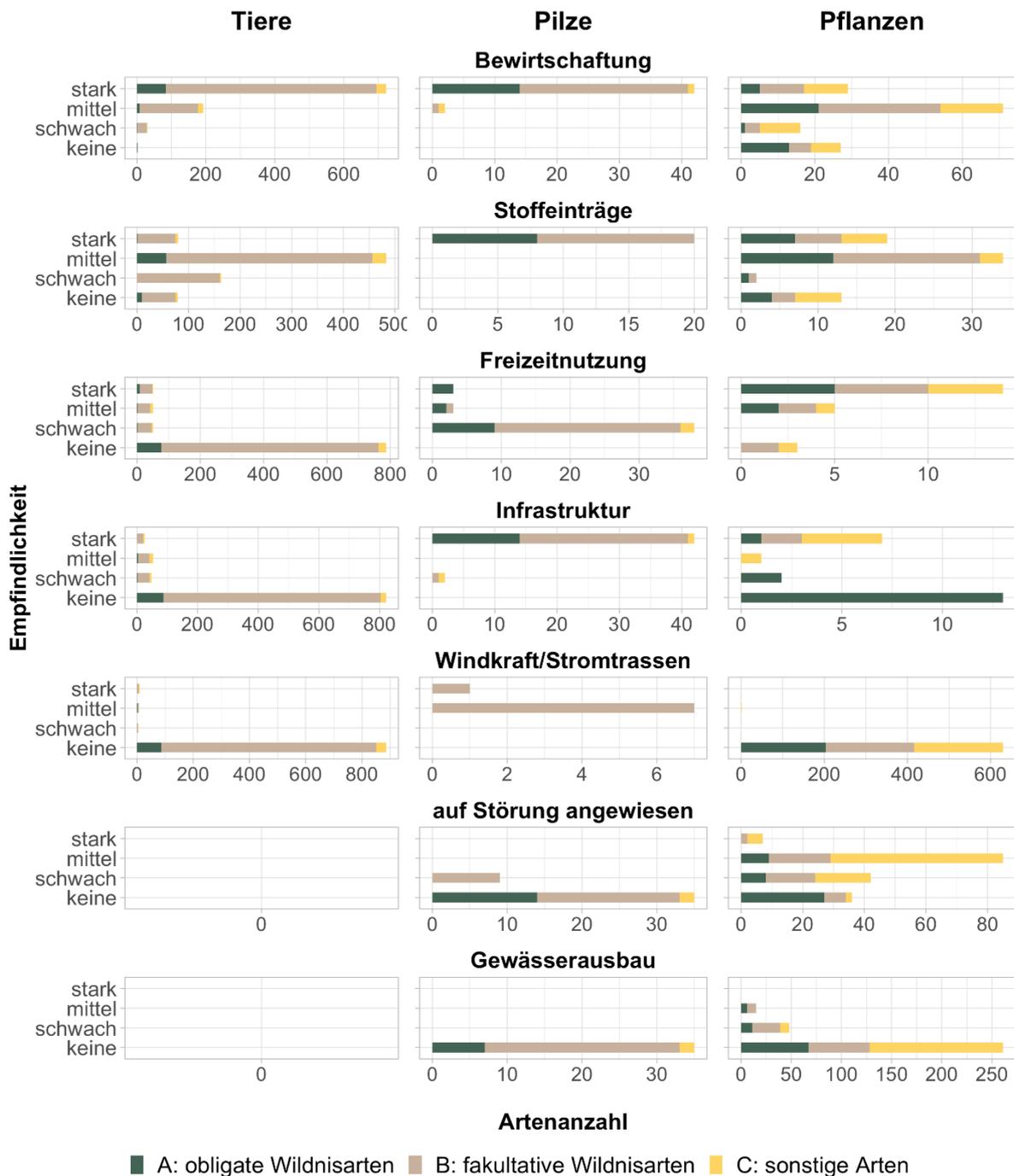


Abb. 8: Gefährdungsursachen für wildnisgebundene Gefäßpflanzen-, Pilz- und Tierarten. Beim Faktor „Gewässerausbau“ wurden die Tiere nicht berücksichtigt. Hinter der Gefährdungskategorie „keine“ verbergen sich in der Datenbank zwei Kategorien, die zu einer zusammengezogen wurden: „keine Gefährdung“ oder „Gefährdung unbekannt“. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen.

In Bezug auf die Gefährdungsursachen zeigen sich Unterschiede für die verschiedenen Artengruppen (Abb. 8). Freizeitnutzungen, die für wildnisgebundene Arten gefährdend wirken, wie z.B. Wanderwege, Klettern und Wassersport etc. sind für Pflanzen und Tiere relevante Größen. Für einige Pilzarten liegt zumindest eine „schwache“ Gefährdung durch Pilz-

sammler vor. Bei den Pflanzenarten wurde dieses Kriterium wie bei den Pilzarten nur dann berücksichtigt, wenn entsprechende Literaturhinweise vorlagen. Für wenige Pilzarten (die Skalierung in der Abbildung ist zu beachten!) ist eine „starke“ Gefährdung durch gezieltes Sammeln gegeben.

In der Graphik „Infrastruktur“ (Abb. 8, Mitte) werden Straßen- und Bahntrassen sowie Siedlungen (inkl. Zerschneidungswirkungen) als Gefährdungsursachen zusammengefasst. Während für die meisten wildnistypischen Tierarten hier keine Gefährdungsursache identifiziert wurde, wurde eine Reihe von Pilzarten als stark betroffen eingestuft. Bei den Gefäßpflanzen liegt bzgl. dieser Gefährdungsursache nur bei wenigen Arten belastbares Datenmaterial vor.

Eine starke oder mittlere Gefährdung durch Windkraftanlagen und Stromtrassen (Freileitungen) wird für einige Vogel- und Fledermausarten konstatiert, wobei der Schwerpunkt auf Windkraftanlagen liegt. Diese wenigen Arten heben sich gegen die große Gruppe in der Kategorie „keine“ nicht deutlich ab (in der Kategorie „keine“ sind jedoch auch Arten enthalten, für die aufgrund fehlender Informationen keine Aussage getroffen werden konnte). Bei den durch Windkraftanlagen stark gefährdeten Arten handelt es sich um sieben Vogelarten und drei Fledermausarten (beide Abendseglerarten und Rauhauffledermaus), bei den sieben als „mittel gefährdet“ eingestuften Arten um sechs Vogelarten und eine Fledermausart (Mopsfledermaus), (Anmerkung: Insgesamt sind nur 14 Fledermausarten in der Datenbank berücksichtigt). Für Gefäßpflanzenarten gab es bei der Recherche keinerlei Hinweise auf eine Gefährdung durch Windkraftanlagen oder Stromtrassen. Pilzarten, die auf Totholzstrukturen angewiesen sind, werden durch den enormen Flächenverbrauch durch Windkraftanlagen in Wäldern beeinträchtigt.

Der Faktor „Gewässerausbau“ wurde im Zuge der Eingabe gefährdeter Gefäßpflanzenarten in die Datenbank als Rückgangsursache ergänzt, als die Auswertung der Tierarten bereits weitgehend abgeschlossen war. Hier sind eine Reihe von Pflanzenarten dynamischer Auen betroffen, etwa Rohbodenpioniere, aber auch Arten von Überschwemmungsbereichen. Für gefährdete Pilzarten ist der Gewässerausbau als Rückgangsursache dagegen nicht relevant.

Abb. 8 stellt weitere anthropogene Gefährdungsursachen der untersuchten Artengruppen vor. „Bewirtschaftung“ betrifft als besonders relevante Rückgangsursache viele Tier- und Pilzarten. Dies spiegelt einerseits die Bindung zahlreicher Arten dieser Artengruppen an wildnisspezifische, von Menschen unberührte Lebensräume, wie zum Beispiel die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder wider. Da es sich um gefährdete Arten handelt, verdeutlicht dies andererseits auch die aktuelle Situation dieser Lebensräume und Strukturen in Deutschland, die aufgrund forstlicher Nutzung nämlich weitgehend fehlen. Für gefährdete Gefäßpflanzen hingegen ist vor allem die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung von Grün- und Ackerland als Rückgangs- und Gefährdungsursache zu nennen. Damit verbunden sind direkte und diffuse eutrophierende Stoffeinträge, Pestizideinträge, Düngung und Kalkung, Umbruch sowie die Veränderung von Mahd- und Beweidungsrhythmen (bei Grünland), veränderte Fruchtfolgen und Bodenbearbeitung und die Nivellierung von Extremstandorten z.B. durch Drainage. Dies gilt vor allem für fakultative Wildnisarten der Kategorie B, die außerhalb ihrer Wildnis-Lebensräume im Acker- und Grünland Sekundärlebensräume besiedelten.

Bei der Zuordnung der Gefährdungsfaktoren für Gefäßpflanzenarten zeigte sich, dass gerade bei den fakultativen B-Arten und den C-Arten (sonstige gefährdete Pflanzenarten) Bewirtschaftung in Form intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung zwar einen Gefährdungsfaktor darstellt, nicht aber Bewirtschaftung an sich. Viele Arten sind als Kulturfolger

anzusprechen, deren Wachstums- und Ausbreitungsoptionen sich durch den wirtschaftenden Menschen enorm verbesserten. Lichtbedürftige Pflanzenarten des Magergrünlands werden zum Beispiel durch extensive Mahd- oder Weidenutzung gefördert (Abb. 8, zweite Graphik von unten). Viele Pflanzenarten sind auf intermediäre Nutzungsintensitäten angewiesen und verschwinden sowohl bei Intensivnutzung als auch bei Brache, weil sich die Pflanzengesellschaft im Zuge der sekundären Sukzession z.B. in Richtung von Verbuschungsstadien entwickelt. Ein weiteres Beispiel sind Pionierarten der Schlammufer, die auf ihren Sekundärstandorten in Teichanlagen sowohl unter Intensivierung aber auch unter Aufgabe der historischen Teichbewirtschaftung leiden, die ursprünglich zu einer massiven Vergrößerung des Lebensraums dieser Artengruppe geführt hatte. Diese und weitere Arten wurden und werden durch bewirtschaftungsbedingte Störungen wie Bodenverwundungen, Mahd oder Verbiss und die damit einhergehende Verschiebung des Konkurrenzgleichgewichts gefördert oder sind sogar existenziell auf diese angewiesen. Im Gegensatz dazu präferieren die meisten der hier aufgeführten obligaten Wildnis-Pflanzenarten (Kategorie A) von Menschen ungestörte Bedingungen, wenn also keine bewirtschaftungsbedingten Störungen vorliegen (Abb. 8, zweite Graphik von unten). Dies gilt gleichlautend auch für die wildnistypischen Pilze.

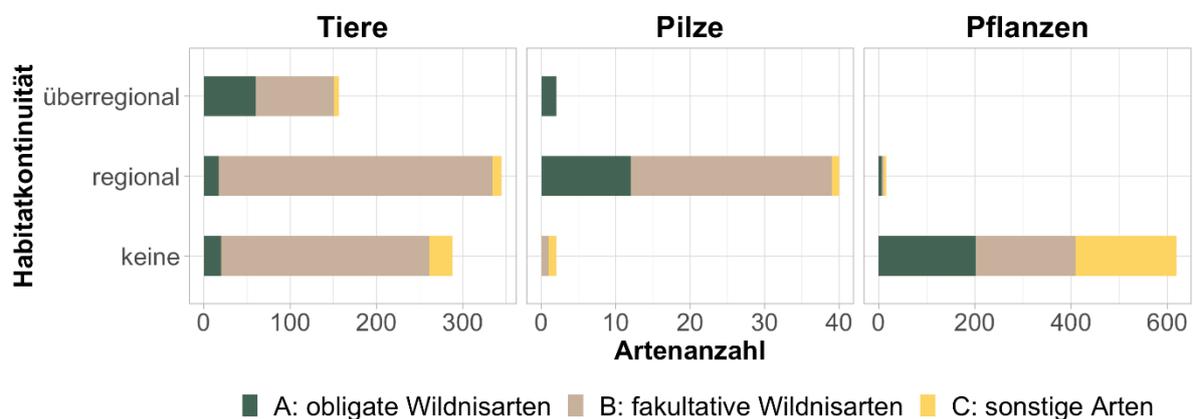


Abb. 9: Anforderungen gefährdeter Wildnisarten an die Habitatkontinuität. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen.

Der Parameter Habitatkontinuität bezieht sich auf die Anforderungen von Arten in Bezug auf die Dauerhaftigkeit ein und desselben von ihnen besiedelten Biotoptyps über die Zeit (meist mehrere Jahrhunderte). Für zahlreiche Arten gibt es Hinweise, dass zumindest in bestimmten Regionen geeignete Lebensräume nur besiedelt werden, wenn es eine langandauernde Habitatkontinuität gibt. Das gilt insbesondere für wenig dispersive Waldarten, die selbst über lange Zeiten hinweg nur geringe Ausbreitungsaktivitäten entfalten und neue Habitate, selbst wenn diese potentiell geeignet sind, nur sehr langsam besiedeln (Wulf 2004), Hermy & Verheyen 2007). Aus dieser Artengruppe wurden im Rahmen der vorliegenden Studie fast ausschließlich Tier- und Pilzarten erfasst. Die entsprechenden Wald-Pflanzenarten sind hier anteilmäßig unterrepräsentiert, weil es sich kaum um die in dieser Studie ausschließlich berücksichtigten gefährdeten Arten handelt. Die Bedeutung der Habitatkontinuität für gefährdete Grünlandarten, die sich vor allem in der Kategorie B (fakultative Wildnisarten) wiederfinden, ist bis dato nicht belegt.

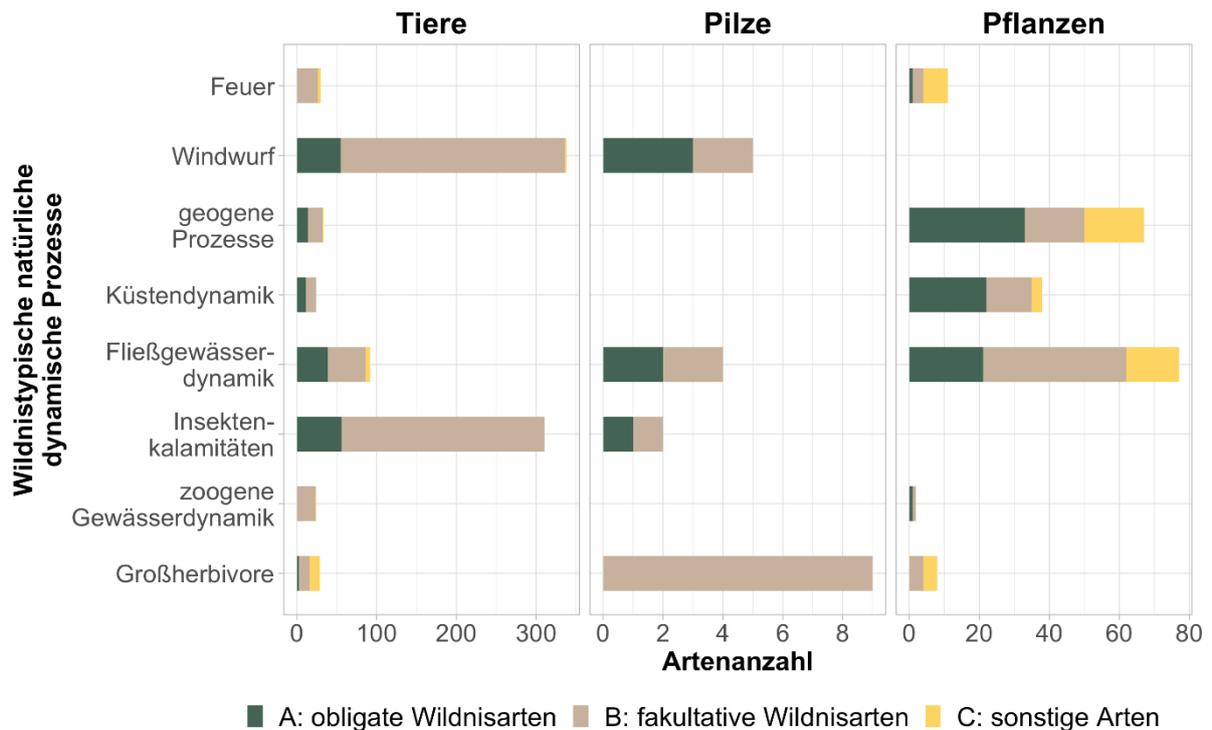


Abb. 10: Die Bedeutung wildnistypischer natürlicher Störungen für wildnisgebundene Gefäßpflanzen, Pilz- und Tierarten. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen.

Die Bedeutung verschiedener, für Wildnisgebiete typische natürliche Störungsprozesse für Tier-, Pflanzen- und Pilzarten zeigt Abb. 10. Für die an alte Waldentwicklungsstadien gebundenen Tier- und Pilzarten spielen walddynamische natürliche Störungen, wie Windwurf und Insektenkalamitäten eine bedeutende Rolle, denn durch sie werden die wichtigen Totholzstrukturen in großer Menge geliefert. Voraussetzung ist allerdings, dass Totholz im Wald verbleibt und nicht, wie in der Forstwirtschaft üblich abgeräumt wird. Für Pflanzenarten sind diese Prozesse weniger relevant.

Durch Feuer werden in unseren Klimaregionen nur relativ wenige Tier- und Pflanzenarten gefördert, zumal Feuer nicht regelmäßig Bestandteil der natürlichen Dynamik ist. Geogene Prozesse wie Hangrutschungen, Muren oder andere natürliche Bodenbewegungen schaffen vor allem für viele gefährdete Pflanzenarten, darunter überproportional viele obligate Wildnisarten geeignete Pionierlebensräume. Dies trifft auch für Prozesse der Küsten- und Fließgewässerdynamik zu, auf die insbesondere kurzlebige Pionierarten angewiesen sind. Einige Arten werden nachweislich durch den Biber und seine Aktivitäten an Gewässern gefördert. Aktivitäten von Großherbivoren fördern überproportional viele Pilzarten.

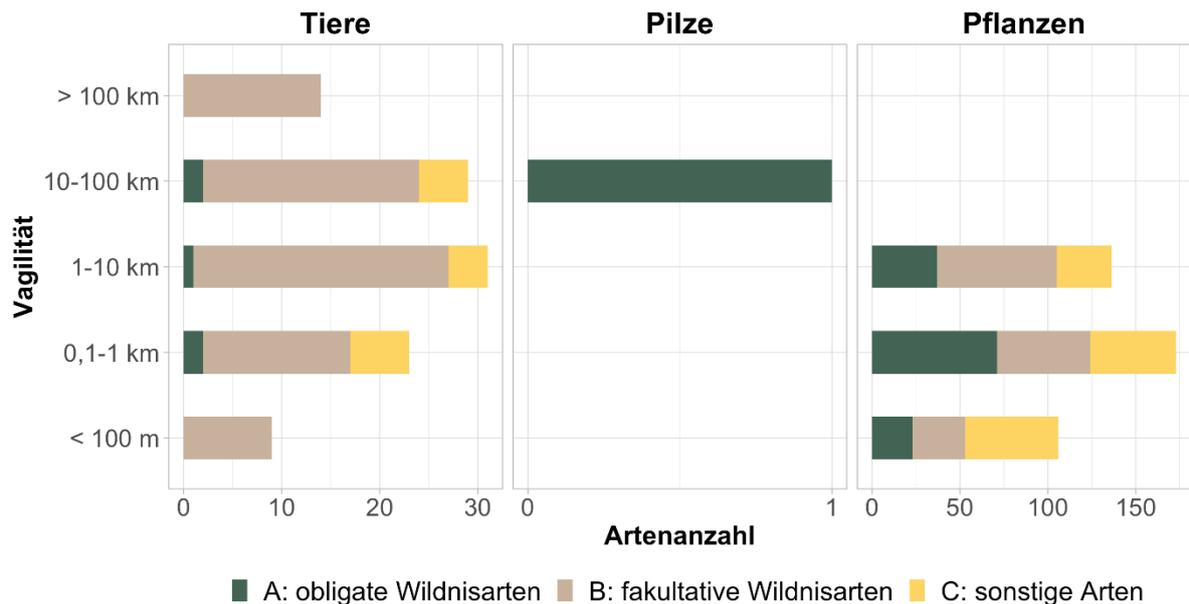


Abb. 11: Ausbreitungsdistanzen wildnistypischer gefährdeter Arten der Tiere, Pflanzen und Pilze. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen der x-Achsen.

Die Ausbreitungsfähigkeiten stellen sich über die Artengruppen sehr unterschiedlich dar (Abb. 11). Zur Besiedlung isolierter Wildnisgebiete sind Distanzkategorien > 10 km interessant, die für einige Tierarten angenommen werden können. Für Pflanzen wurden unter Anwendung des in Kap. 2.3.2 Verfahrens generell kürzere Ausbreitungsdistanzen (Optimum der Verteilungskurve bei 0,1 – 1,0 km) geschätzt, die für die Überwindung von üblichen Entfernungen zwischen isolierten Gebieten nicht ausreichen. Größere Distanzen können unter geeigneten Bedingungen hydrochor (Ausbreitung durch Wasser), zoochor (Ausbreitung durch Tiere) oder anemochor (Ausbreitung durch Wind) erreicht werden. Bei den Pilzarten liegen mit Ausnahme einer Art keine Literaturbelege vor. Auf Beispielarten wird in den folgenden Kapiteln eingegangen.

3.3 Pilze als Wildnisarten

3.3.1 Lebensräume wildnistypischer Pilzarten

Von den 44 wildnisaffinen Pilzarten sind 14 als obligate Wildnisarten (Kategorie A), 28 als fakultative Wildnisarten (Kategorie B) und zwei als sonstige Arten (Kategorie C) einzustufen (Abb. 12). Dabei sind die meisten Arten ($n = 25$) an die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder gebunden. Sieben Arten sind an extensiv bewirtschaftete Wiesen nährstoffarmer Standorte und andere dynamische Standorte, sieben an natürliche bzw. naturnahe Moore und zwei Arten an dynamische Auen und eine weitere Art an naturnahe Stillgewässer gebunden. Für den Lebensraumtyp der Hochgebirge konnte aufgrund mangelnder Literaturangaben keine Wildnisart benannt werden. Vermuten könnte man hier den Bitteren Lärchenporling (*Laricifomes officinalis*), der vom Aussterben bedroht ist. Für diese Art sind in Deutschland jedoch nur drei Fundpunkte bekannt (zwei in Berchtesgaden, einer im Harz). Die obligaten Wildnisarten der Kategorie A befinden sich schwerpunktmäßig, mit sieben Arten in den Alters- und Zerfallsphasen der Wälder, mit sechs Arten in den natürlichen bzw. naturnahen Mooren und mit einer Art im Bereich naturnaher Stillgewässer. Diese Arten haben keine alternativen Optionen in anthropogenen Ökosystemen.

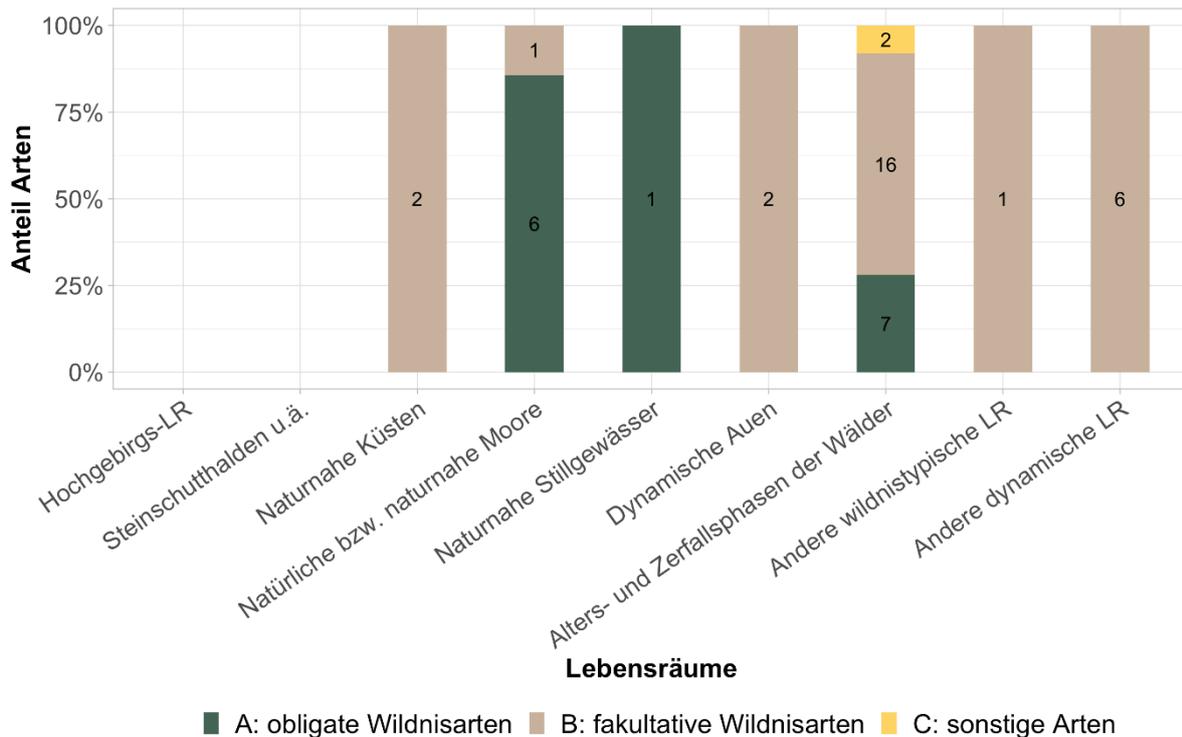


Abb. 12: Artenverteilung der Wildnis-Pilzarten auf die Lebensraumtypen (LR). Es wird für jeden Lebensraumtyp die Anzahl der A-, B- und C-Arten dargestellt.

3.3.2 Wildnisbindung von Pilzen

Obligate Wildnisarten (A)

Flaviporus citrinellus - Die Zitronengelbe Tramete wächst auf Totholz, meist auf Nadelbäumen, sehr selten auch auf Laubbäumen. Die Art benötigt liegendes Totholz in der Finalphase der Vermorschung, welches bereits von *Fomitopsis pinicola* besiedelt wurde (Hahn & Bässler 2007; Bässler & Müller 2010). Wind- und Sturmwurf und Insektenkalamitäten begünstigen das Vorkommen (Bässler & Müller 2010). Die Zitronengelbe Tramete wird als Naturnähezeiger eingestuft und bevorzugt urwaldähnliche Habitatstrukturen, die eine Habitatkontinuität von mindestens 100 Jahren aufweisen (Blaschke et al. 2009; Bässler & Müller 2010).

Geoglossum littorale - Die Strandlings-Erdzunge ist eine Art naturnaher Stillgewässer, die am Ufer von oligotrophen Seen oder größeren Teichen vorkommt. Sie bevorzugt dauerfeuchten Sand oder Kies in periodisch überfluteten Uferstreifen (Lüderitz & Gminder 2014). Die Art gilt als deutsche Verantwortungsart und als Altwaldzeiger mit einer Bindung an historisch alte Waldstandorte (Fichtner & Lüderitz 2013; Lüderitz & Gminder 2014).

Hericium coralloides - Der Buchenstachelbart ist in Deutschland sehr selten und kommt nur in ungestörten Buchenwäldern mit langer Habitattradition, sowie hohen Totholz mengen vor (Parmasto 1999; Christensen et al. 2004; Luszczynski 2003; Tortic 1998; Parmasto 2001; Fichtner & Lüderitz 2013). Er besiedelt liegendes und stehendes Totholz sowie Stümpfe in der Optimalphase der Vermorschung (Kriegelsteiner & Gminder 2010). Der Buchenstachelbart kann bereits in kleinen ungestörten Altholzinseln mit weniger als einem Hektar Größe vorkommen, wenn die natürliche Totholzentwicklung in der Vergangenheit gewährleistet war.

Armillaria ectypa - Der Moor-Hallimasch kommt in Hochmooren vor und wächst dort auf wassergesättigten torfigen bis anmoorigen Substraten (Ohenoja 2006). Die Art gilt aber auch als Indikator für ungestörte oder nur leicht beeinflusste Moore und Sümpfe und zeigt das Vorkommen von sauerstoffreichem, unbelastetem Grund- oder Quellwasser an (Lüderitz & Gminder 2014).

Dentipellis fragilis - Der Zarte Stachelrindenpilz kommt in Buchen- und Eichenwäldern vor und besiedelt die am Boden liegenden Stämme oder Äste von verschiedenen Laubbäumen, die bereits gut zersetzt sein müssen (Breitenbach & Kränzlin 1984; Blaschke et al. 2009; Küffer et al. 2004). Die Art wird als Indikatorart für Urwälder, Altwaldzeiger und Naturnähezeiger eingestuft (Fichtner & Lüderitz 2013; Parmasto 2001; Christensen et al. 2004; Blaschke et al. 2009; Parmasto 1999; Tortic 1998).

Cystostereum murray - Der Wohlriechende Schichtpilz besiedelt sturmgebrochenes, bereits jahrelang liegendes Totholz von Nadelbäumen in der Optimalphase der Vermorschung (Kriegelsteiner & Gminder 2010). Es werden Gebiete mit hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit in Fichten-Tannenwäldern oder Buchen-Tannenwäldern bevorzugt (Kriegelsteiner & Gminder 2010). Die Art ist eine Indikatorart für alte Wälder und ein Naturnähezeiger (Blaschke et al. 2009; Tortic 1998).

Fakultative Wildnisarten (B)

Hygrocybe flavipes - Der Gelbfüßige Ellerling ist eine Offenland-Art mit Verbreitungsschwerpunkt in den montanen Lagen. Es werden Wiesen mit einer Mischung aus kurzgrasigen Bereichen und Stellen mit höherer Grasvegetation bevorzugt (Lüderitz & Gminder 2014). Die Art wächst an sonnigen bis halbschattigen Orten in moosigen Grasflächen und profitiert von einer geringen Beweidung durch Großsäuger (ebenda). Der Gelbfüßige Ellerling gilt als deutsche Verantwortungsart und ist in der Artenschutzdatenbank WISIA als „besonders geschützt“ eingestuft (ebenda). Er gilt als Zeigerart für naturnahes und altes Grünland von hohem ökologischem Wert mit einer langen Habitatkontinuität (ebenda).

Fomitopsis rosea - Der Rosenrote Baumschwamm kommt in natürlichen Fichtenwäldern vor und besiedelt dort Totholz von Nadelbäumen, vor allem Fichten (Gminder et al. 2017). Die Art ist konkurrenzschwach und besiedelt deshalb vor allem Extremstandorte, wo Konkurrenzarten wie z.B. *Fomitopsis pinicola* nicht mehr vorkommen können (ebenda). Das Vorkommen vom Rosenroten Baumschwamm scheint von hohen Totholzmengen durch Borkenkäferkalamitäten begünstigt zu werden (ebenda). Die Art gilt als Schlüsselart, da sie ein Habitat für verschiedene seltene Insektenarten ist (Komonen et al. 2001).

Xylobolus frustulatus - Der Mosaik-Schichtpilz ist auf das Kernholz von Stiel- und Traubeneichen spezialisiert und bevorzugt bereits mehrere Jahre altes Totholz (Kriegelsteiner & Gminder 2010). Er profitiert von Wind- und Sturmwurf und ruft im Substrat die sogenannte Lochfäule hervor (ebenda). Der Mosaik-Schichtpilz kommt in seneszenten Eichenbeständen vor, die allerdings auch von Menschenhand geschaffen sein können, wie in Hutewäldern und Parkanlagen. Dennoch gilt er als Urwaldindikatorart und Naturnähezeiger (Blaschke et al. 2009; Parmasto 2001; Luszynski 2003; Utschick & Helfer 2003).

Pluteus umbrosus - Der Schwarzsamtige Dachpilz besiedelt liegendes Totholz oder Stümpfe von verschiedenen Laubbaumarten, die zum Teil vermorscht oder vergraben sein können (Kriegelsteiner & Gminder 2010; Breitenbach & Kränzlin 1984). Die Art ist ein Naturnähezeiger in Buchenwäldern (Fichtner & Lüderitz 2013; Blaschke et al. 2009; Christensen et al. 2004; Utschick & Helfer 2003).

Sonstige Arten (C)

Ischnoderma resinosum - Der Laubholz-Harzporling kommt an stehenden oder liegenden Stämmen und Ästen von Buchen, Eichen oder anderen Edellaubhölzern vor, die sich in der Optimal- bis Finalphase der Vermorschung befinden (Blaschke et al. 2009; Kriegelsteiner & Gminder 2010). Er wird als Naturnähezeiger und Altwaldindikatorart eingestuft (Christensen et al. 2004; Blaschke et al. 2009; Luszczynski 2003; Tortic 1998). Da das Vorkommen der Art aber in erster Linie an das Vorhandensein des Substrates gebunden ist, kann sie auch in wirtschaftlich genutzten Waldstandorten vorkommen, weshalb hier die Kategorie C gewählt wurde (Kriegelsteiner & Gminder 2010).

Ossicaulis lignatilis - Der Holz-Trichterling ist eine Art der Auwälder und der Buchenwälder. Durch den Rückgang von natürlichen Auwäldern ist eine negative Bestandsentwicklung zu erkennen, die Art kann aber auch in vom Menschen gemachten Habitaten wie Parks oder Alleen vorkommen (Holec & Kolařík 2013; Kriegelsteiner & Gminder 2010). Die Art wächst auf Stümpfen oder Strünken von verschiedenen Laubholzarten (Kriegelsteiner & Gminder 2010). Sie gilt als Altwaldzeiger und Indikatorart für Naturnähe (Fichterner & Luderitz 2013; Christensen et al. 2004; Blaschke et al. 2009).

3.4 Gefäßpflanzen als Wildnisarten

3.4.1 Lebensräume wildnistypischer Pflanzenarten

Insgesamt wurden 635 Gefäßpflanzenarten als wildnisaffine Arten der Kategorien A, B und C in die Datenbank einbezogen. Wie schon in Kapitel 3.2 erwähnt, befinden sich unter diesen anders als bei den Pilzen keine Waldarten, die an die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder gebunden sind (vgl. Abb. 13). Der Lebensraumtyp mit den meisten wildnistypischen Arten sind die natürlichen bzw. naturnahen Moore. Dabei sind die Hälfte dieser Moorarten obligate Wildnisarten (Kategorie A), die in anthropogenen Lebensräumen nicht vorkommen. Ähnlich gelagert sind die Relationen zwischen A-, B- und C-Arten und einem vergleichsweise besonders hohen Anteil von obligaten Wildnisarten im Lebensraumtyp Hochgebirge. Weitere wildnistypische Extremstandorte sind Steinschutthalden, Küstenlebensräume und Fließgewässer mit einer hohen Morphodynamik. Rohböden und Felslebensräume sind oft nährstoffarm, spärlich bewachsen und bieten Existenzmöglichkeiten für zahlreiche Pionierarten. Arten der dynamischen Auen, anderer dynamischer und wildnistypischer Lebensräume sind in der Mehrzahl solche, die auch in anthropogenen Ökosystemen leben können (B- und C-Arten) und die nicht obligat an Wildnis (im umfassenden Sinne wie bei den A-Arten gegeben) gebunden sind.

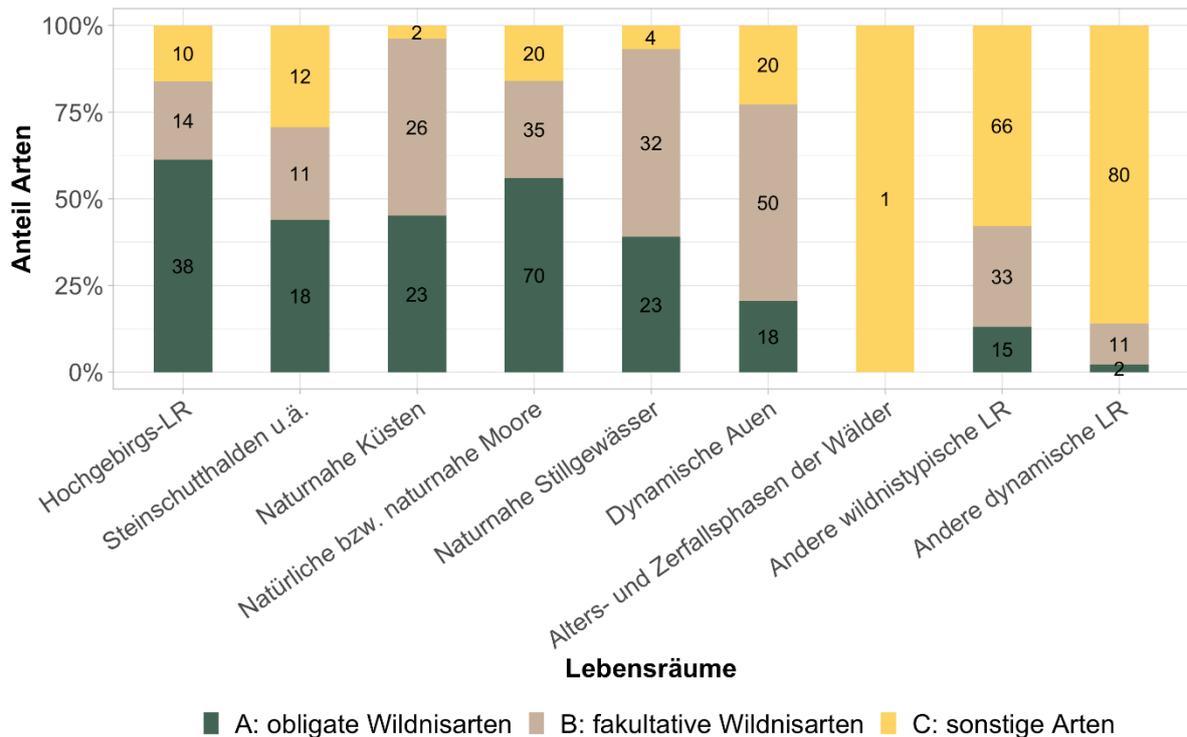


Abb. 13: Vorkommen von obligaten, fakultativen und sonstigen Wildnispflanzenarten in wildnistypischen Lebensräumen.

Die Verteilung der Pflanzenarten über die Kategorien der Samenbankausdauer im Boden zeigt, dass nur wenige Arten längere Zeiten (> 5 Jahre) im Boden als Same überdauern können (Abb. 14), also nur über eine kurzlebige Samenbank verfügen. Die meisten der bewerteten Arten haben Samenbankausdauern von unter 5 Jahren. Für die Entwicklung von Wildnisgebieten an Orten, die lange Zeit Teil der Kulturlandschaft waren, wie z.B. ehemalige Truppenübungsplätze oder ausgediehte Auen, bedeutet dies, dass die Arten einer wildnistypischen Zielvegetation oft nicht mehr in der Samenbank des Bodens vorhanden sind und daher von anderen Orten her zuwandern müssen. Die Wiederherstellung wildnistypischer Standortbedingungen reicht in solchen Fällen also nicht aus; die Zielarten müssten ggf. aktiv eingebracht werden.

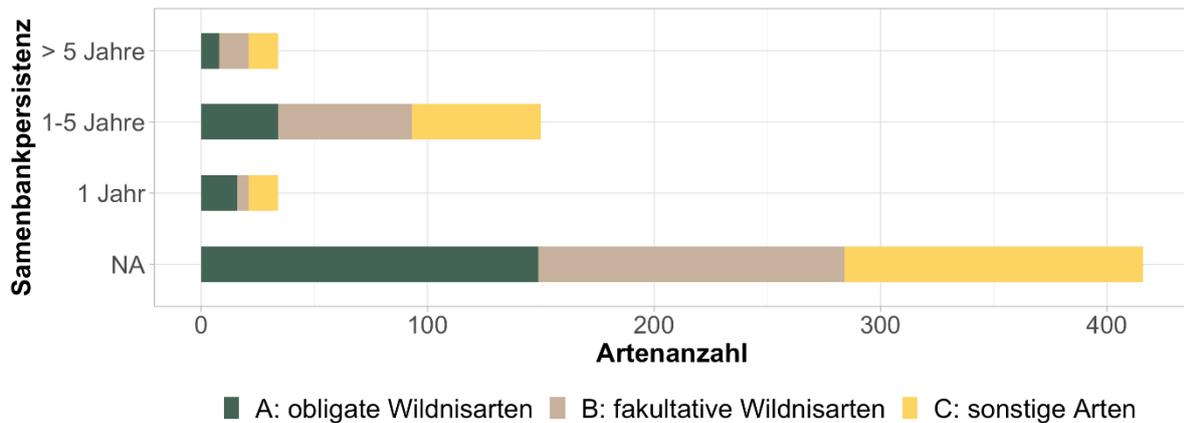


Abb. 14: Samenbank-Persistenz gefährdeter wildnistypischer Gefäßpflanzenarten.

NA = Arten ohne Angabe

Wie bereits in Kap. 2.3.2 erläutert, reichen auch die von Pflanzenarten regelmäßig erreichten Ausbreitungsdistanzen nicht, um die Wiederbesiedlung von neu etablierten (oft isolierten) Wildnisgebieten zu gewährleisten. Dies umso mehr, wenn die Ausbreitungsvektoren an bestimmte Landschafts- und Ökosystembedingungen gebunden sind, deren Funktionalität nicht mehr gegeben ist. Dies betrifft etwa die Hydrochorie, bei dem die Vernetzungswirkung an funktionierende Fließgewässer-Auen-Konnexe gebunden ist. Die Funktionalität von zoochorer Ausbreitung im Sinne der Wiederbesiedlung von Wildnisgebieten ist nur gegeben, wenn sich wandernde Tiere in der Landschaft frei bewegen können. Größere Entfernungen werden dabei regelmäßig vor allem von (größeren) Säugetieren (Mammalichorie), wie z.B. Rotwild und von Vögeln (Ornithochorie) zurückgelegt. Bei der Windausbreitung (Anemochorie) ist die Ausbreitungsdistanz neben den Abflughöhen und der artspezifischen Sinkgeschwindigkeit der Diasporen von den wechselnden Windverhältnissen zur Zeit der Diasporenfreisetzung abhängig. Ein gerichteter Transport an geeignete Standorte, wie z.B. Wälder oder Feuchtgebiete, wie dies bei der Zoochorie und der Hydrochorie in vielen Fällen gegeben ist, findet nicht statt. Die Autochorie, die sehr viele wildnisaffine Pflanzenarten aufweisen, ist als alleiniger Vektor für die Fernausbreitung ungeeignet.

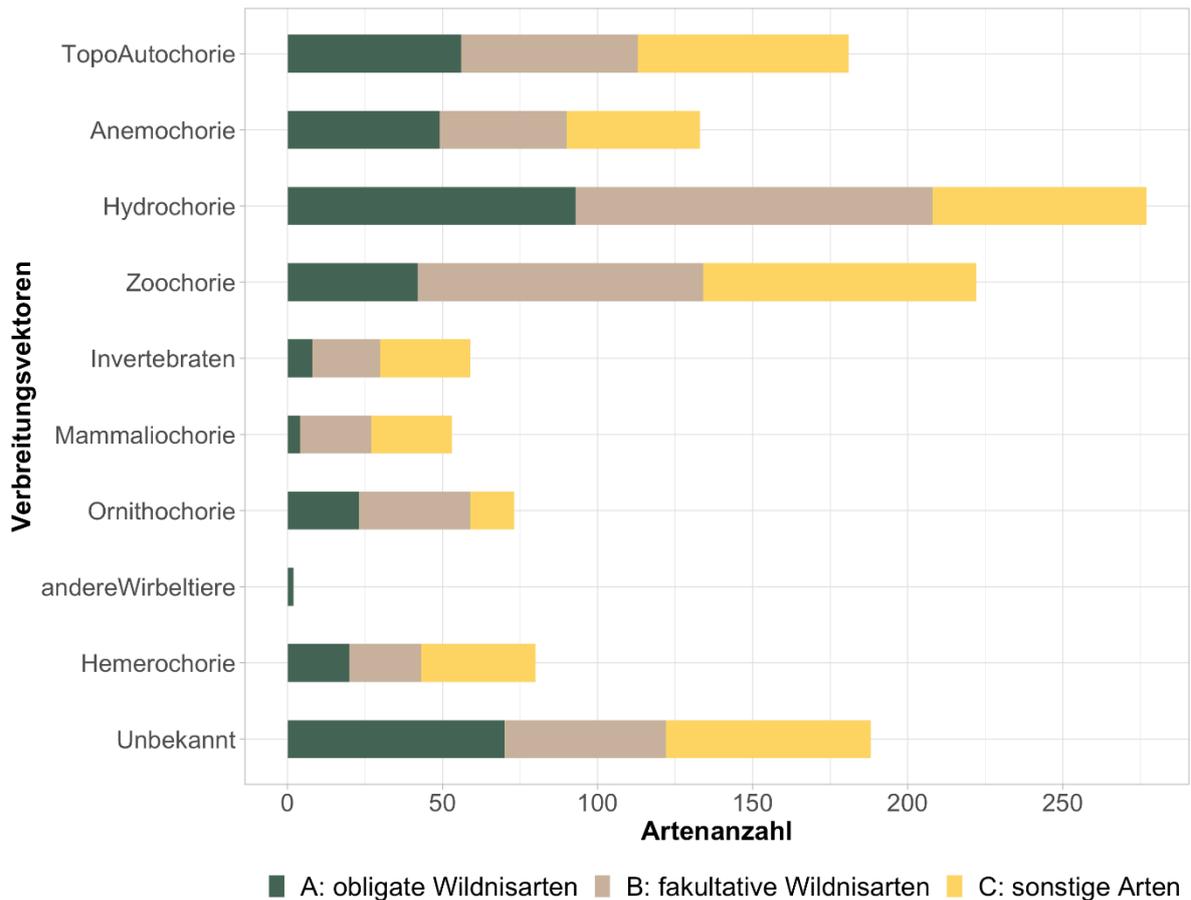


Abb. 15: Ausbreitungsvektoren gefährdeter wildnistypischer Gefäßpflanzenarten.

3.4.2 Wildnisbindung von Pflanzen

Arten dynamischer Auen

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Das Ufer-Reitgras (*Calamagrostis pseudophragmites*), Cluster 1, wächst im unmittelbaren Uferbereich von besonnten Flussufern, vorwiegend auf Standorten des Niveaus des mittleren Jahreswasserspiegels (Kopecký 1967). Die Art ist an zeitweise Überschwemmungen angepasst, die eine wichtige Rolle für ihre Ausbreitung und die Besiedlung neuer Habitate spielen (Kopecký 1967). Die Pflanze breitet sich nach Überschwemmungen durch Rhizome sehr schnell vegetativ aus und dominiert nachfolgende Sukzessionsphasen. Sie ist empfindlich gegen anthropogene Störungen am Gewässer und kommt nur an Fließgewässern mit natürlicher Gewässerdynamik vor, wie zum Beispiel an alpinen Wildflüssen. Diese bestimmt Struktur und Sukzessionsentwicklung der Uferpflanzengesellschaften dieser Flüsse. Entscheidend dabei ist, dass natürliche Erosions- und Sedimentationsprozesse immer wieder offene Standorte zum Beispiel in Form von Kiesablagerungen schaffen. Davon profitieren weitere Arten dieses Anspruchstyps, wie zum Beispiel auch *Myricaria germanica* (Kopecký 1967; Skokanová et al. 2015). Mit zunehmender Standortstabilisation, Verlandung und progressiver Sukzession gehen diese lichtbedürftigen Arten zurück.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Das Kleinblütige Schaumkraut (*Cardamine parviflora*), Cluster 2, wächst an Fluß- und Teichrändern oder in Gräben auf offenen, periodisch überschwemmten Schlammböden, in ephemeren Pioniergesellschaften mit *Polygonum*- oder *Bidens* Arten. Als einjährige Schlammpflanze hängt ihr Auftreten stark von den Keimungsmöglichkeiten ab: Sie keimt im Frühling an trockenfallenden Uferabschnitten (Hegi & Conert 1986), bildet darüber hinaus aber eine langlebige Samenbank, die als Anpassung an die zufälligen hydrologischen Prozesse interpretiert werden kann (Hayashi et al. 2010). Die nur über geringe Distanzen erfolgende Selbstausbreitung von unter einem Meter wird durch hydrochore Fremdausbreitung unterstützt. Neben natürlichen Gewässern tritt die Art auch an Teichen im Schwankungsbereich des Wassers auf.

Die Eiförmige Sumpfsimse (*Eleocharis ovata*), Cluster 1, hat wie viele weitere, als „Teichbodenarten“ ausgewiesene Pflanzen ihre natürlichen Standorte im amphibischen Übergangs- und Schwankungsbereich des Wassers an den Ufern von Flüssen, alten Flussbetten und Seen; Herbariumsbelege und Literaturangaben beschreiben Vorkommen in solchen natürlichen Habitaten noch im 19. und frühen 20. Jahrhundert (z.B. Libbert 1932). Primäre Habitate zum Beispiel von *Isolepis setacea* und *Radiola linoides* (beide Wildniskategorie C und Cluster 2) sowie von *Juncus capitatus* sind die Ufer von oligotrophen Seen und Dünentälchen (Popiela 2005). Viele dieser Arten haben sekundäre Lebensräume auf dem Boden periodisch abgelassener Fischteiche besiedelt, in denen die Lebensraumanprüche (periodisch offene, konkurrenzarme Habitate) ebenso realisiert sind wie in den primären Lebensräumen. Neben *Eleocharis ovata* gilt dies z.B. auch für *Carex bohemica* (Wildniskategorie B, Cluster 1), *Elatine hexandra*, *E. triandra* und *E. hydropiper* (alle Wildniskategorie C und Cluster 1). Diese und weitere Arten der Zwergbinsengesellschaften (Nanocyperion), wie *Centunculus minimus*, *Hypericum humifusum*, *Illecebrum verticillatum*, *Isolepis setacea*, *Juncus capitatus* und *Radiola linoides*) fanden dort Ausbreitungsmöglichkeiten. Weitere sekundäre Lebensräume dieser Artengruppe sind nasse Ackerflächen.

Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), Cluster 2, besiedelt als Pionierpflanze neu gebildete Sand- und Schotterbänke. Sie gehört zu den Erstbesiedlern von Flussalluvionen und ist am häufigsten auf offenen, periodisch von Hochwasser stark überströmten aber auch wieder austrocknenden Kies- und Sandbänken anzutreffen. Die dafür maßgebliche Strategie ist ebenso bei Weidenarten zu finden: einerseits sind die Sprosse so elastisch, dass sie der mechanischen Beanspruchung durch „Wegbiegen“ standhalten; andererseits können sich vom Hochwasser abgerissene, weitertransportierte und mit Sediment überdeckte Sprosse leicht wiederbewurzeln. Außer an ihren Primärhabitaten auf Kies- oder Schotter-Alluvionen alpiner Wildflüsse besiedelt die Art sekundäre (anthropogene) Standorte an Bahndämmen, in Kiesgruben, an lehmigen Wegböschungen in der montanen und subalpinen Stufe der Gebirge; an Flüssen wird sie bis in die Ebene hinabgeschwemmt (Hegi 1975).

In Mitteleuropa ist *Myricaria* durch Flusskanalisation und Kiesgewinnung stark zurückgegangen. Die Art benötigt Lebensräume, die nicht häufiger als durchschnittlich alle sieben Jahre überschwemmt werden, und sie ist ein Lebensraumspezialist, der dynamische, fließgewässer mit hoher Morphodynamik benötigt (Werth & Scheidegger 2014). Fließgewässer ohne diese Dynamik werden nicht besiedelt, weshalb sie ausserhalb der oben genannten anthropogenen Habitate als Wildniszeiger gelten kann (Sitzia et al. 2016).

Arten der Hochgebirge

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Die Echte Edelraute (*Artemisia mutellina*), ist eine Art früher Sukzessionsstadien auf Fels- und Schuttböden der alpinen Stufe, insbesondere auf Gletschervorfeldern mittleren Alters

(Erschbamer & Retter 2004, Marcante et al. 2009). Mit alpinen Wildflüssen breitet sie sich aber auch in tiefere Lagen (hydrochor) aus und besiedelt dort funktionsgleiche, also konkurrenzarme, vielfach durch Umlagerungsprozesse gestörte Standorte und Rohböden der Flußalluvionen (Wagenitz 1987, Burga et al. 2004). Während die Pionierphasen dieser Primärsukzessionen in der alpinen Stufe aufgrund der langsamen Entwicklungsprozesse ohne weitere Störungs- und Umlagerungsprozesse langfristig vorhanden sind, werden funktionsgleiche Habitate in den subalpinen und montanen Flussalluvionen durch die Morphodynamik der stark strömenden Wildflüsse bereitgestellt. Stauung und Begradigung zerstört diese Habitate, weshalb außerhalb der genannten primären Wildnishabitate keine anthropogenen Ersatzhabitate der Art bekannt sind.

Ähnliches gilt für den Gletscherhahnenfuß (***Ranunculus glacialis***), Cluster 2. Er besiedelt als Pionierpflanze und „Schuttdecker“ ständig überrieselte Moränenhalden und Felsspalten. Fundorte reichen von (1900) 2000-4000 (4275) m. Es handelt sich um einen ausgesprochenen Hochgebirgs-Spezialisten. In tieferen Lagen ist die Art nur in oder in der Nähe von Schneewasser zu finden (Streb et al. 2003). Entscheidend für ihre Verbreitung in tieferen Lagen ist die Empfindlichkeit gegenüber hohen Temperaturen. Wie auch andere Psychrophyten (= Pflanzen kalter Böden) benötigt *R. glacialis* Schmelzwasser, um die Blattemperatur durch Transpirationskühlung niedrig zu halten. Wachstumsentscheidend ist der Zeitpunkt der Schneeschmelze, während die Temperatur in der Vegetationszeit nur wenig Einfluss auf die Geschwindigkeit der phänologischen Entwicklung hat. Järvinen (1989) beschreibt eine wesentlich geringere Fortpflanzungsfähigkeit von *R. glacialis* in 730 m Höhe als in 860 m Höhe. Die geringe Konkurrenzkraft gegenüber höherwüchsigen Konkurrenten ist entscheidend dafür, dass sie sich in dichter Vegetation der tieferen Lagen nicht durchsetzen kann (Totland & Alatalo 2002, Heer & Körner 2002). Anthropogene Ersatzstandorte sind nicht bekannt, daher die Wildnikategorie A (obligate Wildnispflanze).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Primärstandorte der Kugeligen Teufelskralle (***Phyteuma orbiculare ssp. orbiculare***), Cluster 4, sind Schneeheide-Kiefernwäldern (*Erico-Pinion*) bis in Höhen von 2400 m. Es handelt sich um die Endstadien von Primärsukzessionen auf Kalkgeröll, insbesondere auf den Flussalluvionen der Alpenflüsse. Dabei toleriert die Art aber auch eine extensive Weidenutzung, der diese Kiefernwälder und ihre anthropogenen Ersatzgesellschaften in Form weitgehend gehölzfreier Kalkmagerrasen unterliegen. Daher Einstufung in Kategorie B (fakultative Wildnisart). Bei intensiverer landwirtschaftlicher Nutzung (Beweidung, Mahd) fällt die Art aus.

Arten der Steinschutthalden

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Das Kriechende Gipskraut (***Gypsophila repens***), Cluster 2, ist eine Pionierart der Kalkgeröllfelder (*Thlaspietea rotundifolii*), der lückigen *Erica carnea*- und *Pinus mugo*-Bestände und der offenen subalpinen Kalkrasen (*Seslerietalia*). Sie wird durch die Alpenflüsse bis in die montane Stufe herab getragen und besiedelt dort als „Schwemmling“ offene Schotteralluvionen bis hin zu jungen Stadien des Schneeheide-Kiefernwalds. Im Voralpengebiet, im Jura und im südlichen Harzvorland kommt die Art in Komplexhabitaten dealpiner Kalkfels- und Rasenvegetation vor (vorwiegend auf sonnigen, zeitweise trockenen Standorten). Die Art tritt also schwerpunktmäßig in frühen Sukzessionsstadien natürlicher Pflanzengesellschaften. In geringem Umfang besiedelt sie anthropogene, durch Mahd oder Beweidung entstandene und offen gehaltene Magerrasen (Schmidt et al 2011).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Der Krause Rollfarn (*Cryptogramma crispa*), Cluster 4, ist eine Pionierart der höheren Gebirgslagen auf steilen, südexponierten, feinschuttreichen Geröllhalden; in tieferen Lagen werden bevorzugt nordseitige, ziemlich flache, grobschuttreiche Hänge besiedelt. Die Habitate sind in der Regel natürliche Geröllhalden, wie Felsrutsche, Steinfelder und Moränen der hochmontan-subalpinen bis alpinen Stufe. Begraste Standorte werden seltener besiedelt (Rowe et al. 2006). Kleinkörniger Wanderschutt in den oberen und mittleren Teilen der Geröllhalden wird gemieden, die Flanken und der untere Rand von Geröllhalden bevorzugt (Rodwell 1992, Tomaselli et al. 2005). Die Art besiedelt aber auch künstlich angelegte felsartige Habitate wie Mauern, sofern diese aus geeignetem Material bestehen und Spalten für die Besiedlung enthalten.

Arten naturnaher Küsten

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Die Stranddistel (*Eryngium maritimum*), Cluster 2, wächst an natürlichen Küstenstandorten an Stränden sowie auf Vordünen, Weiß- und Graudünen. Vorherrschend sind pionierartige Standorte mit nicht befestigtem Sand und offener Vegetation, die Nährstoffe aus dem Meer und Kalk aus Muschelschalen enthalten. Neben Sandhabitaten werden auch andere Substrate wie etwa sandhaltiger Kies besiedelt. *Eryngium maritimum* ist eine Lichtpflanze und wächst nur an offenen Standorten. Winderosion kann zur Exposition des Wurzelsystems und zu Fragmentierung und Absterben von Wurzeln führen. Eine Schlüsselfunktion für die Besiedlung solcher Störungsstandorte ist deshalb die hohe Regenerationsfähigkeit des Wurzelsystems und die lange Lebensdauer der Pflanzenindividuen von bis zu mehreren Jahrzehnten (Andersone et al. 2011).

Die fragmentierte Verteilung der Populationen deutet darauf hin, dass es von Zeit zu Zeit zu einer Ausbreitung über große Entfernungen kommt (Curie et al. 2004). Die Samenverbreitung kann hydrochor im Meerwasser erfolgen, was die Verbreitung entlang der Küste oder zwischen Inseln begünstigt. Der Auftrieb der Früchte im Meerwasser wird unterstützt durch ihre Hakenborsten und Ölkörper sowie lange, im trockenen Zustand harte Kelchblätter. Die Samen bleiben bis zu 14 Tage schwimmfähig (Ridley 1930). Sie werden aber auch zoochor von Finkenvögeln wie zum Beispiel dem Stieglitz (*Carduelis carduelis* L.) und von kleinen Nagetieren ausgebreitet (M. Isermann pers. Mitt.). Die kohlenhydratreichen Wurzelstöcke werden auch von größeren Tieren gefressen und ggf. ausgebreitet, zum Beispiel von Wildschweinen (*Sus scrofa* L.).

Anthropogene Gefährdungsfaktoren sind durch Beweidung und Tritt und die damit einhergehende Zerstörung der trittempfindlichen Stängel und Wurzeln gegeben. Gegen Verbiss ist die Art dagegen durch ihre stacheligen Blätter sowie Terpene geschützt. Hauptrückgangursachen sind daher neben dem Verlust geeigneter Habitate, Störungen durch Tritt sowohl durch Menschen (z.B. an Stränden) sowie durch Weidevieh (Isermann & Rooney 2014).

Die Strand-Salbe (*Ruppia cirrhosa*), Cluster 2, wächst in Salzmarschen, Salinen, Flussmündungen und Küstenseen, die vor direktem Seegang geschützt sind. Oft tritt die Art zusammen mit Seegräsern der Gattung *Zostera* auf. Die einjährige bis ausdauernde Art hat eine weite Amplitude bzgl. Salzgehalt, Gewässertiefe, Licht und Temperatur (Verhoeven 1979). Für die Ausbreitung spielt die vegetative Ausbreitung über Rhizome und Sprosse mit der Wasserströmung (Triest & Sierens 2013), aber auch Samentransport durch Vögel und

strömendes Wasser eine große Rolle. Pionierstandorte werden rasch besiedelt, wobei Trockenphasen auch in der Samenbank überdauert werden.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Die Meerstrand-Binse (*Juncus maritimus*) tritt vorwiegend in naturnahen Küstenlebensräumen wie Salzwiesen und feuchten Dünentälern auf. Letztere sind reich an weiteren fakultativen Halophyten als Entwicklungsrelikte vorangegangener salzreicher Sukzessionsstadien wie z.B. *Glaux maritima*, *Juncus gerardii*, *Eleocharis uniglumis* und *Carex distans* (Dierßen & Dierßen 2001). Als von Weidetieren wegen ihrer derben, stechenden Blätter kaum verbissene Art hält sich *Juncus maritimus* auch in Weideflächen (Howison et al. 2015), daher Kategorie B.

Arten natürlicher und naturnaher Moore

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Die Zwerg-Birke (*Betula nana*) kann in Deutschland als obligate Wildnisart eingestuft werden, weil sie außerhalb von natürlichen Wildnisökosystemen allenfalls in sehr schwach entwässerten Mooren vorkommt (Succow & Joosten 2001). Ausschluss von Pflanzenfressern, wie z.B. Rentieren fördert *Betula nana* wie auch weitere Zwersträucher, wie z.B. *Vaccinium vitis-idaea* und *Empetrum hermaphroditum*. Umgekehrt wird sie durch Verbiss, dem sie durch ihre geringe Wuchshöhe nicht entgehen kann, stark geschädigt.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Die Sumpf-Stendelwurz (*Epipactis palustris*), Cluster 4, besiedelt kalk- oder basenreichen, stickstoffarme Feuchtstandorte (nasse Dünentäler, Pfeifengraswiesen, Quell- und Niedermoore, Seeufer, wechselfeuchte Mulden in Flussauen und lichte Wälder). Dabei handelt es sich schwerpunktmäßig um natürlicherweise offene Wildnis-Lebensräume, die eine niedrige Vegetation aufweisen und die aufgrund von hoher Nässe baumfrei oder baumarm sind. Daher profitiert *Epipactis* durchaus auch von einer (extensiven) landwirtschaftlichen Mahd, die einen hohen Lichtgenuss sicherstellt (Succow & Jeschke 1990, Schmidt et al. 2011, Schrautzer et al. 2011). Darüber hinaus wächst sie aber auch in Handtorfstichen, wenn durch den Torfabbau der Resttorfkörper kleinflächig so stark reduziert wurde, dass ein Zustrom basenreichen Grundwassers erfolgen kann (Dierßen & Dierßen 2001).

Die Stumpfbblütige Binse (*Juncus subnodulosus*), Cluster 3, besiedelt vorwiegend vom Menschen unbeeinflusste Lebensräume auf sickernassen, eher nährstoffreichen, meist kalk- oft auch salzhaltigen Sumpfhumus- oder humosen Kalktuffböden. Darüber hinaus verträgt sie aber auch eine ein- (bis max. zwei-) malige Mahd und profitiert von leichter Düngung (Beltman et al. 1996, Dierschke et al. 2002) und kommt in Feuchtwiesen, Zwischenmoorwiesen und an Gräben vor.

Sonstige Arten (Kategorie C)

Die Wiesen-Siegwurz (*Gladiolus imbricatus*), Cluster 4, ist ein typisches Beispiel für eine Art der natürlichen, waldfreien Kalkflachmoore, die andererseits aber auch durch eine extensive Bewirtschaftung gefördert wird. Moora et al. (2007) berichten von positiver Wirkung einer Mahd Ende Juli bzw. jährlich wechselnder Mahd und Beweidung. Populationen von *Gladiolus* vergrößern sich vor allem durch vegetative Ausbreitung. Die Besiedlung neuer Standorte z.B. in Flußauen ist dagegen im Wesentlichen samen- (ausbreitungs-) limitiert (Jögar & Moora 2008)

Der Bittere Fransenenzian (*Gentianella uliginosa*), Cluster 4, hat eine breite ökologische Amplitude und wächst auf trockenen, sandigen oder kalkhaltigen Böden, aber auch auf

wechselfeuchten Torf- oder Mergelböden und gedeiht in Moorzweiden. Er profitiert von extensiver landwirtschaftlicher Nutzung einerseits durch Reduktion der Lichtkonkurrenz, andererseits zeigen apikal geschädigte Pflanzen gegenüber unbeschädigten Kontrollpflanzen eine erhöhte Fruchtbildung. Umgekehrt geht der Fransenenzian bei Nutzungsaufgabe, z.B. bei Aufgabe der Beweidung zurück. In der Wildnislandschaft ist er an natürlicherweise offene Habitats, z.B. Kalkflachmoore gebunden.

Arten naturnaher Stillgewässer

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Das Wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alternifolium*), Cluster 4, wächst in Seen, Torftümpeln, sowie in langsam fließenden, kalkarmen Gewässern des Tieflandes und der Mittelgebirge (Oberdorfer 2001). Die Ausbreitung erfolgt überwiegend vegetativ (Hegi & Beger 1975). Die Art verschwindet bei Trübung bzw. verringerter Lichtdurchlässigkeit des Wassers, erhöhter Leitfähigkeit und Zunahme der Stickstoff- und Phosphorgehalte (Brandrud & Johansen 1994) und tritt innerhalb eines eng begrenzten pH-Wertbereichs auf (Pulido et al. 2014, Steffen et al. 2014). In versauerten Gewässern wurde eine Zunahme nach Kalkung beobachtet (Brandrud 2002). Die Art reagiert empfindlich auf Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft (Rodríguez-Villafañe et al. 2007, Roelofs et al. 1984).

Die Krebschere (*Stratiotes aloides*), Cluster 4, ist eine weitere Pflanze stehender oder langsam fließender Gewässer, die Dauerstadien in der Verlandungsserie ausbildet. In künstlichen Gewässern bildet sie kurzzeitige Sukzessionsstadien zum Beispiel in Wiesengräben, die allerdings rasch von Röhrichten abgelöst werden. Eutrophierung beschleunigt diesen Prozess. Die Einträge von Nitraten, Phosphaten und Sulfaten in Gewässer gelten als Hauptrückgangursache in Europa (Abeli et al. 2014, Zantout et al. 2011, Vermaat et al. 2016, Smolders et al. 2003, Roelofs 1991).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Der Europäische Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), Cluster 1, ist oft mit der als obligate Wildnisart eingestufteten Krebschere (s.o.) vergesellschaftet (Succow & Jeschke 1990) und ebenfalls empfindlich gegenüber Eutrophierung (Solińska-Górnicka & Symonides 2014), jedoch gegenüber Eingriffen wie mechanische Entfernung der Wasservegetation zum Beispiel durch Unterwassermahd weniger empfindlich.

Das Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*), Cluster 1, ist eine weitere gegen Eutrophierung empfindliche Art, die z.B. bei Einleitung alkalischen Flusswassers in torfiges Flachwasser verschwand (Roelofs 1991). Die Art tritt vorwiegend bei niedrigen Phosphorgehalten auf und kann als Indikator für nährstoffarme Bedingungen angesehen werden (Brandrud 2002, Søndergaard et al. 2010)

Sonstige Arten (Kategorie C)

Die Kugelfrüchtige Binse (*Juncus sphaerocarpus*), Cluster 2, wird als C-Art eingeordnet, weil sie gebietsweise außer naturnahen Standorten feuchte Ackerstandorte besiedelt (etwa zusammen mit *Lindernia procumbens*, *Centulus minimus*, und *Elatine triandra* in West-Ungarn).

Arten anderer wildnistypischer Lebensräume

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Das Echte Federgras (*Stipa pennata*), Cluster 3, wird als obligate Wildnisart kategorisiert, weil sie in natürlicherweise waldfreien oder walddarmen Landschaften insbesondere in kontinentalen Steppenrasen ihre Hauptvorkommen hat. Darüber hinaus besiedelt die Art aber

auch anthropogene Weiderasen im kontinentalen und mediterranen Klimaraum. Sie reagiert positiv auf Feuer, die in solchen Rasengesellschaften als natürliche Störung häufig auftritt (Safaian et al. 2005).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B)

Die Borstige Glockenblume (***Campanula cervicaria***), Cluster 3, wird als fakultative Wildnisart eingestuft, weil sie als lichtbedürftige Art bevorzugt in anthropogenen Graslandökosystemen vorkommt. Sie reagiert positiv auf eine extensive Mahd und geht bei Verbrachung und Beschattung zurück.

Die Wasser-Segge (***Carex aquatilis***) ist eine Art natürlicher mesotropher Moore (Dierßen & Dierßen 2001). Ihre Hauptstandorte in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft sind allerdings Feuchtwiesen (*Calthion*). Selbst gegenüber Verbiss ist sie bis zu einem gewissen Grad unempfindlich (Hupp et al. 2000).

Sonstige Arten (Kategorie C)

Die Echte Bärentraube (***Arctostaphylos uva-ursi***), Cluster 3, ist lichten Wäldern und im Offenland verbreitet (Schmidt et al. 2011). Auf die Auflichtung des Baumbestandes reagiert sie in der Regel positiv. Die Art regeneriert rasch sowohl nach natürlichen Störungen wie Feuer, aber auch nach mechanischer Störung durch Mahd insbesondere durch vegetative Vermehrung. Aufgrund der hohen Regenerationsfähigkeit ist die Art bedeutsam für die Wiederbesiedlung erosionsgefährdeter Standorte nach Feuer oder mechanischer Störung der Vegetation (Del Barrio et al 1999). Nach Feuer kann die Bärentraube bestandsbildend auftreten (Nadeau & Corns 2002), reagiert aber empfindlich auf anthropogene Stoffeinträge durch Dünger (Turkington et al. 2002, Fremlin et al. 2011).

Der Walliser Schwingel (***Festuca valesiaca***), Cluster 3, besiedelt subkontinentale Halbtrockenrasen am Rande landwirtschaftlich extensiv genutzter Wiesen. Sie trägt zur Stabilisierung erosionsgefährdeter Hänge bei (Caprez et al. 2011, Huck et al. 2013). Beweidung drängt die Art indes zurück.

Arten anderer dynamischer Lebensräume

Obligate Wildnisarten (Kategorie A)

Die Schwarzweide (***Salix myrsinifolia***), Cluster 2, kommt in Auen und an Gewässeruferrn auf frischen bis feuchten, leicht saurem bis alkalischem Boden aus Sand, Kies oder Schotter vor und bevorzugt sonnige bis leicht beschattete, kühle bis kalte Standorte. Die Art kommt bevorzugt in lichten Wäldern und im Offenland vor (Schmidt et al. 2011, Sipura 2002).

Sonstige Arten (Kategorie C)

Die Borstige Schuppensimse (***Isolepis setacea***), Cluster 2, wächst als Pionierpflanze auf nassen, mäßig sauren Sand- oder Torfböden. Sie findet sich vor allem an Ufern von Gräben in Hoch- und Zwischenmooren, wächst aber auch in nassen Streuwiesen und auf feuchten Waldwegen. Sie ist ein Erstbesiedler auf Rohböden. Die Verbreitung erfolgt durch Wasser- und Watvögel. Ihr primärer Lebensraum an dynamischen Flüssen ist stark zurückgegangen; als sog. Teichbodenart fand sie bei entsprechender Bewirtschaftung einen sekundären Lebensraum und konnte sich stark ausbreiten (Schmidt et al. 2011, Popiela 2005). Wie auch bei zahlreichen weiteren Arten mit ähnlichen Standortansprüchen sind natürliche Lebensräume (Flussufer, Seen) stark zurückgegangen, wie Vergleiche mit älterer Literatur belegen (z.B. Libbert 1932).

3.5 Tiere als Wildnisarten

3.5.1 Übersicht über Lebensräume wildnistypischer Arten

Wegen des großen Spektrums eingezogener Tierartengruppen und deren unterschiedlichen Habitatansprüchen wird im Folgenden für die in Abb. 6 pauschal vorgenommenen Bewertungen, die sich auf alle Tierartengruppen bezogen eine Differenzierung vorgenommen. An dieser Stelle werden keine Literatur-Einzelbelege aufgeführt; diese sind in der Datenbank zu finden.

In die Datenbank wurden Arten aus 14 faunistischen Artengruppen eingespeist. Der Anteil der fakultativen Wildnisarten (Kategorie B) ist mit mehr als 80 % deutlich höher als der der obligaten Wildnisarten (A) und der Sonstigen Arten (C) (vgl. Abb. 16). Unter den obligaten Wildnisarten (Kategorie A) sind vor allem Schnabelkerfen, Spinnen und Käfer vertreten, die Gruppe der Arten der Kategorie C (sonstige Arten) enthält nur relativ wenige Arten und hier vor allem Heuschrecken.

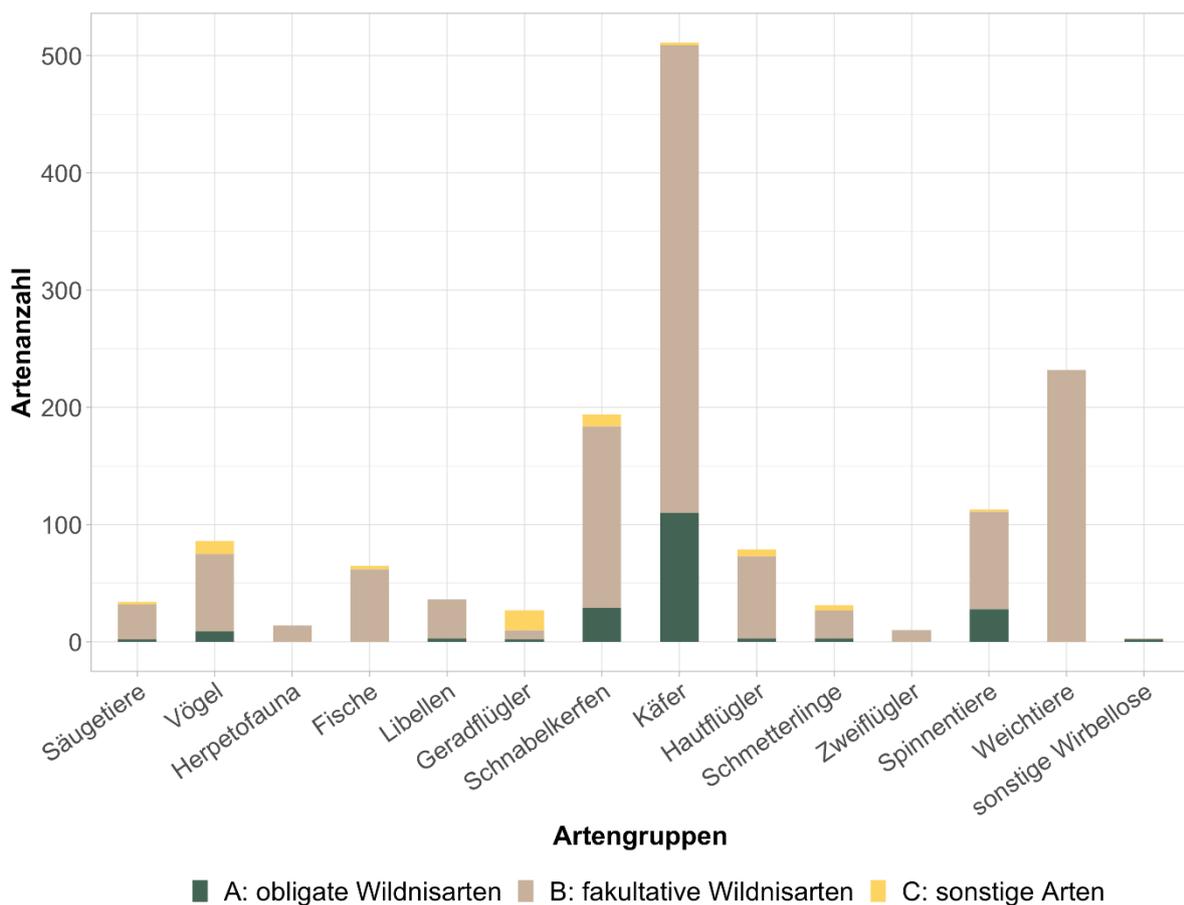


Abb. 16: Verteilung der ausgewerteten Tierarten (n = 1.435) aus 14 Artengruppen auf die drei Wildniskategorien.

Bezogen auf die von diesen Arten bewohnten Lebensräume stechen insbesondere die Hochgebirgslebensräume mit einem hohen Anteil an obligaten Wildnisarten hervor (Abb. 17). Dies ist insofern nicht erstaunlich, als dieser Lebensraumtyp im Vergleich zu Lebens-

räumen im Flachland als einer der am wenigsten vom Menschen beeinflusste gelten kann und in schwer zugänglichen Gebieten Refugien für diese Arten bietet. Überdurchschnittlich hohe Anteile obligater Wildnisarten kommen auch in Mooren, Auen und an Küsten vor, da es für sie nur wenige adäquate anthropogene Ersatzlebensräume gibt.

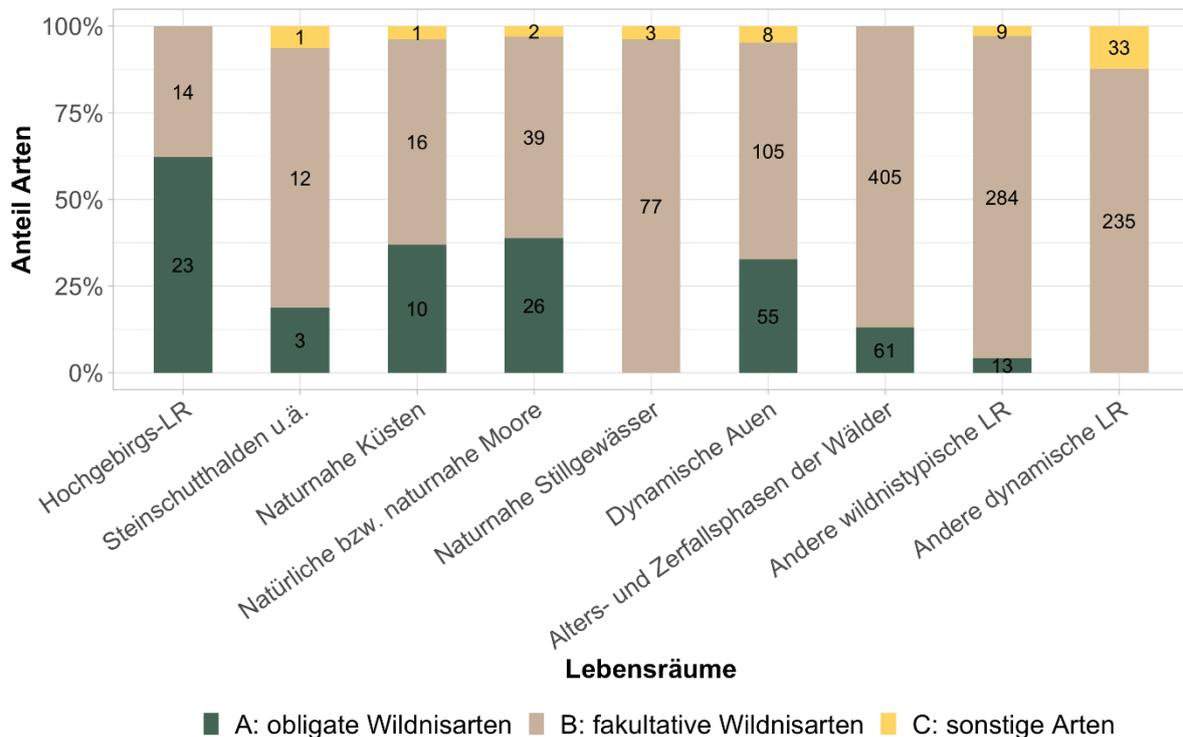


Abb. 17: Verteilung der A-, B- und C-Arten auf die Lebensraumtypen.

Dynamische Auen als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Es wurden 12 % (n = 178) der bewerteten Tierarten den dynamischen Auen als Hauptlebensraum zugeordnet, wobei fast alle ausgewerteten Tiergruppen auch vertreten sind. Sie verteilen sich auf die drei Kategorien obligate (A), fakultative (B) und sonstige (C) Wildnisarten mit 31 %, 63 % bzw. 6 %. Als obligate Wildnisarten wurden nur Wirbellose eingestuft, Wirbeltiere sind entweder als fakultative oder sonstige Wildnisarten vertreten. Einige von ihnen, wie die Spinnenart *Arctosa cinerea* können als hervorragende Indikatoren für hochdynamische, natürliche Flussauen gelten. Auenlandschaften zählen in Europa zu den artenreichsten Lebensräumen: Grund hierfür ist das räumlich-zeitliche Mosaik von dynamischen, temporären Pionierstandorten (z.B. Kiesinseln), intermediären und späten Sukzessionsstadien (z.B. Altarme, Auwälder), (u.a. Brunotte et al. 2010). Die Lebensgemeinschaften von Altarmen werden im Kap. über natürliche Stillgewässer behandelt (s.u.).

Daneben gibt es unabhängig von verschiedenen Sukzessionsstadien der Auen zahlreiche Kleinhabitate, die den Artenreichtum befördern: Zum Beispiel lagert sich das bei Hochwasser mitgeführte Treibholz an Flachwasserstellen oder Hindernissen ab und bietet sowohl unter als auch über Wasser Lebensräume (Gerhard & Reich 2001): Es ist gleichzeitig versteckt für – insbesondere juvenile – Fische wie z.B. Schmerle, Groppe und Gründling (alle B) und über der Wasseroberfläche Ansitzwarte, z.B. für den Eisvogel (B). Wahrscheinlich spielen entsprechende Strukturen auch eine wichtige Rolle im Räuber-Beute-System von Fischen und fischfressenden Vögeln (z.B. Suter 1995). Andere Kleinhabitate sind temporär wassergefüllte Senken, die als Laichplatz für Amphibien (wie z.B. der Rotbauchunke, B)

dienen, sowie Schlamm­bänke, die Nahrungshabitate für (rastende) Watvögel bereitstellen können. Ein spezialisierter Bewohner von Schlamm­bänken ist z.B. die Laufkäferart *Bembidion starkii* (Starks Ahlenläufer, B). Bei sommerlichem Niedrigwasser entstehende Kiesinseln und -bänke, die bevorzugten Bruthabitate für Flussregenpfeifer und Flussuferläufer (beide B) sind, die aber auch von Wirbellosen wie der Gefleckten Schnarrschrecke (*Bryodemella tuberculata*, A), Türks Dornschröcke (*Tetrix tuerki*, A) und dem Langfühligen Zartläufer (*Thalassophilus longicornis*, A) besiedelt werden. In den bewuchsarmen Steilufern der Prallhänge von Fließgewässern wiederum graben sich Uferschwalben und Eisvögel (beide B) ihre Brutröhren.

Auch ausserhalb dieser mehr oder weniger temporären Sonderstandorte in der Aue müssen Auenarten, die zum Beispiel in den gehölzdominierten Weichholz- oder Hartholzauen leben, an periodische Überschwemmungen angepasst sein. Unter den Fledermausarten ist die Mückenfledermaus (B) in weiten Teilen Mitteleuropas relativ eng an Auwälder und ihre Gewässerbiotope gebunden. Neben Halsbandschnäpper (B), Pirol (C) und diversen Spechtarten (z.B. Mittelspecht, Schwarzspecht – beide B) sind vor allem zahlreiche Tag- und Nachtfalter (z.B. Großer Schillerfalter, B) und ein Großteil der Amphibienarten (z.B. Kammmolch und Laubfrosch, beide B) zu nennen, die im Auwaldkomplex gute Lebensraumbedingungen vorfinden. Weiterhin sind hier mehr als 1.000 Käferarten heimisch, darunter der Heldbock (*Cerambyx cerdo*, B), eine typische Art der Alters- und Zerfallsphasen der Wälder (s.u.). Bei vielen Arten der Gehölzau steht jedoch die Bindung an bestimmte Waldstrukturen oder Gewässerbiotope im Vordergrund; die meisten der vorgenannten Arten wurden daher anderen Lebensraumtypen als den Alters- und Zerfallsphasen der Wälder zugeordnet.

Der Wasserkörper eines naturnahen Fließgewässers selbst ist durch einen Wechsel von Stillwasserzonen und schneller fließenden Abschnitten geprägt (z.B. Ringler et al. 1994), die ihre Lage zueinander permanent verändern. Dabei spielt der Biber (*Castor fiber*, B) eine wichtige Rolle als Schlüsselart, die aktiv an der Landschaftsgestaltung mitwirkt (z.B. Nummi 1992). Durch seine Bautätigkeit können Abschnitte eines (kleineren) Fließgewässers aufgestaut werden, wodurch neue Habitate, zum Beispiel neue Bachverläufe und Stillgewässer entstehen. Darüber hinaus ist das durch den Biber in das Gewässer eingebrachte Holz Habitat für zahlreiche Fischarten, die gerne in Totholz­anreicherungen leben (z. B. Bachforelle – *Salmo trutta*, Stichling – *Gasterosteus aculeatus*, Brachse – *Abramis brama*, Laube od. Ukelei – *Alburnus alburnus*). Tierarten, die Biberteiche nutzen sind z.B. die Gebänderte und die Gefleckte Heidelibelle (*Sympetrum pedemontanum*, *S. flaveolum*, beide B) sowie weitere Libellenarten (Meßlinger 2009). Unter den Vögeln profitieren z.B. Wasserralle, Krickente, Nachtreiher und Schwarzstorch (alle B) von den Anstauungen, bei Amphibien sind dies Moorfrosch, Kamm- und Teichmolch (alle B).

Hochgebirge als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Insgesamt 39 Arten (3 % der bewerteten Tierarten) wurden diesem Lebensraumtyp zugewiesen. Der größere Teil davon, nämlich ca. 62 % (n = 24) sind obligate (A) und 38 % (n = 15) fakultative (B) Wildnisarten. Acht Tierartengruppen sind vertreten.

Hochgebirge stellen Habitatkomplexe dar, wo sich vor allem entlang des Höhengradienten auf kleinem Raum Bergwälder, Felsen, Schotterflächen, Quellen, Seen, Bäche, Niedermoo­re, Zwergstrauchheiden, alpine Matten und Latschenbestände einander ablösen. Die Artengemeinschaften dieser Lebensraumtypen sind an die extremen Bedingungen im Hochgebirge angepasst (Ellenberg 1982). Oberhalb von ca. 2.000-2.400 m üNN beginnt in Mitteleuropa die natürlicherweise baumfreie Zone. Gletscher und natürliche Störungsereignisse wie Lawinen, Muren und Bergstürze formen die Landschaft und lassen immer wieder Lebensräume neu entstehen.

Unter den obligaten Wildnisarten finden sich Vertreter aus allen Tiergruppen. Die markanteste Art ist der Steinbock, der außerhalb der baumfreien alpinen Stufe keine anthropogenen Ersatzlebensräume besiedelt. Aber auch einige Wirbellose sind auf das Hochgebirge als Lebensraum beschränkt, wie z.B. einige Wanzenarten („Gipfelwanzen“, u.a. *Acalypta nigri-na* und *Sehirus luctuosus*), Laufkäferarten u.a. der Gebirgs-Haarahlenläufer (*Asaphidion cyanicorne*), Germars Laufkäfer (*Carabus germarii*), *Trechus glacialis* (eine Verantwortungsart), Berchtesgadener Flinkläufer (*Trechus latibuli*, ebenfalls Verantwortungsart und Berggipfel-Endemit in den Berchtesgadener Alpen), sowie Tagfalter, wie der Gletscherfalter (*Oeneis glacialis*) und der Eis-Mohrenfalter (*Erebia pluto*).

Alpine Rasen breiteten sich durch Almwirtschaft in tiefere, waldfähige Gebirgsstufen aus. Sie sind Habitate für fakultative Wildnisarten (Kategorie B), deren Lebensraum sich durch menschliche Aktivitäten ausweitete. Hierzu gehören zum Beispiel Murmeltier und Birkhuhn sowie verschiedene Heuschreckenarten: Spezialisiert auf Hochlagen sind unter ihnen die fakultativen Wildnisarten Gebirgsgrashüpfer (*Stauroderus scalaris*) und Sibirische Keulenschrecke (*Gomphocerus sibiricus*). In strukturreichen und alten Bergwäldern finden Weißrückenspecht und Dreizehenspecht geeignete Habitate, die in Wäldern des Tieflands unterhalb von 500 m derzeit nicht mehr vorkommen.

Steinschutthalden als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Die geringste Zahl an Arten entfiel mit nur 15 Arten (ca. 1 % aller bewerteten Tierarten) auf den Lebensraumtyp Steinschutthalden. Davon wurde 1 Art als obligate Wildnisart eingestuft, 13 Arten als fakultative und 1 Art als sonstige Wildnisart). Dieser Lebensraumtyp tritt sowohl in den Hochlagen als auch im Tiefland auf. In dem dreidimensionalen Labyrinth der Steinschutthalden lebt die Schneemaus (A) nur in den Hochlagen der Alpen. Zu den Arten, die Steinschutthalden sowohl in Hochlagen als auch im Tiefland besiedeln und darüber hinaus auch anthropogenen Ersatzstandorte annehmen, gehört z.B. der Steinschmärtzer (B). Auf Steinschutthalden im Tiefland beschränkt sind beispielsweise die Zippammer (B) und die Rotflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*, C).

Naturnahe Küsten als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Dem Lebensraumtyp der naturnahen Küsten wurden 2 % (n = 34) der Tierarten zugeordnet. Von ihnen entfallen 11 (32 %) auf die obligaten und 23 (68 %) auf die fakultativen Wildnisarten. Nur drei Tiergruppen sind vertreten.

Dynamische und naturnahe Küsten der Nord- und Ostsee sind dem Einfluss der Gezeiten und der Wind- und Sturmfluten ausgesetzt. Anlandungs- und Sedimentationsbereiche vorwiegend im landwärtigen Bereich durch die Lebensraumtypen Watt, Lagunen, Salzwiesen, Salzröhrichte gekennzeichnet. Dem Meer zugewandt folgen den Stränden oder Steilküsten landwärts Dünen, Dünentälchen und Strandseen. Dort lebende Tierarten sind an natürliche Störungsereignisse aber insbesondere an hohe Salzkonzentrationen angepasst (Niedringhaus et al. 2008). Einige Käferarten kommen nur an der Küste vor, unter ihnen der Salzliebende Glanzflachläufer (*Agonum monachum*, B), der in Salzwiesen lebt, sowie der Blasse Ahlenläufer (*Bembidion pallidipenne*, A), der an Spülsäumen, im Gezeiten- und Windwatt sowie Salzgrünland, in Quellerfluren und Brackröhrichtern auftritt. Die Strandroggen-Spornzikade (*Unkanodes excisa*) und die Küstensandzirpe (*Psammotettix maritimus*) (beide A) sind typische Bewohner der Weißdünen im Küstenbereich, letztere mit Schwerpunkt-vorkommen in Deutschland.

Die Salzwiesen sind Lebensraum (Bruthabitat) für viele Wiesenvögel, für die der anthropogene Ersatzlebensraum in Form landwirtschaftlich genutzten Grünlands im Inland in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen ist. Rotschenkel (B) und Uferschnepfe (B) können in den Salzwiesen z.T. noch stabile Populationen aufrechterhalten. Zahlreiche Wat-

und Wasservogel sowie Kraniche (B) sind auf Küstenhabitats als Rast- und Überwinterungsgebiet dringend angewiesen. Für Zwerg- und Brandseeschwalbe (beide A) sind die Primärdünen die einzigen verbliebenen Brutplätze in Deutschland.

Alters- und Zerfallsphasen der Wälder als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Etwa ein Drittel der ausgewerteten Tierarten (n = 466 Arten, 32 %) wurde diesem Lebensraumtyp zugeordnet. Die Arten teilen sich auf die beiden Kategorien obligate (n = 61, ca. 13 %) und fakultative Wildnisarten (n = 405, ca. 87 %) auf. Bedingt durch die Auswahl der ausgewerteten Tiergruppen sind von den obligat auf alte Waldentwicklungsstadien angewiesenen Arten über 90 % xylobionte Käfer. Insgesamt sind aber neun Tierartengruppen vertreten.

Das markanteste Kennzeichen der Alters- und Zerfallsstadien von Wäldern sind absterbende oder bereits abgestorbene (noch stehende oder umgefallene) Bäume. Die bei diesem Absterbeprozess entstehenden neuen Strukturen und Substrate, wie Totholz unterschiedlicher Stärke und Zersetzungsgrads oder Wurzelteller, sind Lebensraum für zahlreiche Tierarten, allen voran Wirbellosen und hier insbesondere für holzbewohnende Käfer. Die u.a. von Bußler (2008) als „Urwaldreliktarten“ identifizierten Arten besiedeln verschiedene Mikrohabitats in und an absterbenden/abgestorbenen Bäumen und werden im Rahmen des vorliegenden F+E-Vorhabens als obligate Wildnisarten (Kategorie A) geführt. Frisches Totholz wird z.B. vom Eckschildigen Glanz-Prachtkäfer (*Eurythyrea quercus*) und dem Schmarotzer-Wollkäfer (*Agnathus decoratus*) besiedelt, Mulmhöhlen dagegen vom Lappenfuß-Schnellkäfer (*Podeonius acuticornis*) und dem Veilchenblauen Wurzelhals-Schnellkäfer (*Limoniscus violaceus*). Am Altholz leben z.B. der Breitschulterbock (*Akimerus schaefferi*), der Fadenförmige Dornhalskäfer (*Nematodes filum*) und Panzers Wespenbock (*Necydalis ulmi*), während der Pillenförmige Mark-Pochkäfer (*Stagetus borealis*), der Große Flachkäfer (*Peltis grossa*) und der Zahnhalssige Baumschwamm-Schwarzkäfer (*Eledonoprius armatus*) Holzpilze und pilzbefallenes Holz besiedeln.

Allen diesen Arten ist gemeinsam, dass sie auf eine lange kontinuierliche Waldbedeckung von deutlich mehr als 200 Jahren im Großteil ihres mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes angewiesen sind. Von der langen Waldtradition historisch alter Wälder hängen neben den bereits genannten holzbewohnenden Käfern auch Vertreter anderer Tiergruppen ab, wie die Rindenwanzen *Aradus betulae*, *A. serbicus* und *Mezira tremulae* (alle B), die dauerhaft auf Totholz leben (die beiden letzteren sind wegen der hochgradig isolierten Vorpostenareale Verantwortungsarten für Deutschland). Auch unter den Hautflüglern, Zweiflüglern, Weichtieren und Spinnentieren sind etliche Arten strikt xylobiont und eng an Totholz gebunden: Die zu den Pseudoskorpionen gehörende Art *Dendrochernes cyrneus* (B) beispielsweise lebt exklusiv an Rinde und in den Gängen von Bock- und Borkenkäfern an abgestorbenen Eichen und ist damit an entsprechende Waldstrukturen gebunden. Auch diese Art könnte als Urwaldrelikt Indikator für historisch alte Wälder sein.

An hohe Totholzanteile sind darüber hinaus viele Spechtarten gebunden, die durch die Konstruktion von Bruthöhlen in absterbenden oder abgestorbenen, aber noch stehenden Bäumen eine wichtige Schlüsselfunktion für das Ökosystem übernehmen. Zu den „Nachmietern“ ihrer Baumhöhlen gehören verschiedene andere Vogelarten wie z.B. Hohltaube, Gartenrotschwanz und Zwergschnäpper (alle B). Unter den Säugetieren sind einige Fledermausarten zu nennen – mit den „Urwaldfledermäusen“ Nymphen- und Bechsteinfledermaus als typischste Vertreter. Aber auch Großer und Kleiner Abendsegler, Rauhauffledermaus und Braunes Langohr sind neben dem Baumarder fakultative Wildnis-Säugetierarten für baumhöhlenreiche und alte Wälder (alle Säugetiere sind B-Arten).

Natürliche und naturnahe Moore als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Fünf Prozent aller ausgewerteten Tierarten ($n = 67$) entfallen auf natürliche und naturnahe Moore mit einer Verteilung auf die drei Wildnisarten-Kategorien von 39 % ($n = 26$) obligate, 58 % ($n = 39$) fakultative Wildnisarten und 3 % ($n = 2$) sonstige Arten. Acht der ausgewerteten Tiergruppen sind vertreten.

Zu den obligaten Wildnisarten (Kategorie A) gehören vor allem Hochmoorbewohner und Arten der Alpenmoore, die oft spezielle Mikrohabitate wie Bulten, Schlenken oder Kolke besiedeln. Zu nennen sind der Hochmoor-Laufkäfer (*Carabus menetriesi*), der Hochmoor-Glanzflächläufer (*Agonum ericeti*) sowie die Libellenarten Alpen-Mosaikjungfer (*Aeshna caerulea*), Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*) und Alpen-Smaragdlibelle (*Somatochlora alpestris*).

Mehrere weitere Libellenarten sind fakultative Wildnisarten (Kategorie B): sie besiedeln natürlicherweise unberührte Moore, weichen sekundär jedoch auch in vermoorte Teiche, Torfstiche, Streuwiesen aus, die durch menschliche Nutzung entstanden sind. Zu ihnen gehören die Kleine Moosjungfer (*Leucorrhinia dubia*), die Arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora arctica*), die Gefleckte Smaragdlibelle (*Somatochlora flavomaculata*) und die Zwerglibelle (*Nehalennia speciosa*). Zu nennen sind auch die Tagfalter Hochmoor-Gelbling (*Colias palaeno*), Randring-Perlmutterfalter (*Boloria eunomia*) und Hochmoor-Bläuling (*Plebeius optilete*), (ebenfalls alle B). Die Maulwurfsgrippe (*Gryllotalpa gryllotalpa*, C) zählt ursprünglich zu den Bewohnern von Niedermooren in Flusstälern sowie Hochmoorrändern.

Die meisten Vogelarten dieses Lebensraumtyps, wie Bekassine, Bruchwasserläufer und Goldregenpfeifer sind nicht unbedingt auf eine ungestörte Moorhydrologie angewiesen, sondern konnten mit ihrer Kultivierung in die Folgeökosysteme wie z.B. verheidete Hochmoore ausweichen. Daher werden diese Arten als fakultative Wildnisarten eingestuft, die durch die weitere Intensivierung dieser Standorte allerdings flächendeckend verdrängt wurden. Der Goldregenpfeifer brütet derzeit in Mitteleuropa nur noch in renaturierten Mooren.

Naturnahe Stillgewässer als Lebensraum für wildnisgebundene Tierarten

Insgesamt 97 Arten (ca. 7 % aller bewerteten Tierarten) leben in oder an naturnahen Stillgewässern. In die Gruppe der obligaten Wildnisarten (A) konnte dabei keine Art eingeordnet werden; ein wesentlicher Grund dafür ist, dass sich in anthropogenen Gewässern, z.B. Teichen vergleichbare Lebensgemeinschaften entwickeln können (z.B. Franke et al. 1995). 94 Arten (ca. 97 %) wurden als fakultative Wildnisarten (B) und 3 (ca. 3 %) als sonstige Arten (C) eingestuft. Sechs Tierartengruppen sind vertreten, die größte, mit 38 Arten stellen die Weichtiere. Alle nachfolgend genannten Arten in diesem Abschnitt zählen zu den fakultativen Wildnisarten.

Zu den naturnahen Stillgewässern zählt eine breite Palette an stehenden Gewässern, die nach verschiedensten Kriterien wie Wassertiefe, Austrocknung, Wasserzufluss, Trophiegrad, Umwälzung, Schichtung usw. eingeteilt werden. Ihre Entstehung kann sehr unterschiedlich sein und reicht von den Altwässern mit Anschluss an das Fließgewässer bei Hochwasser über die großen, eiszeitlichen Seen im Norddeutschen Tiefland und Voralpenland bis hin zu Karstseen, vulkanisch entstandenen Maaren, den Moorgewässern in Hochmooren bis zu periodisch austrocknenden Kleingewässern. Die Ausprägung der Ufervegetation beeinflusst die Artengemeinschaft wesentlich. Umfangreiche Röhrichtgürtel sind je nach Beschaffenheit Lebensraum z.B. für Zwerg- und Rohrdommel, Purpurreiher, Tüpfelsumpfhuhn, Kleines Sumpfhuhn, Wasserralle, verschiedene Rohrsänger und Bartmeise. Größere Wasserflächen nährstoffreicher Seen sind Wintereinstandsgebiet zahlreicher Wasservögel (z.B. Sudfeldt et al. 2003). Altwasser an Flüssen sind Laich- und Kinderstube zahlreicher Flussfischarten wie z.B. Bitterling, Moderlieschen, Zope, Donau-Kaulbarsch

oder Hecht. In nährstoffreichen Gewässern treten auch zahlreiche Weichtierarten (z.B. Zierliche Tellerschnecke, *Anisus vorticulus*; Große Teichmuschel, *Anodonta cygnea*; Verbogenes Posthörnchen, *Gyraulus acronicus*; Mantelschnecke, *Myxas glutinosa*; Kugelige Erbsenmuschel, *Pisidium pseudosphaerium*; Sumpf-Federkiemenschnecke, *Valvata macrostoma*) und Libellen (z.B. Keilflecklibelle, *Aeshna isosceles*; Mond-Azurjungfer, *Coenagrion lunulatum*; Östliche Moosjungfer, *Leucorrhinia albifrons*; Zierliche Moosjungfer, *Leucorrhinia caudalis*) auf. Naturnahe Stillgewässer sind auch Fortpflanzungshabitate für Amphibien (z.B. Kammmolch, Teichmolch, Moorfrosch, Kleiner Wasserfrosch, Laubfrosch).

Andere wildnistypische Lebensräume für wildnisgebundene Tierarten

Ein Fünftel der Arten (n = 282, 20 %) wurde dem Komplex „Andere wildnistypische Lebensräume“ zugeordnet. Als obligate Wildnisarten (A) konnten hiervon 12 (ca. 4 %), als fakultativ (B) 261 (ca. 93 %) und als Sonstige Arten (C) 9 Arten (ca. 3 %) eingestuft werden. Alle Tiergruppen sind vertreten, den größten Anteil stellen die Weichtiere mit 148 Arten.

In diese Lebensraumkategorie sind Arten eingeflossen, die aufgrund einer gewissen Variabilität oder Besonderheit ihrer Biotope nicht eindeutig einer der anderen Kategorien zugeordnet werden konnten. Beispiele sind die beiden Laufkäferarten Gestreckter Handläufer (*Dyschirius extensus*, A) und Salz-Handläufer (*Dyschirius salinus*, B), die als Habitatspezialisten ausschließlich (*D. extensus*) bzw. optional (*D. salinus*) Binnenland-Salzstellen im Nordostdeutschen Tiefland und in den östlichen Mittelgebirgen besiedeln. Ferner beinhaltet die Kategorie „Andere wildnistypische Lebensräume“ auch Arten der Quellbiotope und Interstitialgewässer, der Sandtrocken- und Halbtrockenrasen, der Felswände, der unbewachsenen Fels- und Sandflächen, der „urwüchsigen“ Buchenwälder, des Detritus u.a.m.

Weitere Beispiele für Arten dieses Komplexes sind...

- der Mauerläufer (B; Habitat: vielfältig strukturierte Felswände mit reichem Spalten- und Höhlenangebot),
- die Wasseramsel (B; Habitat: schnell fließende klare und sauerstoffreiche Gewässer der Forellenregion mit kiesigem/steinigem Grund und gebüschreichem Ufer),
- die Alpenspitzmaus (B; submontan bis subalpine Wälder, Blockschutthalden, enge Bindung an felsiges Habitat und Gewässernähe, kleine Flüsse/Gebirgsbäche mit steinigen Ufern),
- der Schwarzstorch (B; wildnistypische Art v. a. aufgrund der großen Störungsempfindlichkeit; Vorkommen in waldreichen Gebieten mit Fließgewässern/Gräben mit guter Wasserqualität; Bindung an strukturreiche feuchte Altholzbestände als Brutstandorte),
- die Rhön-Quellschnecke (*Bythinella compressa*, B; Endemit in der Rhön und am Vogelsberg, an Quellbiotope gebunden) und
- das Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*, B; typisch für Übergangsbereiche zwischen Wäldern und Mooren und vergleichbaren Ökotonen, auch in Mittelwäldern).

Andere dynamische Lebensräume für wildnisgebundene Tierarten

Fast ein weiteres Fünftel der Arten (n = 257, ca. 18 %) wurde dem Komplex „andere dynamische Lebensräume“ zugeordnet. Hier konnten keine obligaten Wildnisarten (A) eingestuft werden, jedoch 226 (ca. 88 %) fakultative (B) und 31 (ca. 12 %) Sonstige Arten (C). Ein Großteil der ausgewerteten Tiergruppen ist vertreten mit dem größten Anteil bei den Wanzen und Zikaden (n = 116 Arten).

Dieser Komplex umfasst Lebensräume, die keiner der anderen Lebensraumtypen zugeordnet werden konnten, aber von dynamischen Prozessen abhängig sind, wie sie für Wildnis

typisch sind. Es sind hierunter die drei Amphibienarten Gelbbauchunke, Rotbauchunke und Kreuzkröte (alle B) ebenso gefasst wie Heidelerche, Ziegenmelker und Wendehals (alle B), die eigentlich als Kulturfolger einzustufen sind, jedoch in den Wildnisgebieten Ostdeutschlands in bestimmten intermediären Sukzessionsstadien in überdurchschnittlich hoher Dichte auftreten. Weitere Beispiele sind...

- Heide-Laufkäfer (*Carabus nitens*, B; bewohnt Moor- und Sandheiden, nur noch kleine Reliktpopulationen – z.B. Lüneburger Heide – an der Küste auch Spülsäume, Gezeiten- und Windwatt oder Salzgrünland, Quellerfluren und Brackröhrichte),
- Schlingnatter (B; xerothermophile Art in mosaikartigen Lebensräumen mit kleinräumigem Wechsel offener, niedrigwüchsiger, teilweise von Gehölzen dominierten Flächen; hohe Dichte an Kleinstrukturen) und
- Italienische Schönschrecke (*Calliptamus italicus*, C; wärmebegünstigte Standorte mit vegetationslosen Flächenanteilen wie Felsensteppe, Sanddünen, Kiesgruben, Geschiebefelder).

3.5.2 Wildnisbindung von Tieren

Nachfolgend werden beispielhaft Tierarten mit unterschiedlicher Wildnisbindung aus den einzelnen Lebensraumtypen vorgestellt. In den Lebensraumtypen „Naturnahe Stillgewässer“ und „Andere dynamische Lebensräume“ wurden keine obligaten Wildnisarten (A) identifiziert. Für die Lebensraumtypen „Hochgebirgs-Lebensräume“, und „Alters- und Zerfallsphasen der Wälder“ ergaben sich dagegen keine fakultativen Wildnisarten (C).

Dynamische Auen

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 55)

Die Gefleckte Schnarrschrecke (*Bryodemella tuberculata*, RL [= Status in der deutschen Roten Liste] 1), Cluster 2, benötigt frühe Sukzessionsstadien in Form von Kies- und Geröllbänken in Wildflusslandschaften und vergleichbaren dynamischen natürlichen Lebensräumen (Detzel 1998, Roesti & Rutschmann 2011, Schlumprecht & Waeber 2003). In Deutschland kommt sie nur noch an der oberen Isar und in ihrer Umgebung vor (Reich 1991). Obwohl es sich dabei nicht um Wildnis i.e.S. handelt (die obere Isar ist durch Wasserableitungen zur Wasserkraftnutzung hydrologisch gestört), wurde *Bryodemella tuberculata* als obligate Wildnisart eingestuft. Dafür sprechen zwei Gründe: Erstens ist sie von den noch erkennbaren, partiellen Wildnis-Eigenschaften dieses Lebensraumes abhängig, die insbesondere in der bei starken Hochwassern stattfindenden weitgehend natürlichen Überschwemmungsdynamik und der damit einhergehenden Grobgerölldynamik bestehen. Zweitens kommt die Art außerhalb dieser durch natürliche Prozesse generierten Biotope nicht in anthropogenen Sekundärbiotopen (z.B. Abbaustellen) vor. An ihren aktuellen Standorten besteht darüber hinaus die Gefahr, dass weitere hydrologische Veränderungen in der Isarraue negative Effekte auf die Bestandsentwicklung der Art haben (Stelter et al. 1994).

Gut an die Dynamik der Aue angepasst ist auch der **Grünfleck-Ahlenläufer** (*Bembidion velox*, RL 2), Cluster 4, der vegetationslose sandige Ufer, Sandbänke und -aufschwemmungen entlang großer Tieflandsflüsse besiedelt (Gesellschaft für angewandte Carabidologie e. v. 2009). Er kommt vor allem noch in der nördlichen Hälfte Deutschlands vor, u. a. am Mittelrhein, an der Elbe, der unteren Havel, aber auch an der Lippe in Nordrhein-Westfalen. Kleinwächter & Bürkel (2008) fanden heraus, dass *Bembidion velox* an der Elbe ufernahe Feinsedimenthabitats mit einer Korngröße von 0,2-0,6 mm (Sand) und 5-10 % Bodenfeuchte bevorzugt. Die Eier überleben am besten bei ständiger Überflutung. Larven, die sich auf Schluffsubstrat (Korngröße Schluff < 0,063 mm) entwickelten, wiesen eine signifikant höhere Mortalität auf; eine geringe Bodenfeuchte führt (in Laborversuchen) zum vollständigen Absterben. Entsprechende Habitats sind durch die Regulierungen der Tieflandflüsse größtenteils verloren gegangen und die Art weicht nur sporadisch in Sekundärbiotopen wie Sandgruben mit Stillgewässern aus, wo ihr Bestand jedoch nicht langfristig gesichert ist (Bräunicke & Trautner 1999).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 113)

Auengewässer im fortgeschrittenen Verlandungsstadium sind primärer Lebensraum des **Schlammpeitzgers** (RL 2), Cluster 1. Er hat sich an das periodische Trockenfallen der Gewässer physiologisch u.a. durch eine spezielle (Darm-)Atmung angepasst und überbrückt kurze wasser- und sauerstoffarme Phasen im Schlamm. Der Fisch lebt aber auch in Rückstaubereichen und Gräben von Tieflandströmen, Flüssen und Seen und damit in künstlich geschaffenen Sekundär- oder Ersatzlebensräumen, teilweise sogar ausschließlich (z.B. in Hessen, s. Korte & Hennings 2009). Mit in der Regel kaum 100 m Wanderdistanz ist er ausgesprochen ausbreitungsschwach. Der Schlammpeitzger wird durch wildnistypische Prozesse (Verlandung, Hochwasserdynamik) gefördert (s.a. Brunken & Winkler 2015, Kottelat & Freyhof 2007, Schmidt 2004).

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 10)

Der **Pirol** (RL V), Cluster 1, besiedelt verschiedene, auch anthropogen überformte Wälder. Bevorzugt werden jedoch aufgelockerte bis lichte, gewässernahe (feuchte) Gehölze mit einem überwiegenden Laubholzanteil und hohen Bäumen. Die höchsten Brutdichten erreicht er in Auwäldern (Bezzel 2005, Glutz von Blotzheim et al. 2001, Hölzinger 1987). Diese Art kommt also durchaus in kulturbetonten Lebensräumen vor (z.B. siedlungsnah

Parkanlagen, Streuobstwiesen usw.), kann aber aufgrund besonderer Habitatansprüche vor allem in wildnisähnlichen Gebieten (Au- und Bruchwäldern) für das Überleben der Art wesentliche Populationsdichten ausbilden.

Hochgebirgs-Lebensräume

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 24)

Der **Alpensteinbock** (RL R), Cluster 2, lebt endemisch in den alpinen Hochlagen der Alpen in der schwer zugänglichen und kaum vom Menschen beeinflussten Felsregion. Sein Raumanpruch von 100-500 ha liegt im mittleren Bereich für herbivore Arten seiner Größenordnung. Die Art ist zwar durchaus ausbreitungsfreudig (Vagilitätsklasse > 10 km), ist gleichzeitig aber großräumig auf Habitatkontinuität angewiesen (Grignolio et al. 2007, Mitchell-Jones et al. 1999). Ohne die großflächigen und störungsfreien oder -armen Felsgebiete käme diese Art nicht zurecht; damit ist sie eine obligate Wildnisart.

Den typischen Lebensraum des Steinbocks – kalte, felsige, fast vegetationsfreie Habitate – bewohnt auch der **Gletscherfalter** (*Oeneis glacialis*, RL R), Cluster 4 (Huemer & Erlebach 2007 in Landmann 2013). Der an Kälte adaptierte Schmetterling – die Larven brauchen insgesamt zwei Jahre für die Ausreifung zum Imago – lebt auf Geröllhalden und steinigem Almweiden. Er sonnt sich gerne auf Felsen; die Raupen ernähren sich von verschiedenen *Festuca*-Arten. Durch seine Bindung an den kargen, fast vegetationsfreien und vor allem klimatisch kalten Lebensraum zählt der Gletscherfalter zu den obligaten Wildnisarten. Er weicht nicht in tiefere Lagen in Sekundärlebensräume mit entsprechender Habitatausstattung (z.B. in Steinbrüchen) aus (vgl. Bräu et al. 2013).

Ausschließlich auf alpinen Fels- und Schuttbiotopen lebt der **Eis-Mohrenfalter** (*Erebia pluto*, RL R), Cluster 2, für die er als Charakterart gilt (Huemer & Erlebach 2007 in Landmann 2013, Bräu et al. 2013). Seine strikte Bindung an diesen Wildnislebensraum und die Abwesenheit von Sekundärbiotopen im Tiefland bedingt die Einstufung als obligate Wildnisart.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 15)

„Wildnistypisch“ ist das **Birkhuhn** (RL 2), Cluster 3, als Art des Wald-Offenland-Ökoton vor allem im Hochgebirge. Ein Zuwachsen dieser halboffenen Biotope und ein zu hoher Kronenschluss hochwüchsiger Bäume wirken negativ. Im Tiefland und in den Mittelgebirgen ist die Art dem Menschen in die anthropogen geprägten halboffenen Landschaften gefolgt, solange großflächig ungestörte, extensiv bewirtschaftete Flächen vorherrschten (z.B. Rhön). Damit besiedelt die Art einerseits vor allem die durch Latschen geprägte subalpine Zone an der Baumgrenze, andererseits mehr oder weniger großflächige mit Gehölzen durchsetzte heideähnliche Landschaften (z.B. Glutz von Blotzheim et al. 1966). Der Raumanpruch von 4 bis 10 Männchen umfassenden Balzgruppen lag im Wallis bei 90-120 ha (z. B. Glutz von Blotzheim et al. 1966), bei adulten und einjährigen Hennen in Nordengland bei unter 100 ha (Warren & Baines 2002). Hennen sind wanderfreudiger als Hähne. Es sind Wanderungen junger Hennen mit teilweise deutlich mehr als 10 km belegt (Caizergues & Ellison 2002). Die ortstreuen Gruppen, v.a. Balzgruppen, sind jedoch auf hohe Habitatkontinuität angewiesen. (Caizergues & Ellison 2002, Warren & Baines 2002). Darüber hinaus ist die Art relativ störungsempfindlich (z.B. Zeimentz 1983). Im Hochgebirge kann das Birkhuhn als obligate Wildnisart eingestuft werden. Außerhalb der Alpen kommt es zwar nahezu ausschließlich in sekundären Habitaten vor, wird aber im Wechselspiel mit Beweidung durch wildnistypische Prozesse (Sukzession zu halboffenen Buschlandschaften) und weiteren Wildniseigenschaften, wie Großflächigkeit und Störungsarmut gefördert. Sie ist damit als fakultative Wildnisart anzusprechen.

Ähnliches gilt auch für das **Alpenmurmeltier** (RL R), Cluster 3, das als primäre Lebensräume halboffene Flächen oberhalb der Baumgrenze und alpine Matten besiedelt. Andererseits kann mäßige (Vieh)-Beweidung förderlich sein (s.a. Bibikow 2004, Boero 2003). Aktivitäts- und Ausbreitungsraum dieser Art sind jedoch begrenzt (10-100 ha bzw. 1-10 km). Problematisch sind die Konflikte, die durch Freizeitaktivisten (z.B. Wanderer, Mountainbikefahrer) und Hunde in Murmeltierlebensräumen entstehen (Mainini et al. 1993).

Steinschutthalden

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 1)

Simons Schmalkopf-Augenhornhalbflügler (*Leptusa simoni*, RL 2), Cluster 4, ist die einzige obligate Wildnisart und eine eiszeitliche Reliktart der Kurzflügelkäfer auf diesen Standorten. Sie kommt ausschließlich an kühlen Stellen vor, beispielsweise auf Felsblockhalden (Flechtner 1990).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 13)

In Deutschland besiedelt der **Steinschmätzer** (RL 1), Cluster 2, unterschiedliche Biotope. Mit vergleichsweise kleinen Revieren (1-10 ha) lebt er als ursprünglicher Steppenvogel sowohl in den höheren Lagen der Alpen (z.B. Allgäuer Alpen, Walter 1994) auf felsigen Matten als auch im Tiefland in Abbaustellen und auf Brachen. Der starke Rückgang um mehr als 30 % (Rasterfrequenz) in einem Zeitraum von 25 Jahren zwischen 1985 und ca. 2009 (Reichholf 2016) konnte durch die Anpassung an anthropogen entstandene Ersatzlebensräume nicht effektiv abgemildert werden. Die weite Habitatamplitude von primären Vorkommen in den Alpen bis hin zu verschiedenen anthropogenen Sekundärhabitaten erlaubt die Einstufung als fakultative Wildnisart. In Wildnisgebieten tieferer Lagen hat die Art z.T. letzte Rückzugsgebiete, allerdings benötigt sie hier „steppenähnliche“, frühe Sukzessionsstadien sowie große, rohbodenreiche Flächen, weshalb in diesen Gebieten langfristig eventuell Managementmaßnahmen notwendig werden können (z.B. Anders et al. 2004).

Eine fakultative Wildnisart von Schutthalden ist auch die wärmeliebende **Zippammer** (RL 1), Cluster 3. Die Lebensraumansprüche dieser Art beziehen mäßig steile bis steile Hänge, locker mit Gestrüpp überwachsene Geröll-/Blockhalden und felsiges Gelände in der montanen und submontanen Stufe mit ein (Bezzel & Weick 1993, Schuphan 2011, Witt 1970). Neben den Habitaten in Steillagen im Gebirge und Mittelgebirge, wo die Habitatbildung durch den Einfluss von Großherbivoren begünstigt wird, werden auch felsige Weinberge besiedelt (z.B. an der Mosel, am Main und im Rheingau). Regional (z.B. im Hochsauerlandkreis/NW) ist die Zippammer auch in anderen Sekundärlebensräumen (Steinbrüchen) zu finden (Weiss & Schulze-Hagen 2014). Der bisher abnehmende Bestandstrend scheint sich aktuell in eine Zunahme zu verändern (Wahl et al. 2015).

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 1)

Die **Rotflügelige Ödlandschrecke** (*Oedipoda germanica*, RL 1), Cluster 2, ist als xerothermophile Art („Felsenheuschrecke“) von gut besonnten vegetationsarmen Trockenstandorten, Rohböden, Felsschuttfuren und Geröllhalden bekannt (z.B. Rada et al. 2015, Schlumprecht & Waeber 2003, Zöller 1995). Trotz guter Flugfähigkeit ist die Ausbreitungsfähigkeit dieser von hohen Temperaturen abhängigen Art mit maximal 1 km eher eingeschränkt. Veränderungen der Landnutzung, insbesondere Beschattung einst offener Habitate werden als größte Gefährdung angesehen und u. a. für den starken Bestandsrückgang verantwortlich gemacht (Rada et al. 2015). *Oedipoda germanica* kommt zwar in offenen kulturbetonten Lebensräumen vor, geht dort aber stark zurück und ist zur Ausbildung ausreichend großer Populationen auf Wildnisgebiete angewiesen, in denen natürlicherweise

waldfreie und entsprechend besonnte Habitate vorkommen oder in denen natürliche Störungen solche Habitate generieren (z.B. Detzel 1998, Jürgens & Rehding 1992, Schlumprecht & Waeber 2003, Zöller 1995).

Naturnahe Küsten

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 11)

Als Brutvogel tritt die **Brandseeschwalbe** (RL 2), Cluster 2, in Deutschland derzeit nur an naturnahen Küsten und Inseln der Nord- und Ostsee auf (Herrmann 2015). Nur selten finden Bruten auf anthropogenen Standorten wie z.B. auf Betonmolen statt (Herrmann et al. 2008). Der Vogel ist auf natürliche, störungsfreie Habitate mit niedriger Vegetation angewiesen, wie sie in Dünen zu finden ist. Menschlicher Einfluss jeglicher Art wirkt sich negativ aus, weshalb die Brandseeschwalbe als obligate Wildnisart einzustufen ist.

Der Küsten-Sandlaufkäfer (***Cicindela maritima***, RL 2), Cluster 2, lebt an Sand- und Kiesstränden (inkl. reiner Sandkliffs) der Nord- und Ostseeküsten sowie in Primär- und Weißdünen. Entlang der Elbe kommt er darüber hinaus an vegetationsarmen Ufern, Bänken und Sandaufschwemmungen bis ins Inland vor (Gesellschaft für angewandte Carabidologie e. v. 2009). Die Larven verkriechen sich in Röhren im feuchten Sand und sind extrem trittempfindlich. Die gesamte Population wird für Deutschland auf nur einige hundert bis wenige tausend Tiere geschätzt (Irmeler 2010), davon der allergrößte Teil an den Küsten. Die Art ist also einerseits obligatorisch auf die natürliche Hydro- und Morphodynamik an unverbauten Küsten und Ufern angewiesen, andererseits auf die von Menschen oder großen Weidetieren ungestörte Larvalentwicklung auf offenen Sandhabitaten. Ohne die Sperrung von Stranabschnitten für die Öffentlichkeit kann diese extrem störungsempfindliche Art nicht überleben (s.a. Irmeler 2010, Müller-Motzfeld 2007).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 23)

Primärhabitats des **Rotschenkels** (RL V) sind die Salzwiesen der Küsten, Sekundärhabitats das in den letzten Jahrzehnten durch Entwässerung und landwirtschaftliche Intensivierung stark zurückgegangene extensiv genutzte Feuchtgrünland auf Moor- und Auenstandorten (Rosenthal et al. 1998, Hötker & Teunissen 2006). Der Rotschenkel kommt also prinzipiell auch mit anthropogen überprägten Lebensräumen zurecht, solange sie extensiv und störungsarm sind. Durch den seit Jahren anhaltenden drastischen Rückgang der traditionellen Wiesen(brüter)gebiete und/oder starken Qualitätsverlust ist die Art auf die Vorkommen in ihren Primärhabitats, also Salzwiesen zur Aufrechterhaltung der Population unbedingt angewiesen (s.a. Thyen et al. 2005, Thyen & Exo 2004, Torres et al. 2016).

Die **Uferschnepfe** (RL 1), Cluster 3, ist ein „klassischer“ Wiesenbrüter. Primärhabitats, in denen nach wie vor ein großer Teil der Populationen brüten sind Salzwiesen sowie natürlicherweise waldfreie Niedermoore. In den Sekundärhabitats, extensiv bewirtschaftetem Feuchtgrünland im Binnenland, wo sie bis vor wenigen Jahrzehnten gute Lebensbedingungen vorfand, herrscht ein kontinuierlicher und drastischer Bestandsrückgang (Hötker & Teunissen 2006), der auf eine verminderte Reproduktion zurückzuführen ist (Roodbergen et al. 2012). Auch diese Vogelart wird durch die Intensivierung der Wiesenbewirtschaftung, Prädation und Störung stark beeinträchtigt (Scheckermann et al. 2009, Teunissen et al. 2008). Die Brutbestände in den Primärhabitats könnten somit langfristig für den Erhalt dieser Art in Deutschland eine entscheidende Rolle spielen.

Alters- und Zerfallsphasen der Wälder

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 61)

Der Veilchenblaue Wurzelhals-Schnellkäfer (*Limoniscus violaceus*, RL 1), Cluster 6, wird als „Urwaldreliktart“ und obligate Wildnisart (Müller et al. 2005a) angesehen. Sie ist für die Larvalentwicklung auf Mulmhöhlen im Stammfuß von Bäumen angewiesen, in denen der Mulmkörper Bodenkontakt hat (Möller 2005). Im Großteil seines mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes ist Habitatkontinuität mit einer mehrhundertjährigen Waldbedeckungstradition eine der wichtigsten Lebensraumvoraussetzungen. Die starke Spezialisierung auf diese Habitateigenschaften führt zur Einstufung als obligate Wildnisart. Potenzielle Sekundärlebensräume wie alte Bäume in Parkanlagen, Alleen usw. können den Faktor Habitatkontinuität (beispielsweise aus Gründen der Verkehrssicherheit) nicht gewährleisten, so dass den Alters- und Zerfallsphasen der Wälder die entscheidende Funktion für das Überleben dieser Art zukommt.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 405)

Daudebardia brevipes, die Kleine Daudebardie (RL 2), Cluster 4, ist eine im Wald an liegendem Totholz lebende Schneckenart mit höheren Feuchtigkeitsansprüchen (Jungbluth & von Knorre 2009, Strätz & Müller 2006). Insbesondere die Nachlieferung von Nährstoffen, das vermehrte Vorkommen von Calcium und der gegenüber Streu und Oberboden höhere pH-Wert sind entscheidend für die Ansiedlung dieser Art (Müller et al. 2005b). Sie ist, unabhängig von der Baumart an liegendes, langsam vermoderndes Totholz gebunden. Die Bindung an die Alters- oder Zerfallsphase eines Waldes ist nur insofern gegeben als in diesen Waldentwicklungsphasen der Totholzanteil am höchsten ist. Die Einstufung als fakultative Wildnisart spiegelt diesen Umstand wider.

Eine fakultative Wildnisart für alte Wälder ist auch die **Bechsteinfledermaus** (RL 2). Sie ist auf geschlossene Laubmischwälder mit Spechthöhlen in Alteichen und auf lange Habitattraditionen angewiesen (Meschede & Heller 2000). Die Habitatqualität ist abhängig von einer hohen Quartiersdichte, die entsprechend häufige Quartierswechsel in einem engen räumlichen Umfeld erlaubt. Gelegentlich weicht die Bechsteinfledermaus auf Sekundärlebensräume wie Streuobstwiesen oder Nadel-Laubmischwaldbestände aus. Wälder mit einer hohen Dichte an Altbäumen sind für den langfristigen Erhalt von Populationen jeoch am günstigsten. Mit dem Wandel der Waldbewirtschaftung geht diese Habitateigenschaft nach wie vor seit Jahrzehnten schleichend verloren, was sich negativ auf den Bestand der Bechsteinfledermaus auswirkt (s.a. Dietz et al. 2007, Dietz & Kiefer 2014, Dietz 2010, Dietz et al. 2013).

Natürliche bzw. naturnahe Moore

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 26)

Die Alpenmosaikjungfer (*Aeshna caerulea*, RL 1), Cluster 4, ist eine Glazialreliktart naturnaher Hochmoore in den Alpen und im Schwarzwald über 1.000 mNN. Die adulten Tiere sind an kalte Klimate adaptiert, während sich die Gewässer für die Larvalentwicklung im Sommer auf mindestens 20°C erwärmen müssen (Sternberg 1997). Im Tiefland sind entsprechend komplexe Bedingungen nicht gegeben. In den ihr verbliebenen alpinen Lebensräumen ist die Alpenmosaikjungfer z.B. auch durch Viehtritt auf Almen gefährdet (Kuhn & Burbach 1998).

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 39)

Nehalennia speciosa, die Zwergglibelle (RL 1), Cluster 4, lebt primär stenök in Nieder- und Übergangsmooren und Seggensümpfen, aber sekundär auch in regelmäßig gemähten

Streuwiesen, renaturierten Mooren und an anthropogen geschaffenen Teichen und Tümpeln (z.B. Bernard & Wildermuth 2005, Kuhn & Burbach 1998). Die Art hat allerdings spezielle Anforderungen an einen gleichbleibend niedrigen Wasserstand und an eine besondere Struktur der emersen Vegetation. Wenig ausbreitungsfreudig besiedelt die Zwerglibelle Ersatzlebensräume nur schwer. Die Populationen sind daher meist isoliert und die Art ist in vielen Landesteilen bereits verschwunden oder nur noch selten anzutreffen. Primäre und wildnisartige Moor- und Sumpflebensräume können diese Art am besten fördern (s.a. Bernard & Wildermuth 2005, Kalkman et al. 2010, Kuhn & Burbach 1998).

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 2)

Die Maulwurfsgrielle (*Gryllotalpa gryllotalpa*, RL G), Cluster 4, besiedelte ursprünglich Niedermoore in Flusstälern und Hochmoorränder. Heute zählen auch Komposthaufen und gut durchfeuchtete Hausgärten als Sekundärbiotope zum Lebensraumspektrum. Bei Einstellung der Bewässerung geht das Vorkommen jedoch z. T. zurück (Schlumprecht & Waeber 2003). Die relativ anpassungsfähige Art ist insofern heutzutage auch in der offenen kulturbetonten Landschaft beheimatet.

Naturnahe Stillgewässer

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 94)

Mit geringem Aktivitätsraum (< 1 ha) setzt der **Moorfrosch** (RL 3), Cluster 1, durch seine Laichplatzbindung auf eine gewisse Habitatkontinuität der von ihm besiedelten naturnahen, möglichst fischfreien und pflanzenreichen Stillgewässer, die auch Teiche und andere anthropogene Gewässerhabitate sein können (z.B. Teiche, Altwässer, Sölle, Gräben). Landschaften mit – zumeist – hohem Grundwasserspiegel und oftmals periodischen Überschwemmungen zählen mit ihren Sümpfen und Nasswiesen, Zwischen- und Niedermooren, Au- und Bruchwäldern zu den bevorzugt besiedelten Räumen (s.a. DGHT e.V. 2014, Glandt 2008, Günther & Nabrowsky 1996, Jehle & Sinsch 2007, Kovar et al. 2009, Trochet et al. 2014). Der Moorfrosch kann also in sekundären Lebensräumen, sofern sie einer extensiven Bewirtschaftung unterliegen, durchaus überlebensfähige Populationen aufbauen. Da die Art aber in Primärlebensräumen, insbesondere Niedermoorgebieten mit naturnahen Stillgewässern, langfristig überlebensfähig ist und hier auch überdurchschnittlich hohe Populationsdichten entwickelt (z.B. Wachlin et al. 2003), ist die Einstufung als fakultative Wildnisart gerechtfertigt.

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 3)

Der **Fischadler** (RL 3), Cluster 1, ist nur bedingt eine wildnistypische Art, beispielsweise hinsichtlich der Störungsarmut und dem Anspruch an eine hohe Dichte naturnaher Stillgewässer. Er brütet z.B. auch auf Strommasten, wo der Bruterfolg im Vergleich zu Baumbruten sogar stabiler ist (Canal et al. 2017) und nutzt anthropogene Gewässer (Teiche) zur Nahrungssuche.

Andere wildnistypische Lebensräume

Obligate Wildnisarten (Kategorie A, n = 12)

Der halobionte Käfer Gestreckter Handläufer (***Dyschirius extensus***, RL 1), Cluster 4, ist Bewohner vegetationsarmer Salzpflanzen im Binnenland, die seine Primärlebensräume darstellen. Die Vorkommen dieser bundesweiten Verantwortungsart beschränken sich auf das Nordostdeutsche Tiefland und die östlichen Mittelgebirge (Gesellschaft für angewandte Carabidologie e. v. 2009). Er ist aber auch von Sekundär- und Ersatzlebensräumen wie Stellen mit salzangereicherten Sickerwässern in Rückstandshalden des Kalibergbaus bekannt (Trost 2007). Obwohl beiden Lebensräumen gleichermaßen eine hohe Bedeutung bei der Erhaltung der spezialisierten Käferarten zukommt, sind die Sekundärstandorte möglicherweise eher als die primären Lebensräume durch Maßnahmen gefährdet. Das Hauptaugenmerk liegt deshalb auf den primären, natürlicherweise entstandenen Salzbiotopen.

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 261)

Als Bewohner von Hochmooren, alpinen Geröllfeldern und Berggrasland sowie von Wald-Offenland-Ökotonen, ist die **Kreuzotter** (RL 2), Cluster 3, als wildnistypische Art einzustufen; sie kommt aber auch in Ersatzlebensräumen wie Heiden und Schlagfluren, zwergstrauchreichen Waldschneisen und an Waldrändern vor. Wichtig sind eine hohe Luftfeuchtigkeit und starke Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht. Populationen in Sekundärlebensräumen sind abhängig von den lokalen Bewirtschaftungsmethoden und sind durch die Veränderung/Intensivierung dieser Nutzungen gefährdet, namentlich durch die Forstwirtschaft (z.B. Verlust an offenen Lebensräumen im Wald). Artenhilfsprojekte mit der Entwicklung natürlicher Habitats stützen die lokalen Populationen der Kreuzotter (Völkl et al. 2011). Durch den zunehmenden Verlust geeigneter Sekundärlebensräume gewinnen Primärlebensräume zunehmend an Bedeutung für die Sicherung dieser Art (s.a. DGHT e.V. 2014, Macartney et al. 1988).

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 9)

Der xerothermophile Steppengrashüpfer (*Chorthippus vagans*, RL 3), Cluster 3, bewohnt als Primärstandorte natürlicherweise offene Flächen wie Felssteppen, Felsköpfe, Trockenrasen und Schutthalden. Aufgrund der punktuellen Verbreitung dieser Biotope hat auch die Art selbst eine natürlicherweise disjunkte Verbreitung in Deutschland mit jeweils kleinen Populationen; sekundäre Ersatzlebensräume können beispielsweise Wald- und Wegränder und Schlagfluren sein. Habitatbildende Maßnahmen können hier zu einem Anwachsen des Bestandes beitragen (Hochkirch et al. 2008). Die Art hat inzwischen einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in kulturgeprägten Biotopen, kommt aber auch noch in den verbliebenen primären – wildnistypischen – Habitaten vor.

Andere dynamische Lebensräume

Fakultative Wildnisarten (Kategorie B, n = 226)

Die **Kreuzkröte** (RL 3), Cluster 1, ist als Pionierbesiedler häufig Kulturfolger z.B. in Abbaustellen und Halden (z.B. Günther 1996). Natürliche Lebensräume sind Dünentäler der Nordseeinseln (Podloucky 1994). Teilweise kommt sie in hoher Dichte in (sekundären) Wildnisgebieten vor, in denen frühe, gehölzfreie Sukzessionsstadien vorhanden sind, wie zum Beispiel auf militärischen Übungsplätzen. Sie arrangiert sich aber nur temporär mit der Kulturlandschaft soweit nicht z.B. Veränderungen der Landnutzung die wichtigen Habitatrequisiten (Baumfreiheit, geringe Vegetationsbedeckung, Feuchtigkeit, Kleingewässer) zerstört. Insbesondere die langfristig überlebensfähigen und zum Teil großen Populationen der Art an natürlichen Standorten der Nordsee rechtfertigt die Einstufung als fakultative Wildnisart (s.a. Frei et al. 2016, Jehle & Sinsch 2007, Trochet et al. 2014, Warren & Büttner 2008).

Sonstige Arten (Kategorie C, n = 31)

Der Apollofalter (*Parnassius apollo*, RL 2), Cluster 2, lebt auf blütenreichen Flächen an voll besonnten Felshängen mit Weißer Fetthenne (*Sedum album*), der ausschließlichen Nahrungspflanze der Raupen (z.B. Geyer & Dolek 2001). Der Falter ist entsprechend auf frühe Sukzessionsstadien exponierter Fels- und Magerrasenbereiche angewiesen. Die meisten außeralpinen Vorkommen sind inzwischen erloschen, lokale Populationen existieren noch an wenigen Orten, darunter auch in durch menschliche Einflüsse entstandenen Fels-Ersatzlebensräumen wie Stützhängen von Straßen oder Bahnlinien, Gesteinshalden in Steinbrüchen oder Weinbergsmauern, die der Falter gut bei entsprechend gezielten Maßnahmen als Lebensraum annimmt (s.a. Bense & Meineke 2005, Bräu et al. 2013).

3.6 Bedeutung wildnistypischer Biotopenelemente für das Vorkommen von Arten

Der Zusammenhang zwischen der Anzahl bzw. der Dichte (Artenzahl pro Fläche) wildnistypischer Arten ist von der Verfügbarkeit von wildnistypischen qualitativen und quantitativen Lebensraumeigenschaften, wie z.B. der Totholzdichte und -qualität, der Flächengröße, der Ungestörtheit (i. S. des Fehlens anthropogener Störungen) und der Flächenhaftigkeit und Frequenz von natürlichen Störungen abhängig.

3.6.1 Tierartendiversität und Totholz in Wäldern

Für zahlreiche Arten ist Totholz ein essentielles Habitat (Abb. 7). Dabei spielen Baumarten, Totholz mengen und Zersetzungsgrade eine wichtige Rolle für die Besiedlung durch verschiedene Tierarten. Gut untersucht ist beispielsweise die Beziehung zwischen Totholz,

holzbewohnenden Arthropoden (z.B. saproxyliche Käfer) und Höhlenbewohnern (v.a. Vögel, Fledermäuse und andere Säuger).

Nicht nur aus Forschungen in Wald-Nationalparks, allen voran im Nationalpark Bayerischer Wald (Müller et al. 2005a) und etlichen Untersuchungen in Naturwaldreservaten (Bollmann & Müller 2012, Müller 2004, Rauh & Schmitt 1991), sondern auch aus den mittlerweile mehr als zehnjährigen Forschungen in den drei Biodiversitäts-Exploratorien (www.biodiversity-exploratories.de) in Deutschland (Schwäbische Alb, Nationalpark Hainich, Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Fischer et al. 2010) liegen zahlreiche neue Erkenntnisse vor.

Weltweit haben zahlreiche vergleichende Untersuchungen in Wirtschafts- bzw. naturnahen Wäldern einerseits und in Totholz-Anreicherungsexperimenten andererseits gezeigt, dass die Artenzahl und -häufigkeit sowohl bei zersetzenden als auch bei nicht zersetzenden Holzbewohnern direkt mit dem Angebot und Volumen an Totholz steigen (Martikainen et al. 1999, 2000, Schiegg 2000, Literaturlauswertung in Lassauce et al. 2011 und Seibold et al. 2015).

Im Nationalpark Bayerischer Wald wurde in einem Experiment im Kronenbereich und am Boden Totholz angereichert (Seibold et al. 2018). Dies resultierte nicht nur in einem signifikanten Anstieg der Häufigkeit und Diversität saproxylicher Käfer, sondern auch in einer Änderung der Zusammensetzung der Gilden. Dabei wurde in Fichtenbeständen ein signifikant höherer Anteil mykophager, pilzbewohnender und karnivorer Käferarten gefunden (überwiegend im Unterwuchs). In Buchenbeständen traten xylophage Käfer in altem und frischem Totholz auf (überwiegend im Kronenbereich). Die Häufigkeit saproxylicher Käfer war in dieser Studie im Unterwuchs zwar allgemein höher als im Kronenbereich, im Gegenzug war jedoch die Artendiversität dort größer. Es konnte gezeigt werden, dass Totholz in allen Straten und Expositionen die Habitatheterogenität und damit die Biodiversität fördert und dass diese wiederum im oberen Kronenbereich größer ist als in Bodennähe. Dieses Ergebnis wird auch durch eine französische Studie unterstrichen, in der jedes Stratum spezialisierte Taxa beherbergte, aber im Kronenbereich gefundene Arten allein 20-40 % aller dokumentierten saproxylichen Käferarten ausmachten (Bouget et al. 2011).

Auch vergleichende Untersuchungen zum Artenreichtum von Käfern in hiebsreifen Beständen finnischer Wirtschaftswälder (95 bis über 120 Jahre alt) und in unbewirtschafteten, mindestens 160 Jahre alten Wäldern ergaben eine signifikant höhere Zahl saproxylicher Arten und Individuen in alten Wäldern im Vergleich zu Wirtschaftswäldern. Ferner war das Käfervorkommen stark positiv mit der Anzahl an Baumstümpfen, der Totholzdiversität, und dem gesamten Totholzvolumen pro Hektar korreliert (Martikainen et al. 2000). Es besteht eine logarithmische Beziehung zwischen dem Totholzvolumen und der Artenzahl: In Beständen mit einem Volumen von maximal 40 m³ Totholz/ha fanden sich etwa 80 Arten, Bestände mit 100 m³ Totholz/ha beherbergten dagegen bis zu 100 Arten, unter ihnen eine vergleichsweise hohe Zahl seltener Arten, die an alte Wälder gebunden sind. Insgesamt waren nicht-saproxyliche Käferarten zahlreicher in alten bewirtschafteten Beständen als in unbewirtschafteten Beständen. Signifikante Effekte der Totholzmenge sind auch für Wirbeltiere nachgewiesen (Bouvet et al. 2016). Demnach nehmen mit der Totholzmenge die Gesamtartenzahlen der Vogel- und Fledermausarten, der an Waldhabitate gebundenen und gefährdeten Vogelarten und der Fledermausarten zu, die auf die Besiedlung von Randhabitaten spezialisiert sind.

Die Ergebnisse einer mehrjährigen Studie in den USA zeigten, dass es Unterschiede in der Artenzusammensetzung bezogen auf den Ursprung des Totholzes gibt. Totholz, das bereits von Borkenkäfern befallen war, wies eine andere Artendiversität auf als durch anthropogene mechanische Einflüsse entstandenes Totholz. Nach den Daten dieser Studie ist Borkenkäfer-Totholz biologisch reichhaltiger und besser geeignet für Höhlenbewohner als

durch den Menschen produziertes Totholz (Shea et al. 2002). „Urwaldreliktarten“ unter den Käferarten sind auf lange Habitattraditionen angewiesen (Müller et al. 2005a): die Anforderungen dieser Arten zum Beispiel an Quantität und Qualität des Totholzes müssen und mussten über sehr lange Zeiträume hinweg kontinuierlich erfüllt gewesen sein. Zu diesen Anforderungsprofilen können auch das Vorkommen bestimmter holzzersetzender Pilzarten, von denen sie leben, lange Verweildauern des Totholzes, großdimensionierte Bäume und große Flächen gehören (Möller 2009).

Schwellenwerte für Totholz mengen

Von etwa 14.000 im Wald lebenden Arten sind rund 33 % auf Totholz angewiesen. Neben Insekten, Moosen, Flechten, Vögeln und einigen Säugern sind es vor allem Käfer (4.600 Arten, davon 1.377 auf Totholz) und Pilze (6100 Arten, davon 2500 auf Totholz), die in Totholz leben und einen entscheidenden Beitrag zum Nährstoffkreislauf im Wald leisten (Müller et al. 2007, Matzke-Hajek et al. 2016). Die Totholzmenge ist jedoch nicht der einzige Faktor, der die Biodiversität von Xylobionten beeinflusst. Die Qualität des Totholzes, Größe, Zersetungsgrad, Baumart, Zunderschwammbesatz (Müller et al. 2007) sowie das Alter der Bäume spielen auch eine entscheidende Rolle, denn viele Arten sind Spezialisten, die auf ganz bestimmte Nischen angewiesen sind (Christensen et al. 2004; Abrego, Salcedo 2013).

Es gibt verschiedene Ansätze, um Schwellenwerte für die Totholzmenge zu definieren, ab der die Artenzahl in Biotopen signifikant steigt. In einer umfangreichen Untersuchung von Müller et al. (2007) ergaben sich Werte von 38 bis 58 m³/ha für Naturnähezeiger und gefährdete Arten xylobionter Käfer, für Naturnähezeiger und Rote Liste Arten bei Käfern werden sogar 98 bis 144 m³/ha angegeben, bei holzbewohnenden Pilzen sind es 60 m³/ha und bei Mollusken 50 m³/ha, ab denen mit einer positiven Auswirkung auf die Artenzahl gerechnet werden kann (Müller et al. 2007). Winter et al. (2004) geben in ihrer empirischen Studie für Holzpilze, -käfer und Vögel im planaren Buchenwald einen Schwellenwert von 30 bis 50 m³ Totholz/ha an. In einer Publikation von Müller & Bütler (2010) werden zudem verschiedene europäische Waldgesellschaften betrachtet. Für boreale Nadelwälder werden nach Müller & Bütler (2010) 20 bis 30 m³/ha angegeben, für gemischte Bergwälder 30 bis 40 m³/ha und für Tiefland-Eichen-Birkenwälder 30 bis 50 m³/ha. Als Konsequenz des Untersuchungsergebnisses von Müller et al. (2010) im Nationalpark Bayerischer Wald, die eine Schwelle von 23 % Kronenoffenheit und Totholzmenge von 64 m³/ha für eine Besiedlung durch verschiedene Lebensgemeinschaften fanden, müsste die Totholzmenge von derzeit 15 m³/ha in Wirtschaftsbergwäldern verdreifacht werden, um die Käferlebensgemeinschaften flächendeckend zu erhalten.

Purahong et al. (2018) zeigen am Beispiel von xylobionten Pilzen, dass nicht nur die Menge, sondern auch die Baumart, aus dem das Totholz hervorgeht eine Rolle spielt. So konnte gezeigt werden, dass die Pilzgesellschaften auf Laub- und Nadelbäumen klar voneinander zu trennen sind und auch auf verschiedenen Laubbaumarten zum Teil sehr unterschiedliche Artzusammensetzungen vorkommen (Purahong et al. 2018). Auch Baber et al. (2016) unterstützen dies mit ihrer Arbeit, in der sie eine positive Auswirkung auf die Artenvielfalt bei Pilzen durch das Einbringen von Totholz von verschiedenen Arten von Nadel- und Laubbäumen nachweisen.

Werte für die absolute Totholzmenge in wildnisartigen/urwaldähnlichen Wäldern liegen in mitteleuropäischen Referenzwäldern teilweise weit auseinander (z.B. Literaturobwertung in Bütler & Schlaepfer 2004) und sind u. a. abhängig von der vorherrschenden Baumart. In naturnahen und lange Zeit, mehr als 50-100 Jahre, ungenutzten Tieflandsbuchenwäldern im Nordosten Deutschlands kann der Totholzvorrat beispielsweise bei fast 250 m³/ha liegen, davon sind bis zu Zweidrittel liegendes Totholz (Winter 2005, Winter et al. 2005). Sub-

alpine Fichtenwälder können in Mitteleuropa bis zu 180 m³/ha (Deutschland, Rauh & Schmitt 1991) oder sogar mehr als 270 m³/ha (Slowakei, Korpel 1995) an Totholz aufweisen. Alte unbewirtschaftete boreale Nadelwälder erreichten in Skandinavien Werte von 184 m³/ha (Siitonen et al. 2000) bzw. 200 m³/ha (Linder et al. 1997). Bis zu 40 % des gesamten Holzvorrats können nach Siitonen (2001) als Totholz in einem Wald vorhanden sein. Ein solcher Wert findet als Richtwert für Wirtschaftswälder aber kaum Akzeptanz, weshalb Bütler & Schlaepfer (2004) sich für subalpine Fichtenwälder an den Ansprüchen der Indikatorart Dreizehenspecht orientieren: Sie empfehlen ein Mindestvolumen von 33 m³ Totholz/ha (oder mindestens 9 % des Holzvorrats), von denen etwa die Hälfte (mindestens 18 m³ bzw. 5 %) stehendes Totholz sein sollte. Damit liegt die Wahrscheinlichkeit, dass der Dreizehenspecht ausreichende Mengen an Totholz vorfindet bei 90 %.

Bedeutung verschiedener Totholzformen

Entscheidend für die Artendiversität sind neben den Totholz mengen pro Fläche auch das Stammvolumen, der Zersetzungsgrad und die mikroklimatischen Umgebungsvariablen. Die Studie von Milberg et al. (2016) zeigte, dass das Stammvolumen und die Sonnenexposition zum Beispiel einen größeren Einfluss auf die Artenzusammensetzung und die Artenzahlen hatte als das Zerfallsstadium des Baumes. Die Anzahl der saproxylichen Käferarten, die ausschließlich an liegenden Eichenstämmen zu finden war, war deutlich höher als die Anzahl, die ausschließlich an stehenden Veteranen aufgesammelt wurde.

Liegendes Totholz zeichnet sich nicht nur durch eine eigene Artenzusammensetzung aus, sondern wirkt sich auch auf die Individuendichten vieler Taxa aus: Jabin et al. (2004) fanden in der Nähe von liegendem Totholz bei fast allen untersuchten Taxa doppelt so viele Individuen als an weiter entfernten Stellen, wobei Standorte am Bestandesrand wiederum eine höhere Tierdichte aufwiesen als im Bestandesinnern. Hier war der Einfluss der Jahreszeiten dagegen deutlicher: Pseudoskorpione und Käferlarven bevorzugten die Nähe von Totholz nur im Sommer, Spinnen nur im Winter. Allgemein ist festzuhalten, dass liegendes Totholz als wichtiges Strukturelement am Waldboden die Dichte vieler Makroarthropoden erhöht, sowohl zoophager, saprophager als auch mykophager Arten.

Insgesamt steigt mit dem Angebot an verschiedenen Totholzformen und der Totholzdiversität die Artenzahl (s. z.B. Martikainen et al. 2000). Dickeres Totholz beherbergt beispielsweise eine andere Käferartengemeinschaft als dünneres (Brin et al. 2011). Ein totholzreicher Wald ist daher auch artenreicher als ein Wald mit mangelnder Totholzausstattung (Schiegg, Pasinelli & Suter 2000).

Für Fledermäuse konnten Bouvet et al. (2016) zeigen, dass die Zahl der „Gleaner“, also derjenigen Arten, die auf Substrat oder Boden sitzende Beute im Flug ablesen, mit der Menge an stehendem Totholz stieg. Manche Arten sind von ganz bestimmten Totholzstrukturen abhängig, wie z.B. die Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus*: Ohne abstehende Rindenstücke, die zudem an ausreichend vielen Bäumen in einem Bestand existieren müssen, gibt es für diese Art keine Quartiergrundlage im Wald (z. B. Boye & Dietz 2005, Meschede & Heller 2000, Steinhauser et al. 2002).

Über die Totholzausstattung hinaus haben weitere wildnisbezogene Parameter, wie die Baumartenzusammensetzung, die Waldschichtung und das Baumalter Auswirkungen auf die Artenzahlen im Wald. Die Vogelartenzahlen in einem slowakischen Bergwald waren unabhängig vom Waldtyp in den mehr als 200 Jahre unbewirtschafteten Beständen am höchsten (Birčák & Reif 2015). Gleichzeitig rangierten die Mischwälder vor den reinen Buchenwäldern.

3.6.2 Totholz in Gewässern

Weniger gut untersucht ist die Rolle des Totholzes in Gewässern. Doch auch hier ist ein enger Zusammenhang mit der Artendiversität erkennbar (von Siemens et al. 2009): Zahlreiche Fisch- und mehr als 40 Arten von Makroinvertebraten sind direkt auf Totholz in Gewässern als Nahrungsgrundlage, Laichplatz und Schutz angewiesen. Untersuchungen in der Wertach (Südbayern), bei denen in einem begradigten Abschnitt der Totholzanteil künstlich vervierfacht wurde, verzehnfachte sich binnen weniger Jahre die Zahl der Fische und die Artenzahl stieg an. Von den veränderten Strukturen im Gewässer profitierten vor allem Bachforelle und Kleinfischarten wie Elritze und Mühlkoppe. Die Fischdichte an Biberburgen mit einem hohen Totholzanteil unter Wasser war bis zu 80-fach höher als in Gewässern ohne Biberaktivität (s. u. von Siemens et al. 2009).

3.6.3 Biozönotische Wechselwirkungen in Wäldern

In nutzungsfreien Wäldern nimmt die Zahl an biozönotischen Wechselwirkungen zwischen ihren Bewohnern zu. Einige Käferarten sind z.B. von holzzersetzenden Pilzen abhängig. Insekten fehlt in der Regel die Fähigkeit, die zum Aufschluss der Holzbestandteile notwendigen Enzyme zu erzeugen. Sie bedienen sich anderer Organismen, die diese Fähigkeiten besitzen, wie holzzersetzenden Pilzen, Hefen oder Bakterien. Dadurch ist eine z.T. starke Bindung zwischen diesen Arten entstanden, die Möller (2009) in einer umfangreichen Studie analysierte. Er ordnet die mycetobionten Käfer vier Formen zu: Myzelfresser, die sich besonders als Larven vom pilzgeflechtdurchsetzten Holz ernähren, an Fruchtkörpern fressende Arten, räuberisch auf Pilzen wohnende Arten und fakultative Arten, die außer Pilzen auch noch andere Substrate nutzen. Mindestens elf Käferarten sind z.B. eng an *Laetiporus sulphureus* (Schwefelporling) gebunden. Einige von ihnen leben direkt von seinem Fruchtkörper, andere fressen ausschließlich das vom aktiven Myzel durchsetzte Holz im Innern der Stämme. Die Käfergattung *Triplax*, zur Familie der Haarzungen-Faulholzkäfer gehörig, bevorzugt dagegen die Fruchtkörper der Pilzgattung *Pleurotus* (Seitlinge).

Häufiger jedoch als die direkte Art-zu-Art-Beziehung ist die Art-zu-Artengruppen-Beziehung. Die Larven zahlreicher, in weißfaulem Holz siedelnder Käferarten nutzen die verschiedensten Pilzarten als Nahrungs- und Entwicklungsgrundlage. Die Sporen und das dazu gehörende Bildungsgewebe stehen als Proteinquellen nur zeitlich begrenzt zur Verfügung. Sie werden besonders in den frühen Nachtstunden regelrecht abgeweidet. Neben den eigentlichen Holzpilzbewohnern können sich im Optimalstadium der Pilze über 100 saprophile Käferarten auf den Fruchtkörpern z.B. des Schuppenporlings *Polyporus squamosus*, des Schwefelporlings *Laetiporus sulphureus* und des Riesenporlings *Meripilus giganteus* ansiedeln.

In Folge der Konzentration zahlloser Entwicklungsstadien von der Fliegenlarve bis zur Käferpuppe fühlen sich weitere carnivore, parasitische und parasitoide Insekten angezogen. Zu den biozönotischen Wechselwirkungen, die in totholzreichen Wäldern zu einer Erhöhung der Artenzahlen beitragen gehören auch Symbiosen, z.B. zwischen Vertretern einiger Borkenkäferfamilien und Werftkäfern, die Ambrosiapilze in Holzbereiche einbringen, die für deren Wachstum günstig sind. Die Käfer wiederum ernähren sich später von den nährstoffreichen Pilzteilen. Einige Holzwespenarten setzen bei der Eiablage auch bestimmte Pilze mit in tiefer gelegene feuchtere Holzschichten ab. Die Larven der Holzwespen finden dann mit den Myzelien der Pilze günstige Nahrungsbedingungen vor.

Zur Holzpilz-Biozönose gehören neben den Käfern und Holzwespen auch Nematoden (Fadenwürmer), Vertreter der Echten Motten (*Tineidae*) und der Faulholzmotten (*Oecophoridae*); ihre Raupen leben in Fruchtkörpern und unter verpilzter Borke. Rindenwanzen (*Ara-*

doidea) ernähren sich meistens von den Zellinhalten aktiver Pilzmyzelien und Fruchtkörper. Und auch unter den Fliegen (*Diptera*) sind zahlreiche Arten mit Holzpilzen verknüpft.

Abhängigkeiten zwischen waldbewohnenden Arten existieren zwischen Spechten, insbesondere dem Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), und anderen Baumhöhlen bewohnenden Arten. Ihre Schlüsselfunktion für andere Waldarten wird durch Starkholz und stehendes Totholz gefördert (Bobiec et al. 2005). Mindestens 37 Tierarten stehen auf der Liste der Folgenutzer verlassener Schwarzspechthöhlen (Literatúrauswertung in Hölzinger 1987). Darunter sind auch seltene Waldbewohner wie z.B. Raufußkauz und Hohлтаube, die auf die Bautätigkeit dieses Höhlenbrüters angewiesen sind. Weitere Folgenutzer sind neben Dohle, Gänsesäger und Schellente auch häufigere Arten wie Star oder Kleiber. Baumrarder, Siebenschläfer und einige Fledermausarten sowie Hornissen, diverse Bienenarten und saprobionte Käfer wie der Große Rosenkäfer besiedeln Schwarzspechthöhlen ebenfalls (Sikora 2008). Der Schwarzspecht zimmert seine Höhlen sehr häufig in lebende Stämme der Rotbuche und löst damit eine Sukzession holzbewohnender Organismen vom Pilz bis zum Insekt aus. Er sucht im Totholz nach Käfern und Ameisen und trägt damit stark zur Strukturierung stehenden Biotopholzes bei. Die so entstehenden Halbhöhlen nutzen regelmäßig Drosseln, Grauschnäpper, Rotkehlchen und Zaunkönig als Nistplatz. Diese Funktionen und sein relativ großer Raumanspruch machen den Schwarzspecht zu einer Schlüssel- und Schirmart.

Grün- und Grauspecht setzen dagegen oftmals an beginnenden Verpilzungen (z.B. Astlöchern) an, um ihre Bruthöhlen im Stammholz zu bauen. Eher kleine Bruthöhlen legen die Buntspechtarten an, überwiegend in schon abgestorbenem, trockenerem Holz. Ihre Höhlen können sich nur selten zu großen Höhlungen weiterentwickeln, dennoch sind sie für Folgenutzer wie Fledermäuse und einige Vogelarten von hoher Bedeutung, da sie teilweise in großer Zahl vorkommen, was dem Quartierwechselverhalten und Quartiersanspruch einiger Fledermausarten wie der Bechsteinfledermaus entgegen kommt (z.B. Kerth et al. 2002). Viele Höhlenbaumtypen sind lange beständig und tragen zur Kontinuität des Höhlenangebots in einem Wald bei. Insbesondere bei dickstämmigen Bäumen spielt ihre Verfügbarkeit als geeignetes Winterquartier für Fledermäuse eine große Rolle (z.B. Meschede & Heller 2000).

3.6.4 Flächenbedarfe wildnistypischer Lebensgemeinschaften

Der Flächenbedarf einer wildnistypischen Lebensgemeinschaft wurde bisher wissenschaftlich nicht untersucht. Bereits im Vorläuferprojekt fassen Rosenthal et al. (2015) zum Thema „Naturwissenschaftliche Herleitung von Flächengrößen“ zusammen: *„Die naturwissenschaftliche Herleitung einer Flächenmindestgröße von Wildnisgebieten ist bisher nicht geleistet und es ist fraglich, ob diese ohne (unzulässige) Simplifizierungen überhaupt gefunden werden kann. Weder die Inseltheorie, die Arten-Areal-Beziehungen, die SLOSS-Debatte, die Mosaik-Zyklus-Theorie noch das Konzept der „kleinsten überlebensfähigen Population“ erbrachte bisher eine allgemein akzeptierte Mindestgröße für Prozessschutzgebiete (Pickett & Thompson 1978, Baker 1992, Schmid & Matthies 1994, Diepolder 1997, Bibelriether 1998, Bollmann & Müller 2012).“*

Die Arten-Areal-Beziehung, die den Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahl innerhalb einer Zönose beschreibt und quantifiziert, kann nur einen ersten Anhaltspunkt für den Flächenbedarf wildnistypischer Lebensgemeinschaften geben. Allerdings stammen Untersuchungen und Berechnungen in Mitteleuropa im Wesentlichen aus Kulturlandschaften und sind deshalb nur bedingt auf wildnistypische Verhältnisse übertragbar.

Grundsätzlich beherbergen größere Gebiete eine größere Anzahl an Arten, wobei der flächenabhängige Anstieg der Artenzahl am häufigsten durch eine Potenzfunktion beschrie-

ben wird (z.B. Dengler 2009, Scheiner 2003, Whittaker & Matthews 2014). Während die ersten mathematischen Modelle bereits auf Arbeiten von A. R. Wallace Mitte des 19. Jahrhunderts zurückgehen, haben vor allem MacArthur & Wilson (1963, 1967) durch ihre Überlegungen zur „Gleichgewichtstheorie“ in der Inselbiogeographie die Arten-Areal-Beziehung in der modernen Ökologie etabliert. Im Fokus steht das Artengleichgewicht auf einer Fläche, das sich der Theorie zufolge durch Zuwanderungs- und Aussterbeprozesse ergibt.

Für Brutvogelgemeinschaften ist die Arten-Areal-Beziehung in mitteleuropäischen Lebensräumen gut untersucht, wobei Stichprobenwahl, Lebensraumtyp und geographischer Bezugsraum starken Einfluss auf das Ergebnis haben (Banse & Bezzel 1984, Flade 1994, Reichholf 1980, Straub et al. 2011). Demnach ergab sich für mitteleuropäische Verhältnisse in den Studien der 1960er bis 1980er Jahre bei einer minimalen Arealgröße bis 5 ha eine Anzahl von 27-28 Arten, bei 145 ha von 43-45 Arten. Eine neuere Studie aus Südwestdeutschland kommt für diese Flächengrößen auf lediglich 16 bzw. 31 Arten (Straub et al. 2011). Am relevantesten für das Thema Wildnis sind am ehesten Studien aus Wäldern. In 10 ha großen Wäldern – wobei Laub-, Nadel-, Mischwälder und Windwurfflächen zusammengefasst wurden – in der südwestdeutschen Studie (Straub et al. 2011) kämen nach der errechneten Formel 28 und auf 100 ha großen Flächen 45 Arten vor. Nach dieser Untersuchung werden höchste Artenzahl erst bei einer Flächengröße von mehr als 40 ha erreicht; auch bei 120 ha ist keine Sättigung der Kurve erkennbar.

Arten-Areal-Beziehungen wurden auch für andere Taxa als Vögel bestimmt, u.a. auf theoretischer Basis und als Modell für Heuschrecken (z. B. Kruczek 1996). Für Wirtschaftsgrünland konnte nachgewiesen werden, dass bei linear zunehmender Flächengröße die Wahrscheinlichkeit, alle Arten nachzuweisen exponentiell stieg und für die untersuchten Flächen bei 0,4 ha Größe gegen 100 % ging. Bei Halbtrockenrasen erreicht man die maximale Artenzahl erst bei 0,6 ha Flächengröße. Aber auch bei Untersuchungen zu diesen Taxa fehlt ein Bezug zu Wildnisgebieten.

Auch die Beziehung der Artenzahl zu einem zunehmenden Totholzvolumen fällt im weiteren Sinn in diesen Themenkomplex. Wie bereits weiter oben beschrieben folgen die Zunahme saproxylicher Käferarten und der Anstieg des Totholzvolumens in Südfinnland ebenfalls einer logarithmischen Beziehung: In Wäldern mit einem geringen Totholzvolumen von weniger als 5 m³/ha ist nach dem Modell mit nicht mehr als 40 Arten zu rechnen, während Bestände mit 100 m³ und mehr Totholz pro Hektar auch über 80 Arten beherbergen können (Martikainen et al. 2000).

Die verschiedenen Studien machen deutlich, dass für Wildnis relevante Angaben zu Zöno- sen weitgehend fehlen, vorhandene Werte nur bedingt vergleichbar sind und begrenzte Aussagekraft für das Thema Wildnis besitzen.

3.6.5 Raumbedarf von Tierarten und „minimum viable populations“ (MVP)

Zum Flächenbedarf einzelner Arten finden sich in der Literatur überwiegend Angaben zu Wirbeltieren. Für die mehr als 1.400 Arten der Datenbank konnten Angaben zu 85 Arten gemacht werden (= 6 %), 67 davon sind Vögel oder Säugetiere.

Tab. 16: Raumannsprüche von Tierarten. Ergebnisauswertung der Wildnis- Datenbank für Tierarten. Angegeben sind die Artenzahlen pro Tierartengruppe und Kategorien des Raumannspruchs.

Raumannspruch	Amphibien	Reptilien	Vögel	Säugetiere	Libellen	Heuschrecken	Spinnen	Summe
< 1 ha	7	1	2	3	4	2	1	20
1-10 ha		2	9	4				15
10-100 ha	1	1	10	4				16
100-500 ha			5	5				10
500-1.000 ha			2	3				5
1.000-10.000 ha			7	3				10
> 10.000 ha			2	7				9

Unter den neun, mit sehr hohem Raumannspruch von > 10.000 ha eingestufteten Arten (Tab. 16) sind keine obligaten Wildnisarten (A) vertreten. Es handelt sich ausschließlich um fakultative Wildnisarten, die jeweils nur Teilaspekte von Wildnis in ihrem Lebensraum benötigen, z.B. großflächig vom Menschen ungestörte Flächen. Zu dieser Gruppe von Arten mit sehr hohem Raumannspruch gehören unter anderem Wolf, Luchs und Schwarzstorch.

Für den **Schwarzstorch** wurden bei einer Studie in Frankreich Aktionsräume von im Mittel 54.000 ha (12 adulte Tiere) und sogar bis zu 183.810 ha (1.838,1 km²) bei unverpaarten Störchen nachgewiesen (Jiguet & Villarubias 2004). Nahrungsflüge fanden bis zu 20 km Entfernung vom Neststandort statt. Das Vorkommen dieses sehr störungsanfälligen Bewohners alter Laubwälder hängt direkt von der Waldbewirtschaftung, der Waldstruktur und der Wasserqualität ab. Schutzgebiete sollten 50.000 bis 100.000 ha pro Brutpaar umfassen und die Verbesserung der Gewässergüte sollte in einem Umkreis von bis zu 20 km in Schutzmaßnahmen eingebunden werden. Entsprechend muss der Lebensraum für eine kleinste überlebensfähige Schwarzstorchpopulation hochgerechnet werden. Nach Jantke & Schneider (2010) müsste eine solche Population 120 Brutpaare umfassen. Gerade bei dieser Art werden aber auch die Grenzen des Versuchs deutlich, aus den Raumannsprüchen einzelner Arten Mindestflächengrößen für Wildnisgebiete abzuleiten: Der Schwarzstorch beansprucht wildnistypische Waldstrukturen und Störungsfreiheit nur im engeren Horstumfeld. Für die Nahrungssuche sucht er regelmäßig Kulturbiotope, insbesondere Grünland auf.

Für **Wolf** und **Luchs** existieren MVP-Berechnungen, die sich auf 1.403 adulte Tiere für den Wolf bzw. 1.816 für den Luchs belaufen (Reed et al. 2003). Die Territoriengröße von Wolfsrudeln variieren je nach Futterverfügbarkeit und Landschaftsstruktur stark und wurden für Rudel in den Abruzzen im Mittel mit 150 km² (Mancinelli et al. 2018), im Bialowieza-Wald in Ostpolen mit bis zu 250 km² (Okarma et al. 1998) angegeben. In neu besiedelten Gebieten Nordwestpolens dokumentierte eine jüngste Studie einen bis zu 420 km² großen Aktionsraum für einzelne Männchen (Mysłajek et al. 2018), während für die in Deutschland sich weiter in Ausbreitung befindenden Vorkommen in Niedersachsen individuelle Territorien von bis zu 328 km² angegeben werden (Reinhardt & Kluth 2016). Einen Raumannspruch für eine kleinste überlebensfähige Population in Deutschland zu formulieren ist für diese sehr anpassungsfähige und wanderfreudige Art kaum möglich. Jungwölfe überbrücken Entfernungen von mehr als 800 km (Luftlinie) während der Ausbreitungsphase (Reinhardt & Kluth 2016).

Beim Luchs streifen Männchen zum Beispiel im Bialowieza-Wald auf einer Fläche von bis zu 350 km² umher (Schmidt et al. 1997). In einer Schweizer Population wurden Streifgebiete von bis zu 280 km² registriert (Breitenmoser et al. 1993). Durch die geringe Überlappung individueller Aktionsräume (desselben Geschlechts) erhöht sich der gesamte Raumananspruch einer kleinsten überlebensfähigen Population entsprechend stark. Der Luchs ist allerdings mit durchschnittlich 42 km Ausbreitungsstrecke (Kramer-Schadt et al. 2004) längst nicht so ausbreitungsfreudig wie der Wolf. Anders als für diesen spielen für den Luchs zusammenhängende Waldgebiete und eine geringe Fragmentierung seines Waldlebensraumes eine große Rolle.

Unter rein demographischen Gesichtspunkten betrachten Zimmermann & Breitenmoser (2007) 74-79 adulte Luchsen im Schweizer Jura als eine langfristig überlebensfähige Population. Allerdings kann die unter genetischen Gesichtspunkten und unter Einbeziehung von Katastrophenereignissen erforderliche Populationsgröße von Reed et al. (2003), von über 1.800 Individuen damit (selbst unter Berücksichtigung des maximal dort verfügbaren Luchshabitats von ca. 8.500 km²) bei weitem nicht erreicht werden. Dies gilt auch für Deutschland, wo große, unzerschnittene Waldgebiete von > 1.000 km², die kleinste überlebensfähige Populationen beherbergen könnten, auf den Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald, Pfälzer Wald, Bayerischen Wald, Spessart, Erzgebirge, Rothaargebirge, die Lüneburger Heide und Wälder im Nordosten Deutschlands beschränkt sind (Kramer-Schadt et al. 2005). Limitierungen, die durch beschränkte Flächenverfügbarkeiten und Populationsgrößen gegeben sind, können nur durch einen entsprechenden Biotopverbund und den Aufbau von Metapopulationen von lokalen Luchspopulationen ausgeglichen werden.

Zwei ebenfalls fakultative Wildnisarten mit etwas geringerem Flächenanspruch sind **Steinadler** und **Steinbock** als Bewohner der Hochgebirgs-Lebensräume. Der Flächenbedarf des Steinadlers ist stark abhängig von Alter, Jahreszeit, Populationsdichte und Nahrungsangebot (Haworth et al. 2006, Sandgren et al. 2014). Auch hier gibt es daher sehr unterschiedliche Angaben. In den bayerischen Alpen betrug die maximale Streifgebietsgröße eines Paares 70 km² (Bezzel & Fünfstück 1994), in Schottland deckten Einzelindividuen dagegen über mehrere Jahre hinweg 246 km² ab (bzw. 82,3 km² für 95 % Abdeckung desselben Streifgebietes; Watson et al. 2014). Streifgebiete können aber auch um ein Vielfaches größer sein: Vier unverpaarte Adler beflogen in den Schweizer Alpen im Verlauf mehrerer Monate ein Gebiet von 1.500-3.500 km² (Haller 1996); ähnliche und noch größere Zahlen fanden auch Soutullo et al. (2006) in Spanien. Üblicherweise ist bei Reviervögeln jedoch von einem Streifgebiet bis maximal ca. 100 km² auszugehen. Während der Ausbreitungs- und Wanderphase entfernten sich Jungvögel in Nordamerika meist weniger als 120 km vom Geburtsort, in einzelnen Fällen aber auch mehr als 500 km (Murphy et al. 2017), in Spanien blieben diese Zahlen meist unter 100 km, in Einzelfällen aber auch darüber (Soutullo et al. 2006). Als minimale überlebensfähige Population (MVP) modellierten Reed et al. (2003) 744 adulte Tiere; unter der Voraussetzung langfristigen Überlebens über mindestens 40 Generationen erhöhte sich diese Zahl jedoch auf 7.480. Da sich individuelle Streifgebiete nahezu ausschließen (Haworth et al. 2006), muss das Gebiet für eine MVP entsprechend hochgerechnet werden. Wie bei Wolf und Luchs führt dies auch beim Steinadler zu entsprechend hohen Flächenbedarfen für langfristig überlebensfähige Populationen.

Bei Steinböcken sind die Raumanprüche individueller Tiere stark vom Geschlecht abhängig. Jahreslebensräume männlicher Steinböcke umfassen im italienischen Gran Paradiso Gebiet 737 ha, die weiblicher Tiere aber nur 187 ha (Parrini et al. 2009). In Gebieten der italienischen und französischen Alpen, in denen Populationen wiedereingebürgert wurden, können auch bis zu 2.800 ha erreicht werden. Dabei existieren z.T. große Unterschiede zwischen den Jahreszeiten mit den kleinsten Streifgebieten im Winter. Im Vergleich zu den bisher diskutierten Arten erscheint die minimale Population von 75 Adulten für diese Art

eher klein. Für langfristig, über mindestens 40 Generationen überlebensfähige Populationen sind es 566 Individuen (Reed et al. 2003).

Nur zu sieben der 191 als obligat (Kategorie A) eingestuft Wildnistierarten können Angaben zum Raumanspruch gemacht werden (Tab. 17). Gemessen am hohen Anteil von 87 %, den Vertreter der Käfer, Zikaden/Wanzen und Spinnen an allen A-Arten ausmachen, sind zu diesen kaum Informationen zu Flächenansprüchen vorhanden. Vielfach ist aber wohl davon auszugehen, wie z.B. auch für die Totholzkäfer, dass die notwendigen wildnisspezifischen Flächengrößen für Populationen relativ klein sind. Der Raumanspruch von ganzen Lebensgemeinschaften, in die diese Arten eingebunden sind, kann allerdings größer sein. Zu berücksichtigen ist außerdem, dass die Prozesse, die für eine nachhaltige Sicherung der relevanten Struktureigenschaften notwendig sind (Wald- und Fließgewässerdynamik), teilweise einen deutlich höheren Flächenbedarf haben (vgl. Kap. 3.6.6)

Tab. 17: Raumanspruch von obligaten Wildnisarten (Kategorie A), zu denen Raumansprüche bekannt sind, nach verschiedenen Autoren (s. Wildnis-Datenbank im digitalen Anhang)

Arten	Raumanspruch
Schneemaus (<i>Microtus nivalis</i>), Gefleckte Schnarrschrecke (<i>Bryodemella tuberculata</i>), Hochmoor-Mosaikjungfer (<i>Aeshna subarctica</i>), Alpen-Smaragdlibelle (<i>Somatochlora alpestris</i>), Flussufer-Wolfs spinne (<i>Arctosa cinerea</i>)	< 1 ha
Zippammer (<i>Emberiza cia</i>)	1 ha - 10 ha
Steinbock (<i>Capra ibex</i>)	100 ha - 500 ha

3.6.6 Natürliche Störungen als wildnistypische Prozesse

Wildnistypische Prozesse, die Ökosystemdynamiken in Wildnislandschaften auslösen, sind natürliche Störungen. Im Sinne der Störungsökologie handelt es sich um mehr oder weniger abrupte Reduzierungen der Biomasse und Veränderungen von Standort- und Umweltparametern (White & Pickett 1985), die die herrschenden Gleichgewichtsbedingungen auslenken und zu Ungleichgewichtsbedingungen führen. Es entstehen Ausgangsbedingungen für Regenerationssukzessionen und neue Habitate für Tier-, Pflanzen- und Pilzarten. Im Rahmen der Wildnisentwicklung sind dabei nicht anthropogene Störungen, sondern natürliche Störungen (Scherzinger 2006) im Fokus, wie Erdbeben, Lawinen, Feuer, Sturmwurf, Insektenkalamitäten, hydraulische Umlagerungsprozesse, Überschwemmungen, Küstendynamik, Biberaktivitäten oder Großherbivoren Beweidung. Solche Prozesse stoßen in einem natürlichen Ökosystem permanent neue Zyklen aus Störung, Regeneration, Reifung und Etablierung an, die wiederum die Grundlage für die dynamische Entstehung neuer Habitate sind.

Natürliche Störungen sind damit ein wichtiger Impulsgeber und Motor für die Dynamik eines Lebensraums (Nagel et al. 2013). Wildnis muss, bei Zulassung von natürlichen Störungen, daher auch in waldfähigen Klimazonen nicht die ausschließliche Vorherrschaft von Wald bedeuten. Die Reduzierung bis hin zur totalen Zerstörung der vorhandenen Biomasse schafft konkurrenzfreie Räume für die Wiederbesiedlung und setzt Ressourcen z.B. in Form eines höheren Licht- und Wärmeangebots frei. Das ermöglicht es auch Tier- und Pflanzenarten früher Sukzessionsstadien sich periodisch auf wechselnden Standorten zu etablieren, die aus der Kulturlandschaft ansonsten nur aus anthropogenen Ökosystemen, wie z.B. Magerrasen oder Feuchtgrünland, bekannt sind. Hinzu kommt, dass sich verschiedene Störungsregime, z.B. Lawinenabgänge, und die nachfolgende Nutzung der sich darauf

etablierenden Gras- und Krautvegetation durch wildlebende große Herbivore zugunsten einer licht- und wärmebedürftigen Lebensgemeinschaft überlagern und damit die lichtbedürftige Vegetation über längere Zeiträume stabilisieren können. Modellierungen und Simulationen für ostdeutsche Waldlandschaften, in denen sich die natürlichen Störungsprozesse Feuer und Großherbivoreneffekte überlagern hat Schulze (2018) unter Berücksichtigung von Klimawandeleffekten vorgenommen.

Die zeitlichen und räumlichen Muster dieser Störungsregime sind allerdings sehr unterschiedlich und teilweise eng an bestimmte Lebensraumtypen, wie z.B. Auen oder Gebirge, gebunden (White & Jentsch 2001). Da Störungen meist nicht eine ganze Landschaft betreffen, sondern flächenmäßig begrenzt und lokal auftreten, entstehen in Wildnislandschaften räumliche Mosaik von Flächen, die sich in verschiedenen Sukzessionsphasen (frühe, offene bis späte, geschlossene Phasen) der Ökosystementwicklung befinden. Voraussetzung ist allerdings eine entsprechende Flächengröße des Wildnisgebiets, die alle Sukzessionsstadien in ausreichender Wiederholung und Flächengröße repräsentiert. Orientierungspunkte für die Ermittlung dieser Mindestgebietsgrößen sind die mittleren zu erwartenden Flächengrößen der Störungsereignisse, ihre Auftretenswahrscheinlichkeiten, die Dauerhaftigkeit einzelner Sukzessionsstadien und die Geschwindigkeit der Regenerationssukzessionen, die zum Ausgangszustand zurückführen (Pickett & Thompson 1978, Leroux et al. 2007). Damit sollen einerseits alle natürlichen Entwicklungsstadien der für die spezielle Landschaft typischen Ökosysteme und die sie aufbauenden Arten repräsentiert und andererseits gewährleistet sein, dass nach einer lokalen Zerstörung durch natürliche Störungsprozesse eine Wiedereinwanderung von Arten innerhalb des Wildnisgebiets, also über kurze Entfernungen wahrscheinlich ist.

Im Folgenden soll die Bedeutung bestimmter natürlicher Störungsregime für einzelne Artengruppen dargestellt werden.

Effekte von Windwurf und Borkenkäferkalamitäten

Windwürfe können sehr kleinflächig auftreten, aber auch größere Flächen von mehreren Dutzend Hektar umfassen. Sofern das Totholz nicht geborgen wird, bietet es geeignetes Substrat für saproxylische Arten. Andererseits können Kalamitäten, insbesondere von Borkenkäfern auch unabhängig von Sturmwürfen große Gebiete begünstigt durch Sommertrockenheit betreffen. Im Jahr 1986 zerstörte eine Borkenkäferkalamität als Folge von Stürmen und hohen Sommertemperaturen (1983/84) mehrere dutzend Hektar eines alten Fichtenwalds im Inneren Bayerischen Wald. In einer 12-jährigen Langzeituntersuchung wurde ab 1989 die Entwicklung der Vogelfauna auf 75 ha der Kalamitätsfläche intensiv untersucht und dabei eine Habitatveränderung von nahezu geschlossenem Wald bis hin zu fast baumfreiem Offenland mit ungewöhnlich hohen Totholz mengen verfolgt (Scherzinger 2006). Das Monitoring resultierte in einer Gesamtzahl von 71 Vogelarten, wobei 22 Arten im Laufe der Jahre neu hinzukamen und 11 von der Untersuchungsfläche verschwanden. Während der Brutzeit waren konstant ca. 40 Arten anwesend, der Winterbestand verringerte sich jedoch von 24 auf 8 Arten. Der Autor beschreibt insgesamt 10 Arten als „Verlierer“ und 9 Arten als „Gewinner“ des Windwurf-/Borkenkäferereignisses. Zu den Gewinnern zählten die Spechte, deren Artenzahl sich von 2 auf 6 erhöhte. Solange Habitatstrukturen des Waldes und des Offenlandes nebeneinander auf derselben Fläche existierten und die große Totholzmenge das Strukturangebot für die Spechtarten erhöhte, wurden Artenzahlen und Siedlungsdichten wie in ungestörten Naturwäldern der Region erreicht. Die durch Windwurf und anschließende Insektenkalamitäten erzeugten Zusammenbruchs- und Zerfallsphase hatte offenbar eine hohe Attraktivität auf diese spezielle Biozönose.

Auch für saproxylische Käferarten konnte der positive Effekt von Windwurf und Totholz anreicherung nachgewiesen werden: Wermelinger et al. (2017) fanden eine Verdoppelung der

Artenzahlen kurze Zeit nach einem Windwurf (hier 2-5 Jahre nach dem Orkan „Lothar“ von 1999) sowie eine Zunahme von Rote-Liste und charakteristischen Arten der Heteroptera und Aculeata.

Auf Borkenkäferflächen entstehen auch Lebensräume für Fledermäuse, was u.a. eine Studie aus dem Bayerischen Wald zeigte. Nicht nur die Jagdaktivität der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) nahm mit zunehmender Öffnung des Kronendachs zu; die durch den Borkenkäfer geschaffenen Strukturen in Form von Rindenhöhlen in den abgestorbenen Bäumen stellten gleichzeitig Quartiere für die Wochenstuben bereit. Die Tiere bevorzugten allerdings Quartierbäume, in deren Umfeld ein höherer Anteil dicker und noch lebender Bäume stand im Vergleich zu Kontrollflächen (Kortmann et al. 2017).

Effekte von Lawinen

Lawinenbahnen sind natürlicherweise waldfreie Ökosysteme unterhalb der klimatischen Baumgrenze. Meistens werden sie nicht nur einmalig, sondern periodisch in mehrjährigen Abständen von Lawinen heimgesucht. Damit sind eine weitgehende Entwaldung, teilweise die Entstehung von Rohböden und der Höhenstufe entsprechende Primär- und/oder Sekundärsukzessionen verbunden. Es entstehen heterogene Vegetationsmuster mit offenen bis halboffenen Standorten, die höhere Pflanzen- und Tierartenzahlen aufweisen als der sie umgebende ungestörte Wald (Rixen et al. 2007). Pflanzenartenzahlen auf Lawinenbahnen nehmen mit der Frequenz der Lawinenabgänge zu und heben sich vor allem gegenüber artenärmeren inaktiven Lawinenbahnen ab. Sie werden sowohl von lichtbedürftigen Gebirgsarten höherer Vegetationsstufen als auch von Waldarten aus dem angrenzenden Wald besiedelt. Die Standortheterogenität wird durch die von Jahr zu Jahr unterschiedliche Schneedichte und -mächtigkeit in den Lawinenbahnen noch verstärkt (Rixen & Brugger 2004). Lawinenverbauungen, die Lawinenabgänge weitgehend verhindern, führen dagegen zu einem Rückgang der Habitatdiversität auf Kosten der alpinen Pflanzenarten.

Lawinenbahnen sind auch für die Tierwelt wichtige Lebensräume, die sich mosaikartig mit der umgebenden Waldvegetation verzahnen. Dies gilt insbesondere für Schmetterlinge (Habeler 1981): In einer einzigen Nacht konnten im österreichischen Nationalpark Gesäuse 228 Arten auf Lawinenbahnen festgestellt werden (Bohner et al. 2009a). Sie sind ferner wichtige Äsungsgebiete für Wildtiere wie Gämsen, die hier eine Vielzahl an Nahrungspflanzen vorfinden (Bohner et al. 2009b, Garcia-Gonzalez & Cuartas 1996).

Lawinenbahnen üben eine wichtige Funktion als Lebens- und Rückzugsraum für spezialisierte oder konkurrenzschwache Arten aus (Rixen & Brugger 2004). Pflanzenarten montaner Höhenstufen auf flachgründigen, steinigen und nährstoffarmen Standorten, mit Bunt-Eisenhut (*Aconitum variegatum* ssp. *variegatum*) teilweise aspektbestimmend (z.B. im österreichischen Nationalpark Gesäuse, Bohner et al. 2009b) fallen ebenso darunter wie Arten, die durch Verbrachung, Nutzungsintensivierung oder -aufgabe in den Rinnen ein Refugium finden. Lawinenbahnen sind darüber hinaus aber auch Korridore für die vertikale Migration zwischen alpiner Hochgebirgsregion und montaner Höhenstufe. Ohne sie wäre der Wald in der subalpinen Zone ein unüberwindliches Hindernis für den Genaustausch zwischen Populationen oberhalb und unterhalb der subalpinen Waldzone (Rixen & Brugger 2004).

Effekte von Überschwemmungen

Hochwasserereignisse an Flüssen und Küsten sind in der Lage die Habitatbedingungen nicht nur temporär durch höhere Wasserstände zu verändern, sondern auch als natürlicher Störungsprozess im Sinne von White & Pickett (1985) zu wirken. In Tieflandsflüssen kann die etablierte Vegetation durch langanhaltende Überschwemmungen in Mitleidenschaft gezogen werden, indem z.B. einzelne Bäume oder Waldbereiche absterben und Sekun-

därsukzessionen mit lichtbedürftigen Gras- und Krautarten angestoßen werden. Andere Störungswirkungen sind an Küsten und an schnell fließenden Gewässern durch Erosion, Umlagerung und Sedimentation gegeben, durch die periodisch offene Pionierstandorte geschaffen werden.

Die Auswirkungen regelmäßiger Hochwasserereignisse auf die Artendiversität naturnaher Auwälder wurde im Polder Altenheim am Oberrhein durch die Einführung „ökologischer Flutungen“ untersucht (Siepe 2006). Es wurden auch im Sommer Bereiche wieder überschwemmt, die zuvor von regelmäßigen Hochwässern abgeschnitten waren.

Dabei wurde festgestellt, dass der hochwasserbedingte Verlust von Nestern der Bodenbrüter Rotkehlchen und Zilpzalp durch Nachbruten ausgeglichen wurde. Dauerhaft entwickelten sich die Bestände von bodennah brütenden Singvogelarten insgesamt unter dem Einfluß der wieder eingeführten Überschwemmungen positiv. Das bestätigt frühere vergleichende Untersuchungen, wonach die höchsten Dichten mit durchschnittlich 36 Vogelarten und 152 Brutpaaren pro 10 ha in naturnah überfluteten Eichen-Ulmen-Auwäldern festgestellt wurden (Späth 1981 in Hölzinger 1987), während die Dichte in ausgedeichten Eichen-Hainbuchenwäldern bei 111 Brutpaaren und in den strukturarmen Hybridpappelwäldern mit und ohne Überflutungen bei durchschnittlich 71 Brutpaare lag (22 Arten pro 10 ha). Positiv wirkte sich am Oberrhein auch die hochwasserbedingte Entstehung neuer Landschaftsstrukturen am Gewässer, namentlich Prallhänge und entsprechende Steilabbrüche am Gewässer aus. Hier entstanden neue Bruthabitate für Eisvögel und Uferschwalben. Der Bestand des Eisvogels hat seit der Wiedereinführung der „ökologischen Flutungen“ am Polder Altenheim von 4 auf inzwischen 11 Brutpaare zugenommen (Siepe 2006).

Im Vergleich zu ausgedeichten und trockenengefallenen Wäldern ist die Kleinsäugerfauna in überfluteten Auwäldern oft artenreicher. Grund hierfür ist der kleinräumigere Wechsel an Habitaten, der eine gute Grundlage für eine stabile Kleinsäugerzönose bietet. Unter den Amphibien profitiert vor allem der Laubfrosch von den flach überfluteten Wiesen und Uferbereichen im Offenland; sein Bestand wuchs um mehr als das 20-fache (Siepe 2006). Auch die Populationen von Grasfrosch, Erdkröte, Gelbbauchunke und verschiedenen Molcharten nahmen zu.

Die Auswirkungen einer Flutung auf Springschwänze, Laufkäfer und Webspinnen untersuchten Marx & Guhmann (2010) am Rhein bei Ingelheim in Rheinland-Pfalz. Sie waren für alle drei Gruppen positiv oder zumindest nicht negativ. Unter den Springschwänzen wurden einige hygrophile Arten in den Polder bei Ingelheim verdriftet und konnten dort kurzfristig stabile Populationen aufbauen. Die durch die ökologische Flutung geschaffenen wechselfeuchten und nur spärlich bewachsenen Kernzonenareale stellten speziell für Pionierarten hervorragende konkurrenzfreie Habitate dar. Bei anrückender Flut sind die hochmobilen Spinnen und Laufkäfer in der Lage, schnell in die höher gelegenen Randzonen auszuweichen und die Kernzone des Polders unmittelbar nach dem Trockenfallen wieder neu zu besiedeln. In der Randzone dominieren hingegen Arten, die auf eine gewisse Dichte an Unterbewuchs, nicht zu feuchte Bedingungen und auf ein ausgeglichenes Mikroklima angewiesen sind. Ein Populationsrückgang konnte in Verbindung mit der Flutung nicht beobachtet werden.

Schnell strömendes Hochwasser schafft aber auch neue und sich verändernde Habitatbedingungen im Fließgewässer selbst, indem alte Schlammablagerungen abtransportiert und gröbere Sedimente freigelegt oder abgelagert werden. Es entsteht ein heterogenes Fließgewässerhabitat als Voraussetzungen für strömungsliebende und im Kies laichende Fischarten wie Hasel (fakultative Wildnisart, Cluster 4), Bachschmerle (fakultative Wildnisart, Cluster 1) und Döbel, die in dem angesprochenen Landschaftsversuch alle deutlich zunahmen.

Hochwasser schaffen nicht nur neue Habitate, sondern haben darüber hinaus eine Transportfunktion für kleinere Säugetiere, Insekten, Spinnen und Pflanzensamen. Tiere finden auf verdrifteten Inseln von Treibgut Versteckmöglichkeiten und Nahrung, so dass die Flut gut überdauert werden kann.

Effekte von Feuer

Auch periodische Feuer zählen zu den natürlichen Störungsereignissen, die in Wildnislandschaften in Mitteleuropa auftreten können. Simulationen für verschiedene Landschaftsausschnitte und Wildnisgebiete in Deutschland unter Klimawandelszenarien und in Überlagerung mit Beweidung durch Großherbivore liegen aus dem F+E-Vorhaben „Wildes Offenland“ (Peringer et al. 2019) und aus der Dissertation von Schulze (2018) vor. Demnach ist bei häufigeren Sommerdürren mit zunehmenden Wildfeuerereignissen vor allem in den Wäldern der subkontinentalen Trockengebiete Ostdeutschlands zu rechnen, die periodisch große waldfreie Offenflächen schaffen. Diese bewalden sich im Zuge einer sekundären Waldsukzession relativ rasch wieder. Erst die Interaktion mit einem anderen Störungsregime, wie z.B. nachfolgender Beweidung durch große Herbivore werden offene Gras-/Krautstadien als intermediäre Dauerstadien der Sukzession stabilisiert. Dies führt selbst in den waldfähigen Landschaften Mitteleuropas zu Wald-Offenland Mosaiken, die durch eine hohe strukturelle Diversität gekennzeichnet sind (Peringer et al. 2019). Die Reaktion der Pflanzen hängt davon ab, ob sie das Feuer weitgehend unbeschadet überdauern können oder davon letal geschädigt werden. Feuerspezifische Resistenzmerkmale, wie z.B. die dicke Borke der Waldkiefer erlauben es nach einem (nicht zu heißen) Feuer weiter zu wachsen. Pflanzenarten mit einer ausdauernden Samenbank im Boden profitieren, weil das nach dem Feuer bestehende günstigere Mikroklima die Keimung und Etablierung von Jungpflanzen fördert (z.B. *Epilobium angustifolium*). Für Samen von *Calluna vulgaris* oder *Hypericum maculatum* hat die Rauch- und Hitzeentwicklung sogar positive Auswirkungen auf die Keimungsraten (Maren & Vandvik 2009).

Von einem Wildfeuer heimgesuchte Flächen werden je nach der Hitzeentfaltung des Feuers, seiner Dauer und der Häufigkeit des Auftretens auf derselben Fläche unterschiedlich schnell von verschiedenen Lebensgemeinschaften wieder besiedelt. Häufigere Brände erhöhen die Heterogenität, was mehr Arten Lebensraum bietet. Wälder, die oft abbrennen, brauchen länger, bis sie wieder das homogenere, struktur- und artenärmere Altersstadium erreichen. Hohe (faunistische) Biodiversität ist eher mit öfter brennenden Beständen gekoppelt als mit solchen, die selten brennen (Moretti & Conedera 2003).

Einige Arten sind sogar an Waldbrände angepasst und auf Feuerereignisse angewiesen, so z.B. der Laufkäfer *Sericoda quadripunctatum*, der räuberisch auf Brandflächen lebt, wo er leicht Beute machen kann (Moretti & Conedera 2003). In Kastanienwäldern der Schweizer Südalpen konnte gezeigt werden, dass sich bei wiederholtem kontrolliertem Brennen die Zahl der Insektenarten gegenüber nicht abgebrannten Flächen signifikant erhöhte (Moretti et al. 2004). Waldbestände, die nur einmal innerhalb der letzten 30 Jahre brannten, beherbergten eine mittlere Artenzahl. Besonders positiv wirkte sich die Häufigkeit von Feuern auf die Vielfalt von Waldrandarten und gefährdeten Arten aus, wobei speziell Laufkäfer, Schwebfliegen, Bienen und Wespen sowie Webspinnen profitierten. Negativ wirkten sich Feuer dagegen auf die Artenzahlen bzw. die Häufigkeit von Asseln und Rüsselkäfern aus. Allgemein sind die in der Streu lebenden Arten eher von den negativen Folgen eines Feuers betroffen als die mobilen Arten anderer Straten.

In Folgeuntersuchungen nach einem Waldbrand bei Leuk (Wallis, CH) konnte festgestellt werden, dass sich nach nur drei Jahren eine reiche Heuschreckenfauna mit 34 Arten etabliert hatte und dass insbesondere seltene und gefährdete Arten von dem Brand profitierten

(Jenni et al. 2007). Im Vergleich zu intakten umliegenden Wald- und Wiesenflächen schnitt die Brandfläche in Bezug auf die Häufigkeit und Anzahl der Arten am besten ab.

Effekte des Bibers

Schlüsselfunktionen für das Ökosystem kommen in Auenökosystemen, ähnlich wie dem Schwarzspecht in alten Wäldern (s.o.) auch dem Biber als „ecosystem engineer“ zu. Durch das Aufstauen von kleinen Fließgewässern werden einerseits neue Stillgewässerhabitate geschaffen, andererseits durch Verlandung derselben auch Sukzessionsserien angestoßen. Ein besonderes Merkmal von Auen ist, dass hier nicht nur die bisher besprochenen abiotischen Störungsfaktoren (wie Insektenkalamitäten, Sturm etc.) wirksam sind, sondern auch Tiere dieses Ökosystems selbst Biodiversität auf Landschafts- und Ökosystemebene erzeugen. Dies gilt für die strukturelle Diversität durch die Schaffung von neuen Wald-Offenlandmosaiken ebenso wie für die Erzeugung neuer licht- und wärmebegünstigter Offenlandhabitate für Pflanzen und Tiere. Zu der Verlandungsserie von Biberteichen gehören Schlammhabitate mit den entsprechenden Pflanzengesellschaften ebenso (Schlüter et al. 2008) wie waldfreie, natürliche Graslandsysteme, wie z.B. Röhrichte, Seggenrieder und feuchtwiesenähnliche Bestände (Harthuhn 1999). Sie sind vermutlich sogar Primärstandorte für viele lichtliebende Pflanzenarten der Wirtschaftswiesen aus den Verbänden *Calthion palustris* und *Molinion caeruleae*, wie z.B. *Senecio aquaticus* oder *Succisa pratensis* (Harthuhn 1999). Wenig bekannt ist über die Dauerhaftigkeit solcher Offenlandbereiche in Auen, zumal diese neben der grundsätzlichen, standörtlich vorgegebenen und sich im Laufe der zunehmenden Verlandung und Abtrocknung verändernden Waldfähigkeit auch von anderen ggf. stabilisierenden Faktoren, wie der Beweidungsintensität durch Herbivore abhängen.

In kleinen Fließgewässern Mittelfrankens wurden für 86 Arten positive Effekte durch Biberaktivitäten nachgewiesen (Meßlinger 2009, 2014). Besondere Bedeutung kommt dabei den neu entstehenden struktureichen Flachgewässern, den aufgelichteten Ufergehölzen, dem erhöhten Totholzangebot, den vegetationsfreien Stellen sowie allgemein dem räumlichen Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien zu. Anspruchsvolle Tierarten wie z.B. Wasserralle, Eisvogel, Laubfrosch, Elritze, Grüne Keiljungfer, Schwarze Heidelibelle und Kleine Pechlibelle nutzen gezielt solche durch Biberaktivität neu entstandenen oder renaturierten Habitate. Dies gilt insbesondere auch für den Schwarzstorch, für den nicht nur Biberteiche im Wald ein idealer Nahrungsgrund sind (Schlüter et al. 2008), sondern auch Suhlen von Großherbivoren (Krawczynski 2009).

Unter dem Einfluss des Bibers kann sich das vollständige Spektrum der natürlichen Gewässerstrukturen entwickeln (Meßlinger 2014). Bei Vorher-Nachher-Untersuchungen zeigte sich ein schneller Anstieg der Artenvielfalt und der Bestandsdichten bei Vögeln, Amphibien und Libellen. Die Zahl der Libellenarten an Waldbächen stieg beispielsweise von 4 auf 29 nach der Rückkehr des Bibers. Gleichzeitig war aber nicht nur die Entstehung, sondern auch die dauerhafte Sicherung dieser neuen Lebensräume durch fortwährende Biberaktivitäten für die Biodiversität wichtig. Im Moment des Rückgangs der Biberaktivität nahm bei einigen Arten (z.B. beim Grasfrosch) auch die Bestandsdichte schnell wieder ab.

Weitere Arbeiten haben sich mit anderen Organismengruppen in Biberlebensräumen beschäftigt. Nach Vehkaoj et al. (2017) war die Diversität von Ascomyceten (Schlauchpilzen) in borealen Auwäldern signifikant höher an Standorten mit Biberaktivität im Vergleich zu Waldstandorten ohne solche Aktivität. Ursache hierfür dürften die große Menge und verschiedene Formen von Totholz sein, die durch die Tätigkeiten des Bibers produziert werden. Totholz im Wasser kommt auch der Fischfauna zugute, weil die Zahl der Laichplätze und Verstecke und das Nahrungsangebot steigen. Im bayerischen Mittelfranken konnte gezeigt werden, dass an Biberdämmen die Insektendichte um das Fünffache gegenüber

offenen Wasserflächen anstieg (Meßlinger 2009). An Biberburgen war die Fischdichte 80-fach höher als an vergleichbaren Gewässern ohne Biberaktivität und in einer Untersuchung in Oberbayern verdoppelte sich die Zahl der Fischarten in einem Bach von 9 auf 18 nachdem der Biber eingewandert war. Während in einem Bachabschnitt ohne Biber 20 Bachforellen pro Kilometer gefunden wurden, waren es nach der Besiedlung durch den Biber 120 Individuen (von Siemens et al. 2009).

Biberteiche und -lichtungen sind auch ein idealer Lebensraum für Amphibien (Dalbeck et al. 2007) und Heuschrecken (Dalbeck 2011). Beim Vergleich von Biberteichen mit anderweitig entstandenen Teichen in der Eifel wurde festgestellt, dass alle Froschlurcharten (Anura) der Region in Biberteichen vorkamen, während Geburtshelferkröte, Erdkröte, Wasserfrosch und Grasfrosch in den anderen Teichen fehlten oder selten waren. Speziell die Geburtshelferkröte profitierte offensichtlich von den Biberteichen und den durch die Baumfällungen entstandenen sonnigen Abschnitten (Dalbeck et al. 2007).

Die vom Biber unter Wasser gesetzten und/oder gerodeten, oft mehrere Hektar großen Flächen umfassen verschiedenste Habitate, von Schlammflächen über bracheähnliche Strukturen bis hin zu Heiden und vegetationsarmen Habitaten. Beim Vergleich der Heuschreckenfauna von Biberlichtungen mit anderen Offenland-Lebensräumen im Wald, wie Schlagfluren, Wiesen und Weiden zeigte sich auf den Biberlichtungen eine mit 14 Arten besonders diverse Heuschreckenfauna. Auch stenotope Arten wie die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) oder die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulea*) finden geeignete Habitate. Andererseits fehlen ansonsten häufige Arten der Graslandhabitate wie z.B. Roesels Beißschrecke (*Roeseliana roeselii*). Von Bibern gestaltete Landschaften gehören nach Dalbeck (2011) zu den Primärlebensräumen für Heuschrecken der Offenlandschaften in den mitteleuropäischen Wäldern des Mittelgebirges und schaffen auch für anspruchsvolle und gefährdete Arten das geeignete Habitat.

Effekte von Großherbivoren

Wie bei den bisher dargestellten Störungsregimen handelt es sich auch bei Beweidung um ein komplexes Störungsereignis, bei dem lebende Phytomasse durch Fraß und Tritt aus dem System entfernt wird und neue Habitatbedingungen geschaffen werden. Allerdings handelt es sich um kleinflächigere Prozesse, die in der Regel nicht zu einer abrupten Freisetzung neuer Ressourcen auf großen Flächen führen. Wildlebende große herbivore Tiere können trotzdem eine landschafts- und ökosystemgestaltende Funktion als Schlüsselarten übernehmen. Verbiss, Tritt und weitere tiergebundene Einflüsse erfolgen je nach Tierart unterschiedlich selektiv und intensiv und entfalten je nach betroffenem Ökosystem ihre Wirkungen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenebenen (Lederbogen et al. 2004, Rosenthal et al. 2012). Sie erzeugen damit eine ähnlich hohe Struktur- und Habitatvielfalt, wie sie auch für anthropogene extensive halboffene Weidelandschaften, wie z.B. Bergweiden und Wacholderheiden typisch ist. Besonders „browser“ (Laubfresser), wie der Elch und „Intermediate feeder“, wie der Rothirsch tragen zu einer Öffnung des Waldes bei und verdrängen Gehölze sehr effektiv von Offenlandflächen. Heidevegetation kann durch eine auf großen Flächen relativ ungestört agierende Rotwildpopulation offengehalten und die Habitatbedingungen für niedrigwüchsige lichtbedürftige Pflanzenarten wie z.B. *Arnica montana* erhalten werden (Riesch et al. 2019). Grazer, wie z.B. Wisent, Heckrind oder Pferde fressen dagegen bevorzugt Kräuter und Gräser und sind z.B. für die Offenhaltung von Heiden weniger gut geeignet (Hopf 2017). Darüber hinaus werden durch Tritt und andere bodenverwundende Verhaltensweisen der großen Weidegänger Mikrostandorte für Pionierarten, wie z.B. *Apium repens* geschaffen (Rosenthal & Lederbogen 2008, Krawczynski et al. 2008, Schley & Leytem 2004).

In verschiedenen Gebieten werden derzeit entweder Wildarten oder Nachzuchten von ausgestorbenen Großherbivoren für wildnisähnliche Projekte eingesetzt (Bunzel-Drücke et al. 2019). In der Döberitzer Heide handelt es sich z.B. um Wisente, für deren Wirkungen im Kontext von Feuer als natürliches Störungsereignis Modellrechnungen vorgenommen wurden (Nitschke 2010, Schulze 2019); im Rothaargebirge wurden ebenfalls Wisente eingesetzt, um ihre Wirkungen in geschlossenen Waldgebieten zu untersuchen (Tillmann et al. 2012); in einigen Auengebieten werden Wasserbüffel eingesetzt (z.B. Nationalpark Unteres Odertal Vössing 2009, Südbayern Zahn & Herzog 2015). Extensive Beweidungsprojekte sind lokal in ganz Mitteleuropa und Deutschland etabliert, von den Küstenlebensräumen mit Aufgabe des Dünenmanagements (Krüger 1999) über die Pflege ehemaliger Truppenübungsplätze (Döberitzer Heide Nitschke 2010) bis zur Beweidung präalpiner Kiefernwäldern auf Flussschotter (Liebig & Pantel 2009). Dabei gibt es gleitende Übergänge zum Konzept der „Wilden Weiden“, bei dem durch extensive (meist) Ganzjahresbeweidung auf großen zusammenhängenden Weideflächen halboffene Landschaftsstrukturen erhalten werden. Der Tenor aller Beweidungsprojekte ist, dass sie sich grundsätzlich positiv auf die Diversität von Pflanzen- und Tierarten auswirken (Rosenthal et al. 2012, Schoof et al. 2018). Eine jüngste Studie bescheinigt der Beweidung mit Rindern und Pferden außergewöhnliche Erfolge in der Zunahme der Arten- und Individuendichte bei Zikaden auf zwei Flächen in Thüringen (Nickel et al. 2016). Die Artenzahl hatte sich nach fünf Jahren bereits verdoppelt.

Die Modellierung von Herbivoreneffekten für verschiedene zonale Waldökosysteme durch Peringer et al. (2019) zeigte, dass erst die Interaktion von natürlichen Störungsereignissen und den Beweidungseffekten von großen Herbivoren dauerhaft hohe Biodiversität in einem räumlichen Mosaik unterschiedlicher Entwicklungsstadien vom Offenland zum Wald erzeugt. So kann z.B. Sturmwurf zwar immer wieder Offenland erzeugen, dieses ist jedoch ohne die Beweidungstätigkeit durch große herbivore Tiere von geringer Lebensraumqualität und -kontinuität. Ohne die Einflüsse der dort modellierten intermediären Äsergemeinschaften („intermediate feeder“), die neben Gräsern und Kräutern auch Gehölze fressen, sind nach solchen Störungen Regenerationssukzessionen zu Hochgras/kraut Beständen oder Wald zu erwarten. Die Kombination aus natürlichen Störungsereignissen, wie Sturmwurf oder Feuer und Beweidung durch „intermediate feeder“ zeigte in den Modellierungen von Peringer et al. (2019) positive Effekte für die Biodiversität sowohl in Offenland (Magerrasen, Heiden) als auch in Waldlebensräumen (Auflichtung, Baumartendiversifizierung). Dies manifestierte sich auch in landschaftsstrukturellen Effekten, die die Habitatvielfalt erhöhen, wie z.B. in einer mosaikartigen Verteilung großer Offenland- und Waldpatches aber auch einer großen Habitatkontinuität von alten Waldbeständen und der Stabilisierung von Offenland gegenüber randlicher Verbuschung. Die Modellergebnisse werden durch neueste Untersuchungen im noch bestehenden Truppenübungsplatz Grafenwöhr unterstützt, wo große Rotwildgruppen vornehmlich in den offenen Heide- und Grünlandgebieten unterwegs sind (Riesch et al. 2019).

Die Komplettierung aktueller Äsergemeinschaften in Wildnisgebieten durch intermediäre Äsertypen („intermediate feeder“), wie z.B. Rotwild, könnte demnach zur Lösung der naturschutzfachlichen Konflikte zwischen dem in Wildnisgebieten angestrebten Prozessschutz und dem Erhalt gesetzlich geschützter Offenlandlebensräume, wie z.B. Magerrasen, Heiden etc. beitragen. Das Zulassen der oben beschriebenen natürlichen Störungsregime allein erreicht dieses Ziel nicht. In ungestörten Wildnisgebieten ohne komplettierte Äsergemeinschaft entstehen naturschutzfachliche Werte der Wälder, die auch auf kleineren Flächen entwickelt werden können (Natur- und Bannwaldkonzepte, usw.). Es zeigte sich aber auch, dass eine Gemeinschaft von Großherbivoren mit verschiedenem Fraßverhalten (wie z.B. Wisent, Wildpferd, Hirsch) nicht nur langfristig halboffene Landschaften in Wildnisge-

bieten erhalten, sondern auch, dass ihr Raumnutzungsverhalten Wildfeuerintensitäten verringern könnte. In Simulationen, entwickelte sich im Laufe der Zeit eine selbstregulierende Ökosystemdynamik zwischen der Raumnutzung der Großherbivoren, dem Auftreten von Wildfeuern und der Vegetation (Schulze 2018, Schulze et al. 2018).

3.7 Indikator-, Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten für die Wildnis

Die Wildnisdiskussion bedient sich verschiedener aus Ökologie und Naturschutz entlehnter Bedeutungs- und Wertzuweisungen für Arten, die die Bedeutung von Wildnis belegen sollen. Im Folgenden haben wir einige in diesem Zusammenhang bedeutsame Arten zusammengestellt, von denen wir meinen, dass sie sich besonders gut oder eher nicht so gut für die Kommunikation bestimmter Sachverhalte im Kontext Wildnis eignen. Hierzu bedienen wir uns der Begriffe Indikator-, Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten.

Für die Einschätzung der Habitat- und Biotopqualität werden **Indikatorarten** genutzt. Bei Indikatorarten für Wildnis handelt es sich um Arten, die eine starke Bindung an wildnistypische Lebensräume haben wie sie in Kap. 2.1 definiert wurden, insbesondere die obligaten Wildnisarten der Kategorie A (Fichtner & Lüderitz 2013, Blaschke et al. 2009, Nitare & Hallingbäck 2000). Die Arten sind auf Habitatstrukturen angewiesen, die in bewirtschafteten Lebensräumen nicht zu finden.

Zu den Auswahlkriterien der „**Flaggschiff**“-Arten (*flagship species*) zählt der Grad ihrer Attraktivität in der Gesellschaft. Sie sind charismatische „Sympathieträger“, die dem Natur- und Artenschutz allgemein dienen und deren Schutz idealerweise gleichzeitig Ökosystemschutz ist. Oft können solche Arten daher auch die Funktion einer **Schirmart** (*umbrella species*) haben. Bei diesen geht man von einem „Mitnahmeeffekt“ aus, nämlich dann, wenn ihre Vorkommen stellvertretend für das Vorkommen von vielen anderen Arten stehen, die von denselben Habitatstrukturen profitieren (Nordén et al. 2004, Fichtner & Lüderitz 2013). D.h. durch den Schutz einer solchen (empfindlichen Schirm-) Art, die auf bestimmte Umweltveränderungen stark reagiert, profitiert eine Vielzahl weiterer Arten. Der Definition von Wilcox (1984) folgend geht es vor allem um Arten mit einem hohen Flächenanspruch, wie z.B. um Prädatoren, die am Ende der Nahrungskette stehen. Andere Ansätze vereinen mehrere Arten verschiedener Artengruppen und räumlichen Ebenen zu einem Artenensemble (z.B. Lambeck 1997, Launer & Murphy 1994, Roberge & Angelstam 2004, Rowland et al. 2006).

Schlüsselarten (*keystone species*) dagegen haben einen besonderen Stellenwert für die Organisation, Stabilität und Funktion ihrer Lebensgemeinschaft. Zu ihnen gehören Habitatbildner, die einen überproportional großen und einzigartigen Einfluss auf ihr Ökosystem haben (Mills et al. 1993, Simberloff 1998). Nachfolgend werden einige Wildnisarten vorgestellt, von denen die meisten gleichzeitig die Funktion einer Flaggschiff- und/oder Schirmart und teilweise auch Schlüsselart haben. Auch einige charismatische Nicht-Rote-Liste-Arten wurden dabei berücksichtigt. Die jeweilige Einschätzung der AutorInnen für ihre politisch-gesellschaftliche Eignung ist ebenfalls aufgeführt.

3.7.1 Tiere

Der in Deutschland seltene **Steinadler** wurde als Wildnisart angesprochen, weil er Brutplätze in ungestörten Felswänden bevorzugt, die nur in großräumigen Gebirgslandschaften vorhanden sind. Er eignet sich als Flaggschiffart, weil er bekannt und geradezu ein Sinnbild für die mit Wildnis und Wildheit verknüpften Eigenschaften ist. Als Top-Prädator ist er eine Schlüsselart, die die Populationen ihrer Beutetiere beeinflusst. Nahrungshabitate sind allerdings auch regelmäßig Teile der Kulturlandschaft wie z.B. Almen. Aufgrund der Brutplatztreue sind Steinadler auf eine hohe Habitatkontinuität angewiesen. Damit bildet der Steinadler einige wichtige Wildnisparameter, wie Ungestörtheit, Flächengröße und eine intakte Nahrungspyramide ab. Ebenso ist der **Schreiadler** (Wildnisart C) als Top-Prädator zu den Schlüsselarten zu rechnen.

Das **Auerhuhn** ist eine seltene Wildnisart strukturreicher subalpiner Wälder. Für die Einstufung als Schirmart für die hochmontane Artengemeinschaft solcher Wälder spricht, dass in Auerhuhn Lebensräumen Artenreichtum und Häufigkeit von Vögeln der Roten Liste mit Bindung an Bergwälder nachweislich höher sind als in auerhuhnfreien Gebieten (Suter et al. 2002). Ähnlich ist auch das **Haselhuhn** einzustufen (Kortmann et al. 2018, Schäublin & Bollmann 2011). Als Flaggschiffart für Wildnis eignet sich das Auerhuhn, weil es ungestörte Lebensräume braucht, in denen mosaikartig verschiedene Sukzessionsstadien von Bergwäldern miteinander verzahnt sind und Ökotope zwischen geschlossenem Wald und Waldlichtungen vorhanden sind. Diese können allerdings auch anthropogen durch bestimmte Waldnutzungsformen erzeugt werden, weshalb die Art auch nur als fakultative Wildnisart eingestuft wurde (Wildnisbindung B). Der Status des Auerhuhns als Schlüsselart ist aus der Fachliteratur nicht eindeutig zu erschließen: für eine wichtige Stellung im Ökosystem spricht, dass das Auerhuhn als fast einzige Art in ihrem Lebensraum die Biomasse von Koniferennadeln verwertet (für die eurasische Taiga hat dies Lieser 2009 beschrieben).

Tab. 18: Tierarten als Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten im Kontext der Wildnisdiskussion.

RL	Flagg	Schi	Schlü	WA	LR	RA (ha)	politisch/gesell. Eignung
Steinadler							
2	x		x	B	Hochgebirgs-Lebensräume	1.000-10.000	sehr gut
Auerhuhn							
1	x	x	(x)	B	Alters-/Zerfallsphasen der Wälder	500-1.000	sehr gut
Schwarzstorch							
*	x	x		B	andere wildnistyp. Lebensräume	> 10.000	sehr gut
Kranich							
*	x	x		B	andere wildnistyp. Lebensräume	10-100	sehr gut
Schwarzspecht							
*		x	x	B	Alters-/Zerfallsphasen der Wälder	500-1.000	bedingt, keine echte Flaggschiffart

RL	Flagg	Schi	Schlü	WA	LR	RA (ha)	politisch/gesell. Eignung
Wolf							
1		(x)	(x)	B	andere wildnistyp. Lebensräume	> 10.000	kaum, hohes Konfliktpotenzial
Luchs							
2	x	x	x	B	andere wildnistyp. Lebensräume	> 10.000	gut, aber gewisses Konfliktpotenzial
Wildkatze							
3	x	x		B	andere wildnistyp. Lebensräume	500-1.000	gut, aber gewisses Konfliktpotenzial
Fischotter							
3	x	x	(x)	B	andere wildnistyp. Lebensräume	500-1.000	gut, aber gewisses Konfliktpotenzial
Biber							
V	x	x	x	B	dynamische Auen	1.000-10.000	mäßig, hohes Konfliktpotenzial
Flussperlmuschel							
1	x	x	x	B	andere wildnistyp. Lebensräume	k. A. möglich	sehr gut
Pfeils Erlen-Borkenkäfer – Xyleborus pfeili							
			x	A	Alters-/Zerfallsphasen der Wälder	k. A. möglich	keine, hohes Konfliktpotenzial

RL = Rote Liste Deutschland, jeweils aktuellster Stand, Flagg = Flaggschiffart, Schi = Schirmart, Schlü = Schlüsselart, (x) = Zuweisung nicht eindeutig, WA = Wildnisart (A obligate Wildnisart, B fakultative Wildnisart, s. Kap. 2.1), LR = Bindung an den Lebensraum (s. Kap. 2.1), RA (ha) = Raumananspruch in Hektar.

Der **Schwarzstorch** ist als Schirmart einzuordnen, weil er einen sehr großen Raumananspruch hat, in seiner Nahrungs- und Nistplatzwahl sehr selektiv ist und eine charakteristische Lebensgemeinschaft mit vielen gefährdeten Arten repräsentiert. Eine detaillierte Analyse der Lebensraumansprüche für den Mittelmeerraum haben Moreno-Opo et al. (2011) vorgenommen. Als Flaggschiffart repräsentiert der Schwarzstorch demnach einige wichtige ökologische Faktoren, die durch das Wildniskonzept abgebildet werden sollen, wie Ungestörtheit, Konnektivität und saubere Gewässer.

Typische Lebensräume des **Kranichs** sind ungestörte Bruchwälder und Niedermoore. Nach Prange (1999) ist er trotz seines vergleichsweise geringen Flächenanspruchs von ca. 100 ha (maximal 135 ha, Nowald 2003) eine gute Schirmart für Wasser- und Watvögel. Als Flaggschiffart für einige wichtige Wildnisaspekte, insbesondere Ungestörtheit und natürlicherweise offene Feuchtgebiete und Moore, eignet er sich vor allem aufgrund seiner Lebensraumansprüche in seinen Brutgebieten.

Der **Schwarzspecht** bevorzugt als Brutplatz vor allem Altbuchen. Als Nahrungshabitat werden Nadelholzbestände präferiert; hier profitiert die Art von Insektenkalamitäten bzw. von Waldstrukturen, die durch Windwurf entstanden sind. Eine Funktion als Schlüsselart hat der Schwarzspecht, weil er Bruthöhlen herstellt, die u.a. als Nistplatz für Folgenutzer dienen (Vögel, Säuger, Insekten). Sein relativ hoher Raumanspruch macht ihn auch zu einer Schirmart für eine ganze Reihe weiterer an Altholz gebundener Arten (s.a. Kap. 3.6.3).

Der **Wolf** steht sinnbildlich für „wilde Tiere“ und für ungezähmte Wildnis. Tatsächlich eignet er sich entgegen dieser gesellschaftlichen Bedeutungszuweisung aber nicht als Flaggschiffart, zumal er nur eine relativ kleine Auswahl von wildnistypischen Lebensraumeigenschaften beansprucht. Einerseits bevorzugt er große, zusammenhängende und ungestörte Rückzugsgebiete, wie z.B. militärische Übungsplätze, andererseits kommt er mit den Rahmenbedingungen unserer Kulturlandschaft sehr gut zurecht. Darüber hinaus bestimmt aber das Nahrungsangebot die Vorkommen des Wolfes. Als Top-Prädator kann er eine Funktion als Schlüsselart für funktionierende Räuber-Beute-Beziehungen einnehmen, die vom Menschen wenig beeinflusst sind. Dieses erfolgt zum Beispiel durch die Reduzierung von Populationen wildlebender großer herbivorer Tiere, was deren Einfluss auf Sukzessionsprozesse (durch Gehölzverbiss) verändert und gleichzeitig Aasfresser, wie z.B. Kolkraben im Winter mit Nahrung versorgt. Der Wolf ist in seinem Verhaltensrepertoire ausgesprochen flexibel und anpassungsfähig und breitet sich daher auch aktuell wieder ausgesprochen rasch in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus. So nutzt er, ausgesprochen konfliktrichtig, auch Haustiere als Nahrung. Sein hoher Raumanspruch macht ihn andererseits zu einer Schirmart für alle Arten, die ähnliche Ansprüche an großflächig ungestörte Rückzugsgebiete, u.a. für die Jungenaufzucht haben.

Wie der Wolf braucht auch der **Luchs** große ungestörte Räume. Allerdings ist er anders als dieser an weitere wildnistypische Lebensraummerkmale, wie zum Beispiel unzerschnittene Wälder gebunden, die ihm mit deckungsreicher Vegetation u.a. ein entsprechendes Jagdhabitat bereitstellen. Als Top-Prädator übernimmt er eine Schlüsselfunktion im Ökosystem, indem er Populationswachstum und Verhalten seiner Beute, in Deutschland vor allem Rehe, maßgeblich kontrolliert. Er kann als Schirmart für eine Artengemeinschaft gelten, die wie er an große, zusammenhängende Waldgebiete gebunden ist oder davon profitiert. Besiedelte Räume mit mehr als 1 km Durchmesser stellen Barrieren dar.

Die **Wildkatze** lebt ebenfalls in Landschaften mit hohem Waldanteil, bedarf allerdings anders als der Luchs nicht solch großer unzerschnittener Waldgebiete. Auch in Agrarlandschaften, die sie durchwandert, sind Gehölze mit einer guten Habitatvernetzung wichtig. In Wald Wildnisgebieten kann sie ähnlich wie der Luchs mit einem hohen Raumanspruch als Schirmart für die dort lebende Artengemeinschaft gelten (Jerosch et al. 2010).

Der **Fischotter** lebt an sauberen und klaren Still- und Fließgewässern mit flachen Ufern, in Mooren, Sümpfen und an Meeresküsten. Uferabbrüche, Sandbänke, Inseln und ungestörte Rückzugsflächen sind ebenso entscheidende Kriterien wie ein intakter Habitatverbund und ausreichend Nahrung (v. a. Fische). Sein vergleichsweise hoher Raumbedarf macht ihn zu einer Schirmart, als Top-Prädator kann er auch zu den Schlüsselarten gerechnet werden.

Grabbare Ufer gehören zu den Lebensraumvoraussetzungen des **Bibers**, der eine landschaftsgestaltende und habitatschaffende Funktion für die gewässerbegleitende Weich- und unterholzreiche Hartholzauen Vegetation wahrnimmt. Er ist dadurch Schlüsselart für viele andere Ökosysteme und Arten in der Aue. Sein relativ großer Raumanspruch macht ihn aber auch zu einer Schirmart. (s.a. Kap. 3.6.7 und z.B. Janiszewski et al. 2014).

Die **Flussperlmuschel** (*Margaritifera margaritifera*) bewohnt saubere Fließgewässer. Aufgrund ihrer hohen Filtrationsleistung kann sie als Schlüsselart für die Erhaltung einer hohen Wasserqualität gelten (Geist 2010, 2016), wovon andere Arten profitieren. Gleichzeitig ist sie auch Schirmart, obwohl die Populationen sessil sind und auf relativ umgrenzter Fläche leben können. Schirmart ist die Flussperlmuschel aufgrund der hohen Ansprüche an ihr Habitat, der starken Abhängigkeit von Prozessen des gesamten Einzugsgebietes, inklusive der notwendigen Wirtsfischarten. Damit bedingt sie ein großflächig funktionierendes aquatisches Ökosystem (s.a. Geist 2010).

Stellvertretend für die Gilde der Borkenkäfer steht **Pfeils Erlen-Borkenkäfer** (*Xyleborus pfeili*). Er gilt als „Urwaldreliktart“ der Kategorie 1 (n. Müller et al. 2005a). Rote-Liste-Status und Raumanpruch sind unbekannt. Die Art präferiert Frischholz und frisches Totholz in Bruchwaldgesellschaften und an Gewässerufern mit naturnaher Wuchs- und Absterbedynamik des Gehölzbestandes, beispielsweise an absterbenden Erlen, deren Wurzeln noch im Wasser stehen (Bußler 2003, Möller 2009). Die Nahrung für seine Larven stellen ausschließlich die in den Gangwänden der Brutsysteme wachsenden Rasen aus Ambrosiapilzen dar, deren Sporen die Weibchen eintragen. Aufgrund seiner Tätigkeit schafft der Käfer Habitate für Pilze und Folgenutzer von verfallendem Holz. Er steht stellvertretend für unzählige andere Lebensraum schaffende Käferarten.

3.7.2 Pilze

Zur Artengruppe der Pilze gibt es einige Untersuchungen, die sich mit Indikatorarten beschäftigen, die auch gleichzeitig als Flaggschiffarten geeignet sein können. Als Indikatorarten wurden dabei Arten eingestuft, die eine starke Bindung an naturnah ausgeprägte Lebensräume haben (Fichtner & Lüderitz 2013, Blaschke et al. 2009, Nitare & Hallingbäck 2000). Sie sind auf Habitatstrukturen angewiesen, die in bewirtschafteten Lebensräumen nicht zu finden sind und zeigen durch ihr Vorkommen ein ungestörtes Ökosystem mit hohem naturschutzfachlichem Wert an. Häufig erfüllen diese Arten gleichzeitig die Funktion von Schirmarten, deren Vorkommen stellvertretend für das Vorkommen von vielen anderen Arten steht, die ebenfalls von diesen Habitatstrukturen profitieren (Nordén et al. 2004, Fichtner & Lüderitz 2013). Im Folgenden werden einige Wildnisarten beispielhaft vorgestellt, die als Flaggschiffarten und/oder Schirmarten unter den Pilzen gelten können.

Hericium coralloides (A: obligate Wildnisart) ist ein Saprobiont an totem Laubholz, vor allem der Rotbuche, aber auch an Eichen- oder anderen Laubholzarten (Krieglsteiner & Gminder 2000). Die Art besiedelt liegende oder stehende Stämme oder Stümpfe in der Finalphase der Vermorschung (Krieglsteiner & Gminder 2000). Da die Art auf einen hohen Anteil von Alt- und Totholz angewiesen ist, profitiert sie von Wind- und Sturmwurf und zeigt ein bereits über längere Zeit intaktes und ungestörtes Waldökosystem an. *Hericium coralloides* kann bereits in kleinen ungestörten Altholzinseln mit weniger als einem Hektar Größe vorkommen, wenn die natürliche Totholzentwicklung in der Vergangenheit gewährleistet war (Striegel 2018).

Deutschland liegt im Hauptareal von *Hericium coralloides* und wird deshalb als „in hohem Maße verantwortlich“ für den gefährdeten Bestand der Art eingestuft, aufgrund der schlechten Datenlage zur Verbreitung konnte in der Roten Liste jedoch nur eine „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ angegeben werden (Matzke-Hajek et al. 2016). *Hericium coralloides* wird von diversen Autoren als Indikatorart für alte Wälder angesehen (Parmasto & Parmasto 1997, Christensen et al. 2004, Luszczynski 2003, Tortić 1998, Parmasto 1999, Fichtner & Lüderitz 2013).

Pycnoporellus fulgens (B: fakultative Wildnisart) ist ein Braunfäuleerzeuger an stehendem und liegendem Totholz in Form von Stämmen, Ästen und Stümpfen. Er besiedelt vor

allem Totholz in der späten Initial- oder der frühen Finalphase von *Abies*, *Picea* oder *Pinus*, kommt selten aber auch auf Laubholz von *Fagus* vor (Krieglsteiner & Gminder 2000). Er gilt als Indikatorart alter Wälder (Parmasto 1999, Parmasto & Parmasto 1997, Tortić 1998) und wird von Łuszczynski (2003) als Reliktart von Urwäldern eingestuft. Die Art profitiert von Wind- und Sturmwurf (Senn-Irlet 2005). Seit der Jahrtausendwende scheint *Pycnoporellus fulgens* deutlich häufiger vorzukommen als früher, wodurch die Art in der neuen Roten Liste der Pilze (Matzke-Hajek et al. 2016) nicht mehr als gefährdet eingestuft wird, während sie in der alten Roten Liste (Benkert et al. 1996) noch in die Gefährdungskategorie 2 eingestuft wurde. Die Ursachen dafür können jedoch nicht mit absoluter Sicherheit benannt werden. Möglicherweise profitiert die Art bereits von Totholz, das immer häufiger zumindest zum Teil im Wald zurückgelassen wird, oder die zunehmend milderen Winter und wärmeren Sommer haben die Art in ihrer Ausbreitung begünstigt (Senn-Irlet 2005).

Xylobolus frustulatus (B: fakultative Wildnisart) ist ein Spezialist für sehr altes Kernholz von *Quercus robur* und *Quercus petraea* und besiedelt vor allem Stämme, die schon mehrere Jahre oder sogar Jahrzehnte liegen und erzeugt dort eine Waben- bzw. Lochfäule (Krieglsteiner & Gminder 2000). Die Art ist in Deutschland sehr selten, vor allem durch die Entnahme von altem Eichentotholz aus den Wirtschaftswäldern (Krieglsteiner & Gminder 2000). Durch den Entzug des geeigneten Substrats ist *Xylobolus frustulatus* nur noch in wenigen Gebieten zu finden, z.B. in Nationalparks, Naturschutzgebieten, aber auch in von Menschenhand geschaffenen Hutewäldern und Parkanlagen, wenn das nötige Substrat vorhanden ist (Krieglsteiner & Gminder 2000). *Xylobolus frustulatus* gilt durch seine Bindung an sehr altes Totholz als Indikatorart für Urwälder und starker Naturnähezeiger, der von einer langen ungestörten Habitatkontinuität profitiert (Parmasto 1999, Łuszczynski 2003, Utschick & Helfer 2003, Blaschke et al. 2009). Außerdem profitiert *Xylobolus frustulatus* von Wind- und Sturmwurf (Krieglsteiner & Gminder 2000). Durch die Besiedlung des Totholzes und die Bildung der Waben- bzw. Lochfäule entstehen im Totholz mit der Zeit Risse, Löcher und hohle Stämme, wodurch *Xylobolus frustulatus* als wichtiger Habitatbildner für Spinnen, Käfer, Schnecken und Fledermäuse gilt und somit als Schirmart bezeichnet werden kann (Langer et al. 2014). Er übernimmt damit eine Schlüsselfunktion im Ökosystem und fungiert als Schirmart, die vielen anderen, oft auch seltenen und gefährdeten Arten, das Überleben ermöglicht. In der Roten Liste der Pilze konnte für die Art nur „Gefährdung unbekanntes Ausmaßes“ angegeben werden, da durch das seltene Vorkommen zu wenig Daten zur eindeutigen Einstufung in eine Gefährdungskategorie vorlagen (Matzke-Hajek et al. 2016).

Hygrocybe flavipes (B: fakultative Wildnisart) ist eine Offenlandart mit Verbreitungsschwerpunkt in den montanen Lagen. Es werden Wiesen mit einer Mischung aus kurzgrasigen Bereichen und Stellen mit höherer Grasvegetation bevorzugt (Lüderitz & Gminder 2014). Die Art wächst an sonnigen bis halbschattigen Orten in moosigen Grasflächen und profitiert von einer geringen Beweidung durch Großsäuger. *Hygrocybe flavipes* gilt als deutsche Verantwortungsart und ist in der Artenschutzdatenbank WISIA als „besonders geschützt“ eingestuft (Lüderitz & Gminder 2014). In der Roten Liste ist die Art unter dem Namen *Cuphophyllus flavipes* in der Gefährdungskategorie 2 eingestuft worden (Matzke-Hajek et al. 2016). Sie gilt als Zeigerart für naturnahes und altes Grünland von hohem ökologischem Wert mit einer langen Habitatkontinuität (Lüderitz & Gminder 2014). *Hygrocybe flavipes* kann als Schirmart angesehen werden, da ihr Vorkommen eine Biotopqualität anzeigt, die auch das Vorkommen von anderen naturschutzrelevanten Gattungen wie *Clavaria*, *Entoloma*, *Geoglossum* oder anderer *Hygrocybe*-Arten erwarten lässt (Lüderitz & Gminder 2014; Rotheroe 2001).

Viele Arten der Gattung *Hygrocybe* sind in der Roten Liste als „gefährdet“ bis hin zu „vom Aussterben bedroht“ eingestuft (Matzke-Hajek et al. 2016). Bei den meisten Arten dieser

Gattung handelt es sich um saprotroph lebende Graslandbewohner, die auf nährstoffarmen Wiesen und Weiden vorkommen und sehr empfindlich auf Stickstoffeinträge reagieren (Ruthsatz & Boertmann 2011). Die Arten sind auf eine lange Habitatkontinuität angewiesen und gelten als Kontinuitätszeiger und Qualitätszeiger für Offenland (Fichtner & Lüderitz 2013, Ruthsatz & Boertmann 2011, Nitare & Hallingbäck 2000). Neben *Hygrocybe* sind z.B. auch Arten der Gattungen *Entoloma* und *Clavaria* auf offene weitgehend gehölzfreie Habitate angewiesen, die nur durch eine regelmäßige Beweidung erhalten werden können. Sie können im Wildniskontext daher nur dann den oben genannten Artenfunktionen zugeordnet werden, wenn z.B. Beweidung durch eine natürliche Herbivorenpopulation die Offenhaltung ihrer Lebensräume sicherstellt.

4 Exemplarische Bewertung von Wildnisgebieten anhand ihrer Artenausstattung und wildnistypischer Prozesse

4.1 Nationalpark Kellerwald-Edersee

4.1.1 Allgemeine Beschreibung des Nationalparks

Der Nationalpark (NP) Kellerwald-Edersee soll als Wildnislandschaft Rotbuchenwälder der mitteleuropäischen Klimazone repräsentieren. Er besteht mit einer Fläche von 5.724 ha seit 2004. Der Kernzonenanteil mit dem Primat des Prozessschutzes ist mit 5.267 ha und einem Flächenanteil von über 90 % an der Gesamtfläche besonders hoch (Nationalparkamt Kellerwald-Edersee 2008). Im Jahr 2011 wurde der NP von der UNESCO in das Cluster "Alte Buchenwälder Deutschlands" als Weltnaturerbe aufgenommen. Zusammen mit den NP's Hainich, Serrahn, Grumsin und Jasmund ist das Cluster an das seit 2007 existierende Weltnaturerbe "Primärbuchenwälder der Karpaten" angeschlossen (EuroParc 2019). Der NP Kellerwald-Edersee zeichnet sich flächenhaft durch bodensaure, naturnahe Rotbuchenwälder aus (*Luzulo-Fagenion*), deren Baumbestand in weiten Teilen älter als 120 Jahre ist. Neben allochthonen Waldbaumarten aus der forstlichen Nutzung (*Pinus sylvestris*, *Picea abies* und *Larix decidua*) mit einem Flächenanteil von 15 – 20 % finden sich an Sonderstandorten natürliche Trockeneichenwälder mit *Quercus robur* und *Quercus petraea*, sowie Blockschuttwälder des *Tilio-Acerion* (Lübcke & Frede 2007). Zu den Schätzen des NP gehören Urwaldreste und Felsstandorte u.a. mit Standorten der Pfingstnelke (*Dianthus gratianopolitanus*). Inselartig eingestreut in den Wald sind ehemalige Hutungen, sog. Triesche auf ca. 100 ha. Es handelt sich um Magerrasen saurer Standorte, im wesentlichen Borstgrasrasen, die zu ihrer Erhaltung weiterhin extensiv bewirtschaftet werden.

In der Jagdruhezone von 1.600 ha (28 % der NP Fläche) findet kein Wildtiermanagement mehr statt. Die aus der forstlichen Nutzung übernommenen Nadelwaldbestände sind seit den letzten Dürresommern 2018/2019 und dem anschließenden Borkenkäferbefall weitgehend abgängig. Als natürliches Störungsregime wirken buchenwaldspezifisch relativ kleinflächige Windwürfe und Herbivoreneinflüsse durch Rotwild. Wege und Gewässer wurden zurückgebaut, um eine große störungsfreie Kernzone zu erreichen (EuroParc 2019). Auf Damwild und Mufflon wurde die Bejagung verstärkt.

4.1.2 Dynamik des Pilzarten Bestandes

Im Gebiet des Nationalparks (NP) Kellerwald-Edersee wurde seit 1996 die Grunddatenerfassung der Pilze durchgeführt. Bisher wurden 1.309 Pilzarten nachgewiesen (Langer et al. 2015, Striegel 2018). Von den ausgewählten 44 potentiellen Wildnisarten kommen im Gebiet des NP acht Arten vor. Sie sind auf die Alters- und Zerfallsphasen der im NP vorhandenen Wälder angewiesen. Es handelt sich um folgende Arten:

- *Ceriporiopsis gilvescens* (Bres.) Domanski
- *Cortinarius violaceus* (L.) Gray
- *Entoloma chalybaeum* (Fr.: Fr.) Noordel.
- *Hericium coralloides* (Scop.: Fr.) Gray
- *Ischnoderma resinosum* (Schrad.) P. Karst. 1879
- *Pluteus umbrosus* (Pers.) P. Kumm.
- *Pycnoporellus fulgens* (Fr.) Donk

- *Xylobolus frustulatus* (Pers.: Fr.) Boidin

Besonders die auf die Zerfallsphasen angewiesenen Wildnisarten *Ceriporiopsis gilvescens*, *Hericium coralloides*, *Ischnoderma resinatum*, *Pluteus umbrosus*, *Pycnoporellus fulgens* und *Xylobolus frustulatus* kommen im Nationalpark Kellerwald-Edersee in hohen Abundanzen vor (Striegel 2018). Die Totholz mengen der untersuchten Gebiete Traddelkopf (38,7 m³/ha), Wooghölle (76,4 m³/ha) und Arensberg (14,9 m³/ha) liegen über bzw. nahe an den von Müller und Bütler (2010) ermittelten Schwellenwerten für Indikatorarten der Pilze. All die oben genannten Pilzarten sind Indikatoren für eine lange Totholztradition mit hohen Totholz mengen und zeichnen den NP insofern als herausragendes Wildnisgebiet aus.

Für die Evaluierung des Lebensraumtyps der Alters- und Zerfallsphasen der Wälder wurden Permanente-Stichproben-Inventurpunkte (PSI) aus der Datenbank der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) in Göttingen hinsichtlich der Holzvorräte ausgewertet (Meyer & Steffens 2012). Dies geschah für diejenigen Gebiete in welchen die oben genannten Pilz Wildnisarten gefunden wurden.

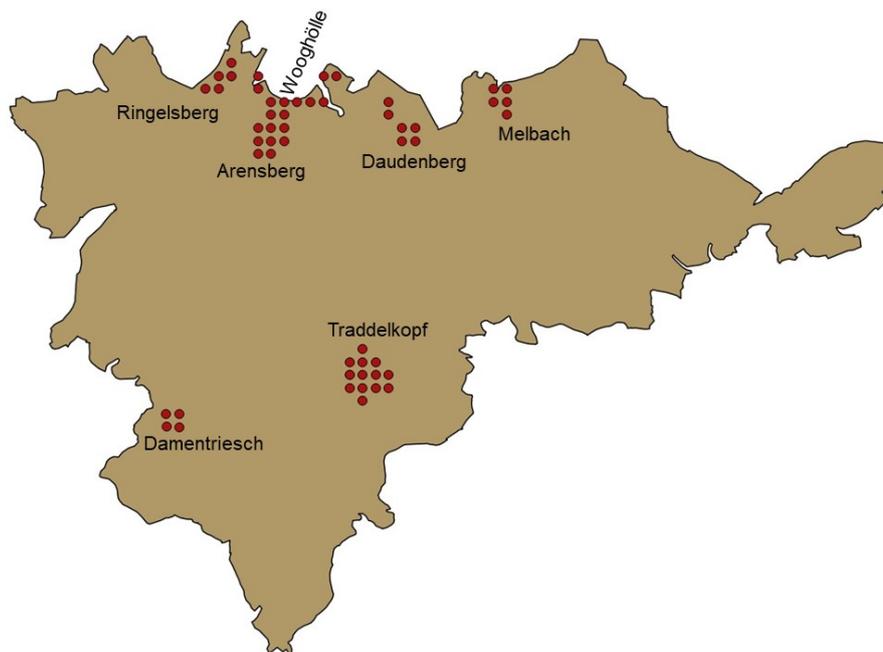


Abb. 18: Analyzierte PSI-Punkte im NP Kellerwald-Edersee, in denen Pilz Wildnisarten gefunden wurden. Der Fokus wurde hier auf die Untersuchungsgebiete Wooghölle, Arensberg und Traddelkopf gelegt.

Tab. 19: Vergleich der drei Untersuchungsgebiete Wooghölle, Arensberg und Traddelkopf. Angegeben sind die Lebend- und Totholz mengen und die in diesen Gebieten gefundenen Indikator-, SSI- (species of special interest) und Wildnis Pilzarten.

	Wooghölle	Arensberg	Traddelkopf
Lebend- und Totholz mengen m³/ha			
Lebendholz	361,5	222,2	344,9
Totholz gesamt	76,4	14,9	38,7
Totholz stehend	17,7	2,5	8,2
Totholz liegend	58,6	12,3	30,6
Artenzahlen			
Gesamt	648	430	491
Indikator- und SSI Arten	81	51	37
Rote Liste 1 Arten	1	0	0
Rote Liste 2 Arten	3	1	0
Rote Liste 3 Arten	7	3	3
Wildnisarten	5	4	3

Die Betrachtung der drei Probeflächen Wooghölle, Arensberg und Traddelkopf zeigt, dass es einige Unterschiede in der Habitatqualität der einzelnen Gebiete im NP gibt. Die Wooghölle gilt als Urwaldrelikt, der möglicherweise noch nie oder schon sehr lange Zeit nicht mehr vom Menschen genutzt wurde (Menzler & Sawitzky 2015). Durch die zum Edersee hin abfallenden steilen Blockhalden ist das Gebiet nur sehr schwer zugänglich. Das Waldalter in diesem Bereich wird auf 260 Jahre geschätzt und besteht aus den Waldgesellschaften Ahorn-Linden-Wald (*Aceri-Tilietum platyphylli*) und Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) (Daten der PSI-Punkte, Menzler & Sawitzky 2015). Mit einem Totholzaufkommen von 76,4 m³/ha weist die Wooghölle eine sehr große Totholzmenge auf, die über dem von Müller et al. (2007) berechneten Schwellenwerten von 38 bis 60 m³/ha liegt, ab der mit einer positiven Entwicklung von holzbewohnenden Pilzen zu rechnen ist. Der Traddelkopf liegt mit 38,7 m³/ha im unteren Bereich und der Arensberg mit 14,9 m³/ha deutlich unter diesem Schwellenwert. Erwartungsgemäß sind die Artenzahlen der Probeflächen Arensberg und Traddelkopf mit 430 bzw. 491 Arten deutlich niedriger als in der Wooghölle mit 648 Arten.

Auch die Zahl der SSI- und Indikatorarten unterscheidet sich bei den drei Untersuchungsgebieten. Auch hier weist die Wooghölle mit 81 die meisten Indikator- und SSI-Arten auf, während Arensberg mit 51 und Traddelkopf mit lediglich 37 Arten deutlich darunter liegen. Bei den Rote Liste- und Wildnisarten weisen die Gebiete eine ähnliche Verteilung auf. So konnten in der Wooghölle fünf verschiedene Wildnisarten und elf Rote Liste Arten nachgewiesen werden, am Arensberg vier Wildnisarten und vier Rote Liste Arten und am Traddelkopf lediglich drei Wildnisarten und drei Rote Liste Arten.

Obwohl die Totholzmenge ein entscheidender Faktor für das Vorkommen von vielen SSI- und Indikatorarten ist, so spielt eine lange nutzungsfreie Phase doch auch eine Rolle. Denn beim Vergleich von Arensberg und Traddelkopf fällt auf, dass der Traddelkopf mit 38,7 m³/ha zwar etwa doppelt so viel Totholz wie der Arensberg mit 14,9 m³/ha hat, aber dennoch in seiner Artausstattung mit 37 SSI- und Indikatorarten und drei Wildnisarten deutlich hinter dem Arensberg mit 51 SSI- und Indikatorarten und vier Wildnisarten zurückliegt. Der Arensberg weist steile Nord-West- und Südosthänge auf, die ähnlich wie bei der Wooghölle

le, schwer zu begehen sind und deshalb vermutlich schon lange nicht mehr vom Menschen genutzt wurden (Menzler & Sawitzky 2015). Lediglich das Hochplateau des Arensberges, auf dem ein alter Buchenwald steht, wurde früher gezielt zur Wildmast genutzt. Dennoch wird der Wald in die Naturnähestufe 2 eingeordnet und gilt als großflächig strukturreich und zählt zu den reifsten Hochwald-Entwicklungsstadien im Gebiet (ebenda). Die Buchenwälder des Traddelkopfes befinden sich zumindest zum Teil in der Alterungs- und Zerfallsphase und es sind vielerorts bereits die natürlichen Dynamiken zu erkennen, die zu einer strukturellen Vielfalt führen werden. Allerdings ist der Prozess noch nicht so weit fortgeschritten wie am Arensberg oder in der Wooghölle, wodurch das Fehlen vieler SSI-, Indikator- und Wildnisarten zu erklären ist (Menzler & Sawitzky 2015).

Der NP Kellerwald-Edersee weist bereits jetzt eine sehr große Artenvielfalt an Pilzen auf und kann aufgrund der vielen SSI-, Indikator- und Wildnisarten, die im Nationalparkgebiet vorkommen, als sehr naturnah eingestuft werden. Durch die große Vielfalt an Pilzen wird auch das Vorkommen von Arten anderer Artengruppen (u. a. Vögel, Insekten, Fledermäuse) begünstigt, die vom Pilzvorkommen profitieren, sei es durch die Bildung von Habitatstrukturen in Totholz (Risse, Löcher, Höhlen), als Nahrungsquelle (Myzel oder Fruchtkörper) oder als wichtiges Element des Ökosystems, das den Großteil des Lignin- und Celluloseumsatzes ausmacht (Zahner 1999). Zudem konnten auch acht Wildnisarten gefunden werden, die auf eine hohe Dynamik im Ökosystem, vor allem durch den Prozess Wind- und Sturmwurf, schließen lassen (s.o.). Nach Meyer et al. (2009) können sich innerhalb von 100 Jahren bis zu 200 m³/ha Totholz ansammeln, wodurch davon ausgegangen werden kann, dass die zu erwartende Artenzahl der Pilze und auch anderer vom Totholz abhängiger Arten weiter ansteigt und auch die Zahl der Indikator-, SSI- und Wildnisarten weiter zunimmt.

4.1.3 Vergleich des Nationalparks Kellerwald-Edersee mit dem Nationalpark Eifel und weiteren Buchen Nationalparks

Ein Vergleich der beiden Nationalparke Kellerwald-Edersee und Eifel soll abschließend die Bedeutung von unterschiedlichen Biotopanteilen, Waldentwicklungsstadien und Baumartenverteilungen auf den Artenbestand von Wildnis Pilzarten herausstellen. Eine gute Vergleichsmöglichkeit ist hier gegeben, weil die beiden NPs ein gleiches Alter (beide mit Gründungsjahr 2004) und ähnliche Standortbedingungen mit überwiegend basen- und nährstoffarmen Böden aufweisen. Außerdem decken beide NPs gleiche Höhenlagen von etwa 200 bis 600 m ü. NN ab (Nationalparkforstamt Eifel 2017, Lübcke & Frede 2007). Der NP Eifel ist mit 10.770 ha allerdings deutlich größer als der NP Kellerwald-Edersee mit nur 5.738 ha (Bundesamt für Naturschutz 2018). Dementsprechend konnten im NP Eifel bisher mit 1801 auch deutlich mehr Pilzarten gefunden werden als im NP Kellerwald-Edersee mit 1309 Pilzarten. Betrachtet man jedoch die prozentualen Anteile von wildnisspezifischen Arten in Bezug auf die Gesamtzahl der gefundenen Arten der beiden NPs, so weist der NP Kellerwald-Edersee mit einem Anteil von 12 % (157 von 1309) an SSI- und Indikatorarten einen höheren Anteil auf als der NP Eifel mit lediglich 9,3 % (168 von 1801). Auch bei den Wildnisarten hat der NP Kellerwald-Edersee einen größeren Anteil mit 0,61 % (8 von 1309) im Gegensatz zum NP Eifel mit 0,5 % (9 von 1801). Diese geringen Unterschiede ergeben sich aus den lokalen Gegebenheiten und stellen deshalb keine Wertigkeiten dar.

Ursache dieser unterschiedlichen Artenverteilungen sind unterschiedliche Baumartenzusammensetzungen, Biotoptypen- und Totholzanteile. So ist der NP Kellerwald-Edersee zu 85 % (Menzler & Sawitzky 2015), der NP Eifel aber nur zu 75 % mit Wald bedeckt (Nationalparkforstamt Eifel 2014). Zudem besteht der Wald im NP Kellerwald-Edersee zu 77 % aus Laubbäumen (Meyer 2010), im NP Eifel dagegen nur zu 41 % (Nationalparkforstamt Eifel 2014). Gleichzeitig sind viele der Indikator- und SSI-Arten an natürliche Buchen-, Eichen- oder Laubmischwälder gebunden. Die enge Bindung der Wildnisarten (34 von 44

Arten) und der SSI- und Indikatorarten (164 von 200 Arten, nach Ódor et al. 2006, Fichtner & Lüderitz 2013, Christensen et al. 2004 und Blaschke et al. 2009) an die Alters- und Zerfallsphasen von Wäldern und an hohe Totholzanteile liefert einen weiteren Erklärungshintergrund für die unterschiedlichen Artenbestände der beiden Nationalparks: Im NP Kellerwald-Edersee ist die Menge des Totholzvorrates mit 25 m³/ha (Meyer 2010) höher als im NP Eifel mit 19 m³/ha (Nationalparkforstamt Eifel 2014). Neben der Menge sind auch die Baumarten relevant, die das Totholz liefern. Auch hier sticht der Kellerwald mit einem wesentlich höheren Anteil von Buchentotholz, dem bevorzugten Substrat vieler Pilzarten, mit 4 m³/ha (Meyer 2010) gegenüber dem NP Eifel mit nur 1 m³/ha hervor (Nationalparkforstamt Eifel 2014).

Andere Bewertungen ergeben sich, wenn über die Wildnisarten hinaus auch andere Anspruchstypen unter den Pilzarten in die Betrachtung einbezogen werden. Werden z.B. alle Rote-Liste Pilzarten berücksichtigt, zeigt sich, dass der NP Eifel mit 67 Arten (= 3,7 % seines Pilzartenbestandes) eine höhere Artenzahl aufweist als der NP Kellerwald mit nur 37 Arten (= 2,8 %, Matzke-Hajek et al. 2016). Rote-Liste Pilzarten spiegeln nicht nur waldbundene Wildnisarten wider, sondern auch Offenlandarten wie zum Beispiel *Clavaria greletii* (Rote Liste 1), *Lactarius aspidicus*, *Lepiota oreadiformis*, *Pholiota henningsii* (alle RL 2) sowie *Camarophyllus pratensis*, *Cortinarius scaurus* und verschiedene *Entoloma*- und *Hygrocybe*-Arten (alle RL 3), (Artenliste des Nationalparks Eifel 2018, Matzke-Hajek et al. 2016). Sie finden in dem durch einen höheren Offenlandanteil von 14,9 % ausgezeichneten NP Eifel mehr geeignete Habitats (wie z.B. Magerweiden) vor als im NP Kellerwald mit nur 5 % Offenlandanteil (Nationalparkforstamt Eifel 2014, Menzler & Sawitzky 2015). Zudem sind im NP Eifel Hoch-, Zwischen- und Flachmoore im Umfang von 14,4 ha vorhanden, die ebenfalls einige sehr seltene Arten beherbergen wie zum Beispiel die Rote Liste 2 Art *Galerina sphagnum* oder die Rote Liste 3 Arten *Entoloma caesiocinctum* und *Russula claroflava* (Artenliste des Nationalparks Eifel 2018, Matzke-Hajek et al. 2016).

Zusammenfassend betrachtet weist der NP Kellerwald-Edersee einen größeren Anteil an SSI-, Indikator- und Wildnisarten auf und kann damit als etwas naturnäher eingeschätzt werden als der NP Eifel, der mit seinem hohen Anteil an Nadelbäumen (vor allem Fichte), eine stark anthropogen beeinflusste Baumartenzusammensetzung hat. Es ist anzunehmen, dass sich über einen langen Zeitraum hinweg die Baumartenzusammensetzung im NP Eifel deutlich verändern wird, hin zu Buchenmischwäldern mit nur wenigen beigemischten Fichten in höheren Lagen (oberhalb 500 m ü. NN) (Nationalparkforstamt Eifel 2014), wodurch in Zukunft auch hier deutlich mehr SSI-, Indikator- und Wildnisarten vorkommen sollten.

Ein Vergleich mit den drei anderen Buchenwald-Nationalparks in Tab. 20 (Langer et al. 2015) zeigt, dass der NP Kellerwald-Edersee eine ähnlich hochwertige Artenausstattung mit Pilz Wildnisarten vorweist wie zum Beispiel der Slowakische Buchenurwald Poloniny am westlichen Ausläufer der Karpaten (s. Tab. 19).

Hierzu wurde ein weiteres System für die Bewertung von lignicolen Pilzarten von Ódor et al. 2006 herangezogen. Dabei wurden Arten auf Grundlage von verschiedenen Roten Listen von europäischen Ländern (Slowenien, Niederlande, Belgien, Dänemark und Ungarn) als „species of special interest“ (SSI) klassifiziert, wobei es drei Klassen SSI(A), SSI(B) und SSI(C) nach IUCN-Code gibt (Ódor et al. 2006). In der Klasse SSI(A) sind alle Arten zusammengefasst, die in ganz Europa verbreitet, aber sehr selten und in ganz Europa stark gefährdet sind. Arten der Klasse SSI(B) sind in ganz Europa selten und in mehreren Ländern gefährdet. Der Klasse SSI(C) sind alle Arten zugeordnet, die in einem oder einigen europäischen Ländern gefährdet sind, in anderen Ländern aber häufiger vorkommen (Ódor et al. 2006).

Tab. 20: Vergleich der Pilzartenzahlen wertgebender Arten in vier Buchenwald-Nationalparks. Die Zahlen in Klammern geben den prozentualen Anteil der Arten von der Gesamtartenzahl des jeweiligen Nationalparks an.

NP	Artenzahlen	SSI(A)	SSI(B)	SSI(C)	I++	I+	RL D 1	RL D 2	RL D 3	Σ RL D
Kellerwald- Edersee	1309	4 (0.30)	17 (1.29)	24 (1.83)	10 (0.76)	40 (3.05)	3 (0.22)	12 (0.92)	49 (3.74)	64
Eifel	1589	1 (0.06)	12 (0.76)	20 (1.26)	4 (0.25)	13 (0.82)	6 (0.37)	36 (2.26)	102 (6.41)	144
Hainich	1646	4 (0.24)	21 (1.28)	26 (1.58)	11 (0.67)	44 (2.67)	4 (0.24)	46 (2.80)	146 (8.87)	196
Poloniny	1244	6 (0.48)	11 (0.88)	6 (0.48)	15 (1.21)	10 (0.81)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

SSI(A-C): „Species of special interest“, bedrohte Arten nach IUCN-Kriterien, Indikatorarten (I++ Europa, I+ Deutschland), RL D: Rote Liste Deutschland Kategorie 1 - 3

Von den 21 Indikatorarten, die durch Christensen et al. (2004) auf europäischer Ebene formuliert wurden, sind folgende zehn Arten im NP Kellerwald-Edersee vorhanden:

Ceriporiopsis gilvescens, Flammulaster muricatus, Ganoderma pfeifferi, Hericium coralloides, Hericium erinaceus, Hohenbuehelia auriscalpium, Inonotus cuticularis, Ischnoderma resinosum, Mycoacia nothofagi und Pluteus umbrosus. Lediglich für *C. gilvescens, H. coralloides, I. resinosum* und *P. umrosus* konnten in der hier vorliegenden Untersuchung genügend verlässliche Literaturdaten gefunden werden um sie als Wildnisarten zu qualifizieren.

Durch konsequenten Prozessschutz im NP Kellerwald-Edersee ist zu erwarten, dass die jetzt schon sehr gute Artenausstattung mit Pilzarten weiter zunehmen wird. Insbesondere durch Windwurfkalamitäten kann erwartet werden, dass neben den an Nadelholz gebundenen Wildnis-Pilzarten besonders Arten des Lebensraumtyps Alters- und Zerfallsphasen von Wäldern profitieren werden.

4.2 Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

4.2.1 Allgemeine Beschreibung des Nationalparks (Schwerpunkt Kernzone Darß)

Der im Jahre 1990 ausgewiesene NP Vorpommersche Boddenlandschaft repräsentiert einen ca. 30 km langen Abschnitt der Ausgleichküste der südlichen Ostseeküste Deutschlands. Er ist Teil des Naturraums Mecklenburg-Vorpommersches Küstengebiet nach Ssymank (1994) bzw. des Naturraums Nordmecklenburgisches Boddenland nach Meynen & Schmithüsen (1962) (Naturraum 3. Ordnung 713). Die terrestrischen Kernzonen des Nationalparks mit einer Fläche von 118 km² umfassen den Darßwald des Neudarß mit der Westküste und dem Darßer Ort, die Boddeninseln Kirr und Oie, die Sundische Wiese und Pramort, die Inseln Gellen und Bock mit Windwatten, Teile von Hiddensee und den Bug. Weiterhin umfassen die Kernzonen 687 km² Wasserfläche (Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft, 2002).

Die Nationalparkkernzone Darß besteht im Wesentlichen aus dem Neudarß mit dem Darßwald, den Küstendünen sowie den vorgelagerten Flachwasserbereichen des Darßer Orts. Sie ist Teil des europäischen Schutzgebiets „Darß“ (EU-Code DE 1541-301). Die Grenze

zum südlich anschließenden Altdarß ist als markante Geländestufe, dem „Altdarßer Kliff“ ausgeprägt, nach Osten streicht der Altdarß in die Niederungen des Zingst aus. Der Neudarß ist das erdgeschichtlich jüngste Teilgebiet und besteht aus angeschwemmten Sanden, die vom Meer infolge einer Strömungsberuhigung abgelagert wurden. Charakteristisch ist ein Wechsel von historischen Dünenzügen und Dünentälern. An der Nordspitze, dem Darßer Ort befinden sich junge Anlandungsflächen der marinen Neulandbildung mit einem ausgeprägten Strandwallsystem, in denen die Landbildungsprozesse aktuell noch stattfinden. Die Topographie des Neudarß ist daher durch einen Wechsel von trockenen Dünenzügen und feuchten Dünentälern gekennzeichnet. Diese sind oft vermoort und von historischen Entwässerungsgräben durchzogen. In der Nähe der Küste sind mehrere langgestreckte Strandseen ausgebildet. Die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) ist auf den trockenen Dünenzügen (Reffen) ein Flattergras-, Hainrispengras- und Waldschwingel-Buchenwald, in den nassen Dünentälern (Riegen) ein Torfmoos-Grauseggen-Erlen-Birken-Bruchwald (Nationalparkamt Vorpommern 2018). Im nördlichen Drittel besteht die PNV aus einem Mosaik von Drahtschmielen-Buchenwald und Weißmoos-Krähenbeeren-Kiefern-Küstendünenwald. In den vermoorten Senken ist dagegen ein Moorbirken-Stieleichenwald anzunehmen. Die Senken im Bereich der Strandseen bestehen aus Röhricht oligohaliner Standorte. Natürliche Ökosysteme der Kernzonen des Nationalparks, an denen der Darß einen besonderen Anteil hat, sind (i) Strände und Windwatten, (ii) vollständige Dünenreihen von Weißdünen, Graudünen und Braundünen, sowie (iii) daran anschließende Waldökosysteme mit einem vollständigen Spektrum von Pionier- und Klimaxgesellschaften. Brackwasserröhrichte, Salzwiesen und Küstenüberflutungsmoore sind vor allem auf den Inseln Kirr und Oie vorhanden.

4.2.2 Umfang und Wirkung natürlicher Prozesse in den Kernzonen des Nationalparks

In der NP Verordnung ist in den Kernzonen dem Prozessschutz der Vorrang gegeben. Demnach sollen auch die zum Schutz von Siedlungen erforderlichen küstenschutztechnischen Maßnahmen die großräumige Küstenmorphodynamik möglichst wenig verändern (Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft, 2002). Vorgänge der natürlichen Küstendynamik laufen im Nationalpark vor allem in den Gebieten Fischland-Darß-Zingst-Bock, Gellen-Dornbusch-Bessin (Hiddensee) sowie Wittow-Bug (Westrügen) ab. Es existieren kompakte und wenig zerschnittene Prozessschutzflächen, insbesondere in der Kernzone des Neudarß.

Damit sind nicht nur Landschaften und Ökosysteme, sondern auch die typischen Prozesse des Abtrags- und Anlandungsgeschehens einem besonderen Schutz unterworfen. Die Küstenerosion kann zum Beispiel am Weststrand des Darß ungehindert ablaufen, wo durch den Abtrag des historischen Strandwallsystems aktive Kliffs entstehen. Küstenschutzmaßnahmen in Form von Sandaufspülungen und Buhnen, wie weiter südlich zur Sicherung der Ortslage von Ahrenshoop finden dort nicht statt: der vorherrschende Kiefernwald bricht seeseits auf den gegen das Land vordringenden Strand ab. Der Abtrag und Küstenrückgang beträgt zwischen 0,6 und 2,4 m/Jahr (Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft 2002). Andererseits entstehen durch Transport und Sedimentation von Sand Windwatten und landfeste Gebiete in Form von Sandhaken, Nehrungen, Stränden und Dünen u.a. am Darßer Ort, auf dem Gellen und am Bug. Der Darßer Ort wächst ca. 9,7 m/Jahr nach Norden; östlich davon beträgt der Wert in der Prerower Bucht nur noch ca. 2,5 m/Jahr (Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft 2002). Landseitig schließen an die fast geschlossenen Nehrungen die Bodden mit einer inneren Küstenlinie an. Im Zuge der Ausgleichsküstendynamik kommt es vor allem im Nordosten des Neudarß durch die Ab-

schnürung von Strandseen zur Aussüßung und Verlandung, zu der zunehmend Ver-
moorungsprozesse beitragen.

Einschränkungen der natürlichen Dynamik sind in der Kernzone des Darß laut EuroParc
Deutschland (2010) gegeben durch

- Grundwasserentnahme im Altdarß, die sich bis in die Kernzone hinein auswirkt. Betrieb
des Schöpfwerks Prerow, der sich über Gräben bis in die Kernzone hinein auswirkt, ob-
wohl diese nicht mehr regelmäßig unterhalten werden.
- Die Waldentwicklung zu potentiell natürlichen Waldgesellschaften wird in den Entwick-
lungszonen auf großen Flächen durch Waldumbaumaßnahmen mit Pflanzung und
Zaunbau beschleunigt. Holzentnahme und Verkauf erfolgte laut EuroParc Deutschland
(2010) umfangreich. Außerhalb der Pflegezonen wurden Waldbehandlungsmaßnahmen
im NP zum 31.12.2017, in der Kernzone des Darß bereits zum 31.12.2016 eingestellt
(Nationalparkamt Vorpommern 2018).
- Es findet ein Wildtiermanagement statt. Ziel ist es, die natürliche Sukzession zu stand-
ortstypischen Waldgesellschaften zu unterstützen und die Brutgebiete gefährdeter Küs-
tenvogelarten zu schützen. Es erfolgte, laut Evaluierungsbericht (EuroParc Deutschland
2010), bei Schalenwild, Fuchs, Waschbär, Mink und Marderhund zum Teil auch auf Pro-
zessschutzflächen, wobei in dem Bericht die zu starke Ausrichtung an den „klassischen
jagdlichen Traditionen“ (S. 39) moniert wurde. Als Wildschutzgebiete und Jagdruhezo-
nen (Bereiche, in denen generell keine Jagd ausgeübt wird) gelten Teile der Gebiete
Darßer Ort, Sundische Wiese/Pramort, Bock, Gellen, Neuer Bessin und Bug (National-
parkamt Vorpommersche Boddenlandschaft 2002). Im Bereich des Darßer Orts gelten
220 ha als Jagdruhezone. Auf dem Darß ist die Jagdausübung ansonsten auf Schalen-
wild beschränkt (Nationalparkamt Vorpommern 2018). In der Kernzone des Darß erfol-
gen im Winterhalbjahr drei großräumige Drückjagden (Nationalparkamt Vorpommern
2018, S. 14). Hauptwildarten sind Rotwild, Schwarzwild und Rehwild.
- Touristische Nutzung: Das Besucherlenkungskonzept war zwar bereits 2010 entspre-
chend der Ziele des Nationalparkplans zur Entwicklung eines nachhaltigen Naturtouris-
mus umgesetzt, beinhaltet aber auch die Durchschneidung der Kernzone des Darß
durch Fahrwege. Für den am Darßer Nordstrand im Nationalpark gelegenen Camping-
platz ist laut EuroParc Deutschland (2010) noch keine naturverträgliche Lösung oder ei-
ne neue Lösung außerhalb des Nationalparks gefunden worden. Weitere touristische
Nutzungen finden vor allem am Darßer Nothafen, am Leuchtturm und Rundwanderweg,
am Weststrand sowie im nördlichen Darßwald statt, Sportbootnutzung vor allem im Be-
reich des Nothafens sowie des Darßer Nordstrands.

Der Anteil von Prozessschutzflächen im NP nahm laut des Evaluierungsberichts (EuroParc
Deutschland 2010) nur 38,3 % der Gesamtfläche ein und wurde damals als deutlich zu
niedrig moniert (Ziel 75 %). Maßnahmen zur Vergrößerung der Prozessschutzflächen erfol-
gen u.a. durch Rückbaumaßnahmen am Nothafen am Darßer Ort. Boddenseitige Deiche
wurden auf dem Darß zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts und der Re-
naturierung von Salzwiesen und Küstenüberflutungsmooren zurück gebaut. Durch Rück-
deichung wurden in der Sundischen Wiese ehemalige meliorierte Grünland- und Waldflä-
chen wieder an das Überflutungsgeschehen der Ostsee angeschlossen. Diese Flächen
vernäßen zurzeit und der ehemals dort vorhandene Wald stirbt ab.

4.2.3 Wildnisabhängige FFH-Lebensraumtypen auf dem Darß

Die größten Flächen in der Nationalpark-Kernzone des Darß werden von Ökosystemen eingenommen, die uneingeschränkt wildnisfähig sind, sich also ohne den Menschen in einen guten Zustand entwickeln können. Die aktuellen Erhaltungszustände betreffen die Klassen A (hervorragend) und B (günstig). Die bewaldeten Küstendünen (LRT 2180), die 60 bis 70 % des Gebiets einnehmen (Tab. 21), befinden sich aktuell aufgrund von ehemaligen Aufforstungsmaßnahmen in einem Übergangsstadium zwischen zusammenbrechenden Kiefernbeständen und den potentiell natürlichen Drahtschmielen-Buchenwäldern (s.o.). Der Naturnähegrad ist aufgrund des hohen Anteils nicht-standortgerechter Gehölze partiell noch relativ gering. Nach Einstellung der oben genannten Waldumbaumaßnahmen wird sich die Entwicklung zu den potentiell natürlichen Waldgesellschaften noch einige Jahrzehnte hinziehen. Dies betrifft vor allem die Etablierung der Buche selbst, die schlecht ausbreitungsfähig ist. Die LRT „Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandböden mit Stieleiche“ und „Hainsimsen-Buchenwälder“ kommen außerhalb der Kernzone des Darß in den anschließenden FFH Gebieten auf dem Altdarß vor.

Bei den anderen wildnisfähigen Lebensraumtypen (Tab. 21) handelt es sich um natürlicherweise waldfreie Ökosysteme, die, sofern sie nicht als aquatische Ökosysteme per se keine Waldbedeckung aufweisen, auf die oben skizzierten natürlichen Störungsregime angewiesen sind, namentlich auf Erosions-, Ablagerungs- und Anlandungsprozesse durch Wind und Wasser sowie temporäre Überflutungen durch Hochwasser. Ihre weitere Existenz als waldfreie Ökosysteme ist also nur möglich, wenn der Prozessschutz in der Kernzone umgesetzt wird und die genannten natürlichen Störungsprozesse ablaufen können (Einschränkungen s.o. und Nationalparkamt Vorpommern 2018).

Weitere, als bedingt wildnisfähig gekennzeichnete Lebensraumtypen sind zwar auch als Teil einer Wildnislandschaft an den Ostseeküsten anzusehen, verdanken ihre flächenhafte Verbreitung in der Kulturlandschaft aber anthropogenen Nutzungsregimen. Dies betrifft in der Kernzone des Darß die Grau- und Braundünen, die Dünentäler und die Salzwiesen (Tab. 21). Die auf die Weißdünen folgende Dünenserie unterliegt bei reduzierter Dünendynamik mit Sandablagerungen und Windanrissen der Bewaldung durch Waldgesellschaften, namentlich Kiefernwälder und Bruchwälder. Bei der in den Kernzonen ausgeschlossenen Beweidung, die in historischer Zeit die Entwicklung waldfreier Dünen- und Düentalökosysteme beförderte, ist von einer Wiederbewaldung dieser Ökosysteme auszugehen. Auch die Boddenwiesen sind bei den geringen Salinitätsgraden der Ostsee, zumindest in den oberen, trockeneren Bereichen waldfähig und würden sich bei Aufgabe der Grünlandnutzung bewalden. Insgesamt wird also bei einem strengen Prozessschutzregime in der Kernzone des Darß der Bewaldungsgrad einiger bisher noch offener Landschaftsteile zunehmen. Je nach Ökosystemtyp verläuft dieser Prozess unterschiedlich schnell: In den trockenen Grau- und Braundünen des Darßer Orts erfolgt der Wiederbewaldungsprozess mit Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) langsam, weil Keimung und Etablierung der Jungpflanzen durch Trockenheit gehemmt werden. So sind diese Flächen trotz vereinzelter Waldvorposten selbst 30 Jahre nach Ausweisung des NP noch weitgehend waldfrei und ihr Erhaltungszustand gemäß Grunddatenerhebung als „hervorragend“ eingestuft.

Tab. 21: Flächenanteile der FFH-Lebensraumtypen an der Gesamtfläche der Kernzone des Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und Erhaltungszustände.

LRT-Code	Kurzbezeichnung (BfN)	Flächenanteil in der Kernzone (in %) ²⁾	Erhaltungszustand ³⁾	Beeinträchtigungen ⁴⁾
Eignung für Wildnisansatz¹⁾				
uneingeschränkt geeignet				
2180	Bewaldete Küstendünen	60 - 70	B	Überprägung mit nicht-standortgerechten Gehölzen
1110	Überspülte Sandbänke	5 - 10	A	Baggerarbeiten Fahrrinne Nothafen
1140	Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt	5 - 10	A	Baggerarbeiten Fahrrinne Nothafen
2120	Weißdünen mit Strandhafer	<5	A	Freizeitnutzung
2110	Primärdünen	<5	A	Anlandung von Abfall, (Freizeitnutzung)
1150	Lagunen (Strandseen)	<5	B	Verklappung von Baggergut aus Nothafenrinne
1210	Einjährige Spülsäume	<5	B	Anlandung von Abfall
1230	Fels- und Steilküsten mit Vegetation	<5	B	Freizeitnutzung
3150	Natürliche und naturnahe nährstoffreiche Stillgewässer	<5	A	keine
7210	Sümpfe und Röhrichte mit Schneidried	<5	A	keine
geeignet, aber auch (großflächig) als anthropogene Ersatzgesellschaften vorhanden				
2130	Graudünen mit krautiger Vegetation	5 - 10	A	Waldsukzession
2140	Küstendünen mit Krähenbeere	<5	A	Waldsukzession
2190	Feuchte Dünentäler	<5	A	Störzeiger, fehlende Dünendynamik
1330	Atlantische Salzwiesen	<5	A	ehemalige Entwässerungsgräben

¹⁾ **Eignung für Wildnisansatz* (nach Rosenthal et al. 2015, erweitert): Uneingeschränkt geeignet: LRT ist nicht auf anthropogene Einflussnahme, z.B. Bewirtschaftung angewiesen. Geeignet, aber auch (großflächig) als anthropogene Ersatzgesellschaft vorhanden: LRT kommt als natürliches Ökosystem vor, die Flächenausdehnung wurde aber durch Bewirtschaftung vergrößert.**

²⁾ **Flächenanteile bezogen auf die Kernzone des Darß in %: Abschätzung anhand der Karten Waldlebensraumtypen (Wald-MV 2018) und Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-Richtlinie (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft 2018).**

³⁾ **Erhaltungszustand nach Standarddatenbogen: A hervorragend, B günstig, C mittelschlecht. Nach Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (2011) und nach, Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (2018)**

⁴⁾ **Beeinträchtigungen nach Nationalparkamt Vorpommern (2018)**

4.2.4 Gefährdete Wildnis Tierarten der Kategorien A (obligate Wildnisarten) und B (fakultative Wildnisarten)

Tab. 22 weist bis auf die Brandseeschwalbe ausschließlich fakultative Wildnis-Tierarten aus. Arten der Gewässer und Küsten, sowie halboffener Ökosysteme herrschen vor. Unter den Brutvögeln sind Wasservögel, sowie Arten zu nennen, die Dünen, Strände und Erosionskanten als Brutplätze nutzen. Viele wurden allerdings aus anderen Teilbereichen des Nationalparks, außerhalb der Kernzone des Darß berichtet. Für sie stellt der Darß oft nur ein Teilhabitat, zum Beispiel als Nahrungsraum dar.

Hervorzuheben ist die Bedeutung des NP für wandernde Tierarten, insbesondere für den Vogelzug und für große aquatisch lebende oder zumindest auf das Wasser angewiesene Prädatoren, wie Seeadler, Fischotter, Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund (EuroParc Deutschland 2010). Die Ziele zum speziellen Schutz der Fauna sind demnach auf die Sicherung der Rast- und Nahrungsgebiete (Windwatten, Flachwasserzonen, Buchten, Inseln), der Zugvögel gegen Störungen und der Brutgebiete von Küstenvögeln durch jeweils geeignete Maßnahmen ausgerichtet (Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft 2002: 34-35).

Auch für den Fischotter (Anhang II FFH-RL) sind die Habitatflächen in der Kernzone des Darß aufgrund der erheblichen Reviergrößen überwiegend als Teilhabitate aufzufassen, die sich außerhalb der Kernzone fortsetzen (Nationalparkamt Vorpommern 2018). Dabei spielen die marinen Flachwasserbereiche der Ostsee und der Strandseen sowie die Binnengewässer im Darßwald eine wichtige Rolle. Beeinträchtigungen für den Fischotter sind durch anthropogene Störungen dieser Räume gegeben wie zum Beispiel Ausbaggerungsarbeiten in der Fahrrinne des Nothafens, sowie Freizeitaktivitäten im Umfeld des Campingplatzes und der Strände.

Für die zweite Anhang II-Art, den Kammmolch, sind zahlreiche Laichgewässer in gutem Zustand vorhanden. Schwerpunktorkommen des Kammmolchs auf dem Darß sind die in fortgeschrittener Verlandung befindlichen Gewässer innerhalb des bewaldeten Dünenkomplexes des Neudarß. Der kombinierte Wildnisansatz mit Nutzungsaufgabe einerseits und Prozessschutz andererseits kommt dem Kammmolch in diesem Gebiet sehr zugute: auf der einen Seite stellen die langsam verlandenden, mit Wasser- und Röhrichtvegetation ausgestatteten Gewässer ein hervorragendes fischfreies Laichhabitat bereit. Auf der anderen Seite wird der bei zunehmender Verlandung drohende Habitatverlust durch die natürlichen Prozesse der Abschnürung und Aussüßung von marinen Gewässern im Küstensaum, insbesondere im Anlandungsbereich des Darßer Orts aufgefangen.

Von den Wildnisarten des Anhang IV haben Moorfrosch und Laubfrosch große Populationen auf dem Darß, während die Kreuzkröte als ausgesprochene Pionierart nur vereinzelt vorkommt. Die Mückenfledermaus nutzt die Schilfbestände, die offenen Wasserflächen der Binnengewässer sowie das Salzgrasland als Jagdhabitat.

Tab. 22: Obligate (A) und fakultative Wildnisarten (B) in den Kern- und Pflegezonen des Darß seit 1990.

Cluster/Lebensräume		Wildnis-	Vorkommen FFH Anhang II und IV-Arten		
		bindung	EZ: Erhaltungszustand		
			Kernzone und	im NP (Erläut. unter	
			FFH-Gebiet Darß	der Tabelle)	
Arten naturnaher Küsten					
1	Spießente	<i>Anas acuta</i>	fak		
2	Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	obl		1)
2	Alpenstrandläufer	<i>Calidris alpina</i>	fak		2)
2	Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>	fak		3)
2	Flusseeeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	fak		4)
4	Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	fak		
4	Kampfläufer	<i>Philomachus pugnax</i>	fak		5)
Arten dynamischer Auen					
1	Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	fak		6)
1	Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	fak		
1	Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	fak		
2	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	fak		
2	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>	fak		7)
3	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	fak		
4	Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>	fak		
4	Schlagschwirl	<i>Locustella fluviatilis</i>	fak		
4	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	fak	IV	regelmäßig
Arten naturnaher Stillgewässer					
1	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>	fak	II	vereinzelt, EZ = B
1	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	fak	IV	häufig
1	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>	fak	IV	sehr häufig
1	Teichmolch	<i>Triturus vulgaris</i>	fak		
1	Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	fak		
1	Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	fak		
1	Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	fak		
1	Krickente	<i>Anas crecca</i>	fak		
1	Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	fak		
1	Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	fak		8)
1	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	fak		
1	Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	fak		
1	Tüpfelsumpfhuhn	<i>Porzana porzana</i>	fak		
1	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	fak		
1	Zwergdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	fak		9)
1	Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	fak		
Arten anderer wildnistypischer Lebensräume					
1	Fischotter	<i>Lutra lutra</i>	fak	II	vereinzelt, EZ = B
1	Zwergmaus	<i>Micromys minutus</i>	fak		
1	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>	fak	IV	vereinzelt
1	Kranich	<i>Grus grus</i>	fak		
3	Kreuzotter	<i>Vipera berus</i>	fak		
3	Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	fak		
3	Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	fak		
3	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	fak		
3	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	fak		
3	Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	fak		
Arten der Alters- und Zerfallsphasen der Wälder					
1	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	fak		
1	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	fak		
1	Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>	fak		
1	Rauhhaufledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>	fak	IV	angenommen
3	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	fak		
4	Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	fak		
4	Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	fak		
6	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	fak		
Arten von Steinschutthalden u.ä.					
2	Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	fak		

Artencluster nach Kap. 3.1: 1 = Arten der Stillgewässer und langsam fließender Flüsse, 2 = Arten der morphodynamisch aktiven Fließgewässer, Küsten und des Hochgebirges, 3 = Arten halboffener Landschaften, der Wald-Offenland-Ökotope, 4 = Arten ohne klare Eigenschaften, 5 = Arten mit Bindung an stehendes Totholz und Altholz, Habitatkontinuität, 6 = Arten mit Bindung an liegendes und stehendes Totholz.

Erläuterung zu Spalte „Vorkommen FFH-Anhang II und IV Arten im NP“:

1) Boddeninseln (Barther Oie), 2) Es kommt die Unterart *C. a. schinzii* vor. Einziger regelmäßiger Brutplatz im Nationalpark ist die Insel Kirr. Zur Nahrungssuche und auf dem Zug auf Windwatten, an Stränden und in Salzwiesen, 3) Brut auf dem Neuen Bessin und am Gellen, 4) Brut im Anlandungsbereich des Neuen Bessins und auf Boddeninseln (Kirr, Barther Oie, Heuwiese), 5) Brütet im Nationalpark mit wenigen Paaren nur auf der Insel Kirr in Salzwiesen, Nahrungssuche in Windwatten, 6) Brütet derzeit nur auf dem Neuen Bessin, 7) große Kolonien am Dornbusch. Einige Brutpaare auch auf der Liebitz. Südlich des Nationalparks große Kolonien am Steilufer des Fischlandes. Auf Nahrungssuche auch weitab des Bruthabitats, 8) Nur noch unregelmäßig in großen, zusammenhängenden Schilfröhrichten, 9) ehemals auf der Insel Liebitz

Quellen:

Amphibien/Reptilien: Lutz, K. (o.J.): Amphibien und Reptilien der Halbinsel Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Hamburg. - <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?article_id=105>. Zuletzt aufgerufen am 20.12.2018

Vögel (ausschließlich Brutvögel): Artenliste Singvögel (o.J.): Liste der Vögel des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. - <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?article_id=120>. Zuletzt aufgerufen am 20.12.2018. Nichtsingvögel (o.J.): Liste der Vögel des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. - <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?article_id=119>. Zuletzt aufgerufen am 20.12.2018

Säugetiere: Nationalparkamt Vorpommern (2018): Managementplan für das Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) DE 1541-301, Darß. Hier nur FFH-Arten aufgeführt. Weitere Säugetierarten konnten auf Grund der mangelnden Datenlage nicht ermittelt werden.

4.3 Nationalpark Berchtesgaden

4.3.1 Allgemeine Beschreibung des Nationalparks

Der NP Berchtesgaden ist der einzige in deutschen Hochgebirgen verortete NP, der die gesamte Höhenstufung von der montanen Tallage des Königsees (603 m ü. NN), des Wimsener Gieß und des Klausbachtals bis zur nivalen Stufe u.a. des Watzmann Gipfels (2.713 m ü. NN) abdeckt (Nationalparkplan Berchtesgaden 2001). Er ist Teil der nördlichen Kalkalpen im Naturraum Berchtesgadener Alpen, der südlich, östlich und westlich zum Naturraum Salzburger Kalkhochalpen überleitet. Die Kernzone hat einen Anteil von 66,6 % (13.860 ha) und die temporäre (mittelfristig in die Kernzone zu integrierende) Pflegezone einen Anteil von 9,9 % (2.064 ha) an der Gesamtfläche des NP (22.808 ha). Die Kernzone erstreckt sich im mittleren Teil des NP kompakt bis an den Südrand und umgreift im Osten und Westen weit ins Gebiet hineinragende Pflegezonen, namentlich des Königsees und des Hintersees. Sie repräsentiert schwerpunktmäßig die subalpinen und alpinen Höhenstufen.

4.3.2 Wildnis Ökosysteme im Nationalpark

Im NP sind zahlreiche FFH-Lebensraumtypen vorhanden, die in Wildnisgebieten ohne menschliches Zutun existieren (Tab. 23). Dies betrifft nicht nur Waldökosysteme, sondern auch Offenlandökosysteme. Natürliche Waldgesellschaften wurden im Laufe der Jahrhunderte zugunsten von anthropogenen, extensiven Weideflächen verdrängt bzw. forstlich stark überprägt. Herausragend, im Vergleich mit anderen Wildnisgebieten in Deutschland, sind die hohen Flächenanteile von natürlicherweise waldfreien Ökosystemen und Lebensraumtypen, die sich in einem guten Erhaltungszustand befinden. Dies ist den unzugänglichen Hochgebirgslagen zu verdanken, die für die landwirtschaftliche Nutzung immer nur eine geringe Rolle spielten. Besonders die Kernzone beherbergt aufgrund ihrer Lage in den zentralen, hochgelegenen Bereichen des NP flächenmäßig überproportional hohe Anteile alpiner Offenland Ökosysteme, wie Fels- und Schuttfluren, alpine Rasen und Latschengebüsche. Umgekehrt sind die Waldökosysteme innerhalb der (permanenten und temporären) Pflegezonen überrepräsentiert. Die Bergwälder wurden bis zur Ausweisung des NP forstlich genutzt. Sie bedecken 44,1 % des NP und bestehen zur Hälfte aus Laub-Nadel-Mischwäldern der submontanen und montanen Stufe (bis 1.400 m) (Nationalpark Berchtesgaden 2001). Wälder der oberen subalpinen Stufe sind weitgehend verschwunden: zwischen der potentiell natürlichen und der um 200 bis 300 m nach unten verschobenen Waldgrenze finden sich Waldersatzgesellschaften, aus extensiver Nutzung entstandene Rasengesellschaften (21,0 % Flächenanteil) sowie sekundäre Latschen- und Grünerleengebüsche, Zwergstrauchheiden und Hochstaudenfluren bzw. aus intensiver Nutzung entstandene naturfernere Milchkrautweiden, Rasenschmielengesellschaften und Rostseggenrasen (Nationalpark Berchtesgaden 2001). Darunter befinden sich auch zahlreiche FFH-Lebensraumtypen, die sich in der Kernzone ohne weitere Nutzung langfristig zu Waldgesellschaften entwickeln.

Den größten zusammenhängenden natürlichen Waldbestand im NP repräsentieren Lärchen-Zirbenwälder, die an einigen wenigen Standorten im NP erhalten geblieben sind. Ansonsten sind kleinflächige Naturwaldreste in Form von Bergahorn-Buchenwäldern, Karbonat- und Blockfichtenwäldern, Alpenlattich-Fichtenwäldern, Lärchen-Steilhangwäldern und Alpenlattich-Fichtenwäldern vorhanden. Waldpflegemaßnahmen sind seit 1987 vollständig auf die Zielsetzungen und Funktionen des NP ausgerichtet. Ziel war es seitdem Wälder mit naturferner Zusammensetzung und Struktur zu Beständen mit naturnahem Aufbau zu entwickeln und dies mit gezielten waldbaulichen und jagdlichen Maßnahmen zu unterstützen. Dies beinhaltete gezielte Verjüngung, Mischungsregulierung und Pflanzung von Tanne und Buche. Aufgrund von mehreren Borkenkäferkalamitäten wurden Fichten in erheblichem Umfang im Grenzbereich zum benachbarten Wirtschaftswald entnommen (Nationalpark Berchtesgaden 2001).

4.3.3 Umfang und Wirkung natürlicher Prozesse in den Kernzonen des Nationalparks

Im Nationalparkplan sind für die Kernzone Ziele festgehalten, die die Wildnisentwicklung und den vom Menschen unbeeinflussten Ablauf natürlicher Prozesse ermöglichen sollen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um folgende wildnisspezifische Ziele: (i) Zulassen natürlicher, vom Menschen unbeeinflusster Dynamik, einschließlich Morphodynamik der Fließgewässer (dort keine Maßnahmen der Gewässerpflege und -unterhaltung) und geogener Massenverlagerung (Muren, Lawinen etc.), (ii) Zulassen natürlicher populationsdynamischer und sukzessionaler Prozesse (ggf. auch unter Hinnahme von Artenzahlverlusten), (iii) Zulassen von Borkenkäferkalamitäten ohne Regulation und (iv) Verzicht auf eine Regulation des Schalenwildes und Beweidung mit Vieh (außer kleine Teilbereiche).

Natürliche Störungsregime sind in Hochgebirgen außer durch Windwurf und Insektenkatastrophen naturgemäß vor allem durch geogene Prozesse gegeben, die aufgrund der erheblichen Reliefenergie der Gravitation unterliegen, wie Lawinen, Bergstürze, Fels- und Steinerschlag und Muren. Der natürliche Offenlandanteil ist dadurch in solchen Landschaften auch in klimatisch waldfähigen Höhenstufen höher als außerhalb von Gebirgen. Die Disposition für Rutschungen und Hangrutschungen auf ca. 40 % der NP Fläche sowie Steinschlag, Felsstürze, Muren und fluviatiles Umlagerungsgeschehen auf 19 % der NP Fläche waren sogar Abgrenzungskriterien für die Kernzone des NP, womit das Wirken natürlicher Prozesse a priori in die Gebietsabgrenzung eingegangen ist (Nationalpark Berchtesgaden 2001).

Bei diesen Massenbewegungen werden von den hoch gelegenen Ursprungsorten bis zu den Tallagen mehrere Höhenstufen meist relativ eng begrenzt, linienhaft durchschnitten. Sie gehen mit der teilweisen oder auch kompletten Zerstörung der dort jeweils vorhandenen Vegetation einher, womit Pionierstandorte für Primärsukzessionen, ggf. Sekundärsukzessionen geschaffen werden. Die meist aus Rohböden aufgebauten Habitate werden zunächst weitgehend unabhängig von der Höhenstufe von Pionierpflanzenarten besiedelt, die teilweise aus alpinen Gebirgslagen eingetragen werden. Die Sukzessionen zur höhenstufenspezifischen Klimaxvegetation erfolgt insbesondere bei Primärsukzessionen auf Rohböden nur langsam, so dass selbst in der Waldstufe Nichtwald-Gesellschaften entlang der ehemaligen Störungsbänder lange überdauern bis sie wieder zu Wald geworden sind. So gelangen Latschenbestände bis in die submontane Stufe herab. Natürliche geogene Störungen sorgen also für ein räumliches Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien von der Pioniervegetation auf Rohböden bis zu der höhenstufenspezifischen Klimaxvegetation, die sich in den Kernzonen des Nationalparks Berchtesgaden nutzungsfrei entwickeln kann.

Lawinenabgänge erfolgen regelmäßig, weil die Steilhänge keine Lawinenverbauung aufweisen. Muren etc. rutschen ebenfalls regelmäßig ab und ziehen z.B. bis in die Tallagen des Wimbachgries hinab. Natürlicherweise waldfreie Standorte unterhalb der potentiell natürlichen alpinen Waldgrenze mit häufigen Boden- und Gesteinsverlagerungen oder großer Steilheit sind entlang des Königssees, des Obersees, des Schrainbachs und des Eisgrabens sowie der Schüttalpelschneid (unteres Wimbachtal) vorhanden (Nationalpark Berchtesgaden 2001). Verbaumaßnahmen zur Verhinderung von Massenbewegungen (Lawinen, Muren etc.) sind nur im Rahmen von „unaufschiebbaren Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung...“ (§ 11, Abs. 1 Nationalpark Verordnung) möglich.

Ein weiteres, für Hochgebirgslandschaften charakteristisches natürliches Störungsregime sind fröhsommerliche, mit der Schneeschmelze einhergehende Hochwasserereignisse. Gebirgswildbäche und ihre Auen sind aufgrund des starken Gefälles einer hohen Morphodynamik, d.h. Erosions-, Umlagerungs- und Sedimentationsprozessen ausgesetzt, die ähnlich den oben genannten Störungsregimen offene Pionierstandorte aus grobem Geröll schaffen. Primärsukzessionen beginnen auf diesen Standorten oft mit Arten höherer Vegetationsstufen, namentlich der alpinen Stufe, die in den tieferen klimabegünstigten Auenstandorten geeignete Wachstumsbedingungen finden (z.B. *Linaria alpina*, *Hutchinsia alpina* etc.).

Im NP Berchtesgaden ist die Morphodynamik der Gebirgsauen teilweise uneingeschränkt möglich, z.B. im Ober- und Mittellauf des Wimbachs, des Klausbachs und weiteren Fließgewässern. Im Unterlauf dieser und weiterer Fließgewässer dagegen wird Trinkwasser aus dem Auenschotter entnommen, so dass Wasser- und Geschiebeföhrung aufgrund verringerter Transportkraft reduziert sind. Diese Nutzungen werden dauerhaft erhalten bleiben. Die natürlichen Fließgewässerstrukturen sind durch Längs- und Querverbauungen bei ca. 30 % der Fließgewässer mäÖsig bis sehr stark überprägt. Immerhin gilt der überwiegende

Teil (ca. 70 % = 6.320 m Fließstrecke) als gering bis nicht beeinträchtigt (Nationalpark Berchtesgaden 2001).

In der Kernzone erfolgt eine natürliche ungesteuerte Waldentwicklung mit dem Ziel die entsprechenden Anteile von Waldentwicklungsstadien, einschließlich Waldlücken und Totholzanteilen zu erreichen. In der Pflegezone werden zur Erreichung von potentiell natürlichen Waldgesellschaften Maßnahmen der Waldpflege und der Wildbestandsregulierung durchgeführt. Sie richten sich nach dem Waldzustand, dem Natürlichkeitsgrad, den Mischungsverhältnissen, der Verjüngungssituation und der Waldentwicklungsphase (Nationalpark Berchtesgaden 2001: 151). Aktive Pflanzmaßnahmen beschränken sich auf die Einbringung von Tanne und Buche, da deren natürliche Ausbreitung sehr langsam vorstatteht.

4.3.4 Zustand von FFH Lebensraumtypen im Nationalpark mit Bezug zum Wildnis-konzept

Der Nationalpark Berchtesgaden weist mit 15.661 ha, entsprechend 68,7 % der Nationalparkfläche einen hohen Anteil an FFH-Lebensraumtypen auf (Tab. 23). Für das Wildnis-konzept uneingeschränkt geeignete Lebensraumtypen sind größtenteils in der alpinen Stufe angesiedelt und befinden sich dort in einem hervorragenden Erhaltungszustand (A). Dazu gehört aber auch der in der montanen Stufe gelegene Königssee als kalk-oligotrophes Gewässer (LRT 3140), das nur in einigen touristisch erschlossenen Abschnitten vom hervorragenden Erhaltungszustand abweicht. Eine andere Situation ergibt sich für den Waldmeister-Buchenwald (LRT 9130), der sich schwerpunktmäßig in der submontanen und montanen Stufe befindet und sich nur auf 1.000 ha im Erhaltungszustand A darstellt. Viele potentiell natürlichen Standorte der Waldmeister-Buchenwälder sind durch forstliche Nutzung stark überprägt und weisen hohe Fichtenanteile auf. Auch weitere wildnisfähige Wald Lebensraumtypen (namentlich LRT 9140 und 9180, Tab. 23) sind aufgrund starker anthropogener Überprägung entweder gar nicht als FFH-LRT eingestuft oder befinden sich im weniger günstigen Erhaltungszustand B. Die flussbegleitenden Auen Lebensraumtypen und die Moore sind aufgrund von Uferverbau bzw. Entwässerung in weniger günstigen bis schlechten Erhaltungszuständen vorzufinden.

Wildnisgeeignete Lebensraumtypen der alpinen Stufe können als Nichtwaldökosysteme in tiefere Höhenstufen herabreichen, wenn für diese Pionierstadien durch regelmäßig auftretende Störungen immer wieder geeignete Habitate geschaffen werden (s.o.). Dies erfolgt zum Beispiel durch Hangrutschungen, die den Wald lokal zerstören, und den Pflanzengesellschaften der LRT 8129 (Kalk- und Kalkschieferschutthalden) und LRT 4070 (Latschen- und Alpenrosengebüsche) Entwicklungsmöglichkeiten bieten. Beide Lebensraumtypen befinden sich im NP Berchtesgaden in einem hervorragenden Erhaltungszustand (A). LRT 4070 tritt unterhalb der Waldgrenze aber vorwiegend als anthropogene Ersatzgesellschaft nach der Aufgabe von Almweiden auf, die sich langsam in die dort potentiell natürlichen Waldgesellschaften entwickelt. Auch die alpinen und subalpinen Kalkrasen (LRT 6170) sind oberhalb der Waldgrenze als natürlicherweise waldfreie, wildnistypische Pflanzengesellschaft vorhanden. Unterhalb der Waldgrenze dagegen erscheint dieser Lebensraumtyp als anthropogene Ersatzgesellschaft von Wäldern, die, beweidungsbedingt großflächige Almen bildete und sich im Zuge der Ablösung der Weiderechte in der Kernzone des Nationalparks zu Wäldern zurück entwickelt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich die meisten FFH-Lebensraumtypen in einem hervorragenden Erhaltungszustand befinden. Davon sind die meisten als wildnisgeeignete, natürlicherweise waldfreie Ökosysteme in der alpinen Höhenstufe vorhanden. Weniger gute Erhaltungszustände weisen Feuchtgebiete und Wälder auf. Die Umstrukturie-

rung der nicht-standortgerechten Fichtenbestände wird durch klimawandelbedingte Trockenheit und Borkenkäferkalamitäten sowie durch aktiven Waldumbau in der Entwicklungs- und Pflegezone beschleunigt. Anthropogene weidebedingte Pflanzengesellschaften der subalpinen und montanen Stufen werden sich zu den dort standorttypischen Waldgesellschaften im Zuge einer sekundären Sukzession entwickeln und dabei ihren aktuellen FFH-LRT Status über Zwischenstadien mit ungünstigeren Erhaltungszuständen hin zu Wäldern verändern.

Tab. 23: Flächenanteile und Erhaltungszustände der FFH-Lebensraumtypen an der Gesamtfläche des Nationalparks Berchtesgaden.

LRT-Code	Kurzbezeichnung (BfN)	Flächenanteil im Nationalpark (in ha) ²⁾	Flächenanteil im Nationalpark (in %) ³⁾	Erhaltungszustand ⁴⁾
Eignung für Wildnisansatz¹⁾				
uneingeschränkt geeignet für Wildniskonzept				
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation	3.905	17,1	A
9420	Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald	1.050	4,6	A
9130	Waldmeister-Buchenwälder	1.000	4,4	A
3140	Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche, kalkhaltige Stillgewässer mit Arm.	569	2,5	A
6430	Feuchte Hochstaudenfluren	191	0,8	A
7220	Kalktuffquellen	13	< 0,1	A
7240	Alpine Pionierformationen auf Schwemmböden	12	< 0,1	A
8340	Gletscher	1	< 0,1	A
8310	Nicht touristisch erschlossene Höhlen	0,1	< 0,1	A
9180	Schlucht- und Hangmischwälder	336	1,5	B
9140	Subalpine Bergahorn-Buchenwälder	187	0,8	B
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder	177	0,8	B
3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen der Lavendelweide	31	0,1	B
7110	Lebende Hochmoore	1,5	< 0,1	B
7140	Übergangs- und Schwinggrasmoore	1	< 0,1	B
91 E0	Erlen-Eschen- und Weichholzaunenwälder	7	< 0,1	C
7120	Renaturierungsfähige degradierte Hochmoore	1	< 0,1	C
91D0	Moorwälder		< 0,1	?
geeignet: schwerpunktmäßig in der alpinen Stufe; natürliche, meist kleinflächige Sonderstandorte in der subalpinen bis montanen Stufe				
8120	Kalk- und Kalkschiefer-Schutthalden der hochmontanen bis nivalen Stufe	1.215	5,3	A
4060	Alpine und boreale Heiden	15	< 0,1	B
nur in der alpinen Stufe geeignet, in tieferen Stufen großflächig als anthropogene Ersatzgesellschaft vertreten				
6170	Alpine und subalpine Kalkrasen	3.650	16,0	A
4070	Latschen- und Alpenrosengebüsche	3.149	13,8	A
6150	Boreo-alpines Grasland auf Silikatsubstraten	150	0,7	B
nur in der alpinen Stufe geeignet, in tieferen Stufen kleinflächig als anthropogene Ersatzgesellschaft auf Sonderstandorten vertreten				
7230	Kalkreiche Niedermoore		< 0,1	?
Summe FFH LRT		15661,6	68,7	
Gesamtfläche NP aus NP Plan		22.808	100,0	

- 1) **Eignung für Wildnisansatz*** (nach Rosenthal et al. 2015, erweitert)
- 2) **Flächenanteil in ha** (aus: Standard Datenbogen des Natura 2000 Gebiets 8342-301 Nationalpark Berchtesgaden; tlw. geschätzt nach Vegetationskarte, Karte 6, Nationalpark Berchtesgaden 2001)
- 3) **Flächenanteil in %** (ha Angaben bezogen auf die Gesamtfläche des NP Berchtesgaden von 22.808 ha)
- 4) **Erhaltungszustand der LRT** (aus: Standard Datenbogen des Natura 2000 Gebiets 8342-301 Nationalpark Berchtesgaden) A hervorragend, B günstig, C mittel-schlecht

4.3.5 Gefährdete Wildnis Arten der Kategorien A (obligate Wildnisarten) und B (fakultative Wildnisarten)

Wichtige Faktoren für die Artenausstattung bilden der Höhengradient und hochgebirgsspezifische Formungsprozesse, die auf die Versteilung sowie allgemein auf eine lebhaftere Reliefenergie zwischen glazial übertieften Taltrögen und den Nunatakkern als höchsten Erhebungen zurückgehen. Sie sind Ursache für die oben beschriebenen hochgebirgstypischen natürlichen Störungsprozesse, die enge Nachbarschaften zwischen verschiedenen Sukzessionsstadien samt ihrer jeweiligen Artenausstattung herbeiführen.

Tiere

Zur Artenausstattung des NP gehören u.a. 15 Fischarten, 8 Amphibien-, 7 Reptilien-, 100 Brutvogel-, 40 Gastvogel- und 55 Säugetierarten, darunter obligate alpine Wildnisarten, wie Steinbock (Cluster 2, eingebürgert), Schneemaus (Cluster 2) und Alpenschneehuhn (Cluster 3) sowie fakultative Wildnisarten wie Gams (Cluster 4), Murmeltier (Cluster 3), Alpenbockkäfer (Cluster 5), Alpenlaufkäfer (Cluster 4) und Alpensalamander (Cluster 4) sowie weiterhin Schneehase, Mauerläufer, Schneefink, Alpenbraunelle, Alpendohle und Alpen-Apollofalter.

Bis etwa 1.200 m ü.NN dominieren noch die Arten des Alpenvorlandes. Sie mischen sich jedoch bereits ab einer Höhe von 800 m ü.NN mit alpinen Arten. Die als besonders störungsempfindlich eingestuft und gleichzeitig bedrohten Tierarten Steinadler (obligate Wildnisart, Cluster 2), Auerhuhn (fakultative Wildnisart, Cluster 3), Weißrückenspecht (fakultative Wildnisart, Cluster 6), und Quellschnecke (fakultative Wildnisart, Cluster 4) besiedeln 10 % der NP Fläche, vornehmlich in der Pflegezone (Nationalpark Berchtesgaden 2001). Einzelne Arten, wie z.B. Murmeltier, Fuchs, Birkhuhn, Wasserpieper und Alpenbraunelle konnten durch die Kultivierung der Alpen als Kulturfolger ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet ausweiten und werden durch die Wildnisentwicklung in der Kernzone wieder zurückgedrängt. Umgekehrt profitieren Arten, die auf heterogene Waldstrukturen, Laubbäume und Totholz angewiesen sind, wie Weißrückenspecht und Auerhuhn. Die großen Beutegreifer Bär, Wolf, Luchs und Bartgeier wurden bis Mitte des 19. Jahrhunderts ausgerottet.

Große herbivore Tiere, die durch Weidetätigkeit Einfluss auf die Vegetationsentwicklung nehmen, sind im wesentlichen Reh, Rotwild und Gämse. Die seit dem 19. Jahrhundert stark angestiegenen Bestandsdichten wurden seit 1978 reduziert. Die Wildbestandsregulierung erfolgt nach wildbiologischen Kriterien mit dem Ziel, natürliche Populationsdichten zu erreichen und die Auswirkungen auf die Waldverjüngung zu minimieren. Für alle heimischen und standortgerechten Baumarten soll eine Verjüngung und Entwicklung ohne Schutzmaßnahmen möglich sein (Nationalpark Berchtesgaden, 2001).

Wildtiermanagement bezogen auf Rotwild, Reh und Gämse findet, mit wenigen Ausnahmen ausschließlich in der Pflegezone in Schwerpunktjagdbereichen entsprechend der gesetzlichen Jagdzeiten (mit Teilaufhebung von Schonzeiten für Gamswild) und in Intervall-

jagdbereichen (mit zwei Jagdperioden) statt. Während die Winterfütterungen für Rehwild bereits Anfang der 1980er Jahre aufgelassen wurden, wurden sie für das Rotwild zur Kompensation der saisonalen Wanderbewegungen und des winterlichen Nahrungsengpasses weiter betrieben. Gamswild besitzt im Gegensatz zu Rotwild und Rehwild im NP einen Ganzjahreslebensraum. Die Populationsdichten von Rehwild und Gämsen werden im NP durch natürliche Faktoren, wie Wintermortalität, Krankheiten und Prädatoren allerdings nur teilweise reguliert. Tiere aus dem NP suchen auch Winterfütterungen außerhalb des NP auf. Abschüsse innerhalb des NP sind daher in der Pflegezone weiterhin zur Unterstützung von Waldpflegemaßnahmen notwendig. Pionierbaumarten mit hoher Verbissgefährdung, wie Vogelbeere und Bergahorn haben sich seitdem flächig ausgebreitet, während sich Buche und Tanne nur zögerlich regenerieren.

Pflanzen

Im NP Berchtesgaden können unter Zugrundelegung der Gefäßpflanzenlisten von Lippert et al. 1997 insgesamt 51 obligate Wildnisarten festgestellt werden (Tab. 24). Davon wurden 15 Arten entweder nur historisch oder auf wenigen örtlich eng umgrenzten Standorten festgestellt (s. Anmerkungen unter Tab. 24). Es handelt sich schwerpunktmäßig um Arten von offenen, unbewaldeten Standorten, die auch flächenmäßig im Nationalpark Berchtesgaden vorherrschen (s. Tab. 23). Im Einzelnen sind dies (i) Arten der Hochgebirgslebensräume, die ihre Habitate in alpinen, aus klimatischen Gründen natürlicherweise baumfreien Ökosystemen haben, (ii) Arten der Steinschutthalden, deren Standorte auch unterhalb der Waldgrenze durch Rutschungsvorgänge einer ständigen Neubildung unterworfen sind, und (iii) Arten dynamischer Gebirgsauen, deren Standorte ebenfalls, allerdings durch fluviatile Erosions- und Sedimentationsvorgänge einer periodischen Zerstörung und Neubildung unterliegen. Sie wurden in Kap. 3.1 vorwiegend dem Artencluster 2 zugeordnet, welches durch Pionierarten störungsgeprägter Habitate gekennzeichnet ist, die sich durch periodisch wiederkehrende Überdeckungen und Umlagerungen des Substrats auszeichnen. Die Konkurrenzkraft dieser lichtbedürftigen Pflanzenarten gegenüber hochwüchsigen Arten ist insbesondere in den waldfähigen Bereichen des Nationalparks Berchtesgaden nur bei Aufrechterhaltung dieser natürlichen Störungsregime gegeben. Während Steinschlag, Rutschungen und Lawinen im Nationalpark weitgehend unbeeinflusst vom Menschen ablaufen können, ist die hydraulische Morphodynamik entlang der Gebirgsflüsse auch hier nicht überall gewährleistet (s.o.). Drei von fünf obligaten, auf die Gewässerdynamik angewiesenen Wildnisarten sind auch im Nationalpark sehr selten (s. Anmerkungen unter Tab. 24).

Ein weiteres Schwerpunkthabitat für die gefährdeten, obligaten Wildnisarten des Nationalparks bieten die Moore, obwohl sie, zumal im Kalkgebirge, flächenmäßig nur eine geringe Rolle spielen (Tab. 24). Habitatbildend sind hier nicht die gebirgstypischen natürlichen Störungsregime, sondern die hydrologischen und edaphischen Bedingungen, die höhenstufenunabhängig kleinflächig waldfreie Situationen in abflusslosen Senken schaffen. Ehemalige Entwässerungsmaßnahmen wirken heute noch nach, weshalb sich die entsprechenden Lebensraumtypen selbst im NP in einem kritischeren Erhaltungszustand befinden als die oben dargestellten, durch geogene Störungsprozesse geprägten Habitate.

Der Königssee ist ein bedeutendes Refugium für kalk-oligotrophente Arten, namentlich von 34 Diatomeenarten der Roten Liste.

Tab. 24: Gefährdete obligate Wildnispflanzenarten (Kategorie A) mit Zuordnung zu den Clustern aus Kap. 3.1 im NP Berchtesgaden. Anmerkungen aus Lippert et al. (1997).

Cluster/Lebensräume	Anm.	Cluster/Lebensräume	Anm.
Arten der Hochgebirgs-Lebensräume		Arten natürlicher und naturnaher Moore	
2 <i>Doronicum glaciale</i>		1 <i>Thelypteris palustris</i>	7)
<i>Hieracium bifidum</i>		3 <i>Gymnadenia odoratissima</i>	
<i>Leontopodium alpinum</i>		4 <i>Carex davalliana</i>	
<i>Lloydia serotina</i>	1)	<i>Carex dioica</i>	10)
<i>Potentilla clusiana</i>		<i>Carex lepidocarpa</i>	
<i>Primula clusiana</i>	2)	<i>Carex limosa</i>	11)
<i>Saussurea alpina</i>		<i>Carex pauciflora</i>	
<i>Saussurea pygmaea</i>		<i>Carex pulicaris</i>	
<i>Sesleria ovata</i>		<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	
4 <i>Homogyne discolor</i>	3)	<i>Drosera anglica</i>	
<i>Kerneria saxatilis</i>		<i>Drosera intermedia</i>	12)
<i>Pulsatilla alpina</i> subsp. <i>Alba</i>		<i>Drosera rotundifolia</i>	
<i>Tofieldia pusilla</i>		<i>Eleocharis quinqueflora</i>	
Arten der Steinschutthalden		<i>Eriophorum latifolium</i>	
2 <i>Cystopteris sudetica</i>	4)	<i>Gentiana utriculosa</i>	
<i>Gypsophila repens</i>		<i>Lycopodiella inundata</i>	
<i>Hieracium glaucum</i>		<i>Menyanthes trifoliata</i>	
<i>Hieracium scorzonerifolium</i>		<i>Pedicularis palustris</i>	13)
<i>Ranunculus hybridus</i>		<i>Pinguicula alpina</i>	
4 <i>Androsace hausmannii</i>		<i>Pinguicula vulgaris</i>	
<i>Androsace lactea</i>	5)	<i>Primula farinosa</i>	
Arten dynamischer Auen		<i>Rhynchospora alba</i>	14)
1 <i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	6)	<i>Scheuchzeria palustris</i>	15)
<i>Utricularia australis</i>	8)	Arten anderer wildnistypischer Lebensräume	
2 <i>Chlorocrepis staticifolia</i>		2 <i>Hieracium bupleuroides</i>	
<i>Chondrilla chondrilloides</i>	9)	<i>Hieracium oxyodon</i>	
<i>Hieracium piloselloides</i>		4 <i>Hieracium humile</i>	

Anmerkungen 1) Sehr selten, auf kalkarmen Böden, auf nordexponiertem Felsschutt-Terrassen und in Felsspalten. bisher nur aus dem Gebiet des Hohen Göll zwischen 1900 und 2300 m bekannt, ein Teil der Vorkommen liegt außerhalb des Nationalparks. 2) sehr selten, nur aus einem eng begrenzten Bereich südlich des Königssees und Obersees zwischen 800 und 1000 m bekannt; anscheinend nur auf Dolomit. Nach Schmid Heckel (mündl. Mitt) 1986 zwischen Funtensee und Diensthütte bei 1660 m gesehen. Alle alten Angaben aus dem Gebiet für *P. spectabilis* beziehen sich auf diese Art. 3) Selten. Diese ostalpine Art hat im Nationalpark ihr westlichstes Vorkommen überhaupt und ihr einziges in Bayern. Von Einsele und Sendtner zuerst am Göll (Eckerfirst) und Schneibstein gefunden und danach noch von der Ofen-Alm und Scharitzkehl durch Aufsammlungen belegt, galt die Art mehr als 50 Jahre als verschollen. Die Vorkommen am Hohen Göll und am Schneibstein konnten in den letzten Jahren bestätigt werden. 4) Die Art ist bisher nur knapp außerhalb des eigentlichen Nationalparkgebietes gefunden worden. Im sog. Schließsteinboden unweit der Alpeltalhütte; die früher übliche Angabe „Alpeltal am Göll“ ist, wie schon Paul & von Schoenau (1933) anmerkten, nicht korrekt. Allerdings hat Eschelmüller (mdl. Mitt.) die Art früher auch am Steig ins Alpeltal beobachtet. Angeblich wurde sie auch vor langer Zeit im Bereich der ScharitzkehlAlm gesehen; nach Hegi (1984) gibt es sie bei „Vorderbrand, ca. 1000 m und am Göll“. Bis zu einer neuen Bestätigung aus dem Nationalpark reihen wir die Art unter die fragwürdigen Funde ein. 5) Für diese zur Blütezeit unschwer kenntliche, aber sonst leicht zu übersehende Art gibt es aus dem Nationalpark nur Angaben, die mehr als 100 Jahre alt sind und - obwohl von manchen Autoren weitergegeben - bis heute nicht mehr bestätigt werden konnten. Ferchl (1879) nennt

den Watzmann und den Göll als Fundort, Magnus (1915 - unter Verweis auf Hinterhuber) nur den Göll. Der einzige Beleg der Botanischen Staatssammlung München aus dem Nationalpark stammt vom Watzmann, 1890 von Merkl gesammelt. Rezente Vorkommen sind uns vom Untersberg bekannt, z.B. am Schellenbergsattel, dort zusammen mit *Saxifraga burserana* bei 1430 m. 6) Sehr selten, bisher nur ein einziges Mal im Wimbachtal auf dem Gries in Höhe des Schindelmaisgrabens bei 1000 m gefunden (Lippert 1966). 7) Sehr selten, seit Magnus (1915) und Paul & von Schoenau (1932) nur vom Salletstock bekannt und dort nach Eberlein 1995 heute noch. 8) Sehr selten. Bisher nur von St. Bartholomä bekannt, wo Fritscher 1952 die Art sammelte, vielleicht an der gleichen Stelle, an der wir sie 1986 - vergesellschaftet mit *Lemna minor* - finden konnten. 9) Sehr selten, seit den Aufsammlungen von Einsele (1846) und Sendtner (1850) aus dem Wimbachtal zwischen 900 und 1000 m bekannt. Der letzte von insgesamt vier Herbarbelegen aus dem Gebiet stammt von 1952, jedoch hat es die Art auch noch nach 1960 dort in geringer Zahl gegeben. Möglicherweise ist sie inzwischen verschwunden, weil sich die Geschiebeführung des Wimbaches durch Verbauungen stark verringert hat. 10) Sehr selten, nach Paul & von Schoenau (1932) am Salletstock. Diese Angabe ist bis heute nicht mehr bestätigt worden. 11) Sehr selten. Nach Paul & von Schoenau (1932) am Salletstock, nach Paul (1937) im Priesbergmoos und auf der Gotzen-Alm im Moor am Kreuzeck. Nur für die Gotzen Alm bei 1700 m gibt es einen von Höller 1947 gesammelten Herbarbeleg. 12) Nach Magnus (1913, 1915) am Salletstock, aber von Paul & von Schoenau (1932) dort nicht bestätigt: „Dagegen haben wir die von Magnus angegebene *D. intermedia* nicht gefunden“. 13) Sehr selten, bisher nur vom Königsseeufer bei Bartholomä und vom Salletstock bekannt. 14) Sehr selten, seit Magnus (1915) bis heute nur vom Salletstock bekannt. 15) Nur von PAUL & von Schoenau (1932) am Rand des Salletstocks beobachtet.

5 Zusammenfassung

Ausgangspunkt für das vorliegende F+E-Vorhaben sind mehrere Vorläuferprojekte (u.a. Rosenthal et al. 2015), die wichtige Rahmenbedingungen für die Realisierung von Wildnis in Deutschland benannt haben. Das Projekt soll Grundlagen für die Umsetzung des in der „Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt“ (2007) festgehaltenen Ziels liefern, den Anteil von Wildnis- und Wildnisentwicklungsgebieten in Deutschland weiter zu vergrößern, in denen der Einfluß des Menschen auf ein Minimum reduziert ist. Der Schwerpunkt liegt auf dem Teilziel B 1.3.1, wonach sich auf 2 % der Landfläche Deutschlands „faszinierende Wildnisgebiete“ „nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln“ sollen. Forschungsfragen des Projekts waren 1) Welche Arten und Biozönosen sind auf wildnistypische Ökosystemeigenschaften oder –prozesse angewiesen? 2) Wie lassen sich Tier- Pflanzen- und Pilzarten hinsichtlich wildnisrelevanter Kriterien zu Anspruchstypen zusammenfassen? 3) Welche Flaggschiff-, Schirm- und Schlüsselarten lassen sich identifizieren? 4) Welche Eigenschaften müssen Wildnisgebiete aufweisen, um bestimmten Anspruchstypen einen Lebensraum zu bieten? und 5) Welche natürlichen Faktoren inklusive der Störungsregime verbessern die Habitategenschaften von Wildnisgebieten für wildnistypische Arten und Biozönosen?

Um Lebensgemeinschaften und Habitatansprüche von wildnistypischen Arten einheitlich zu erfassen, wurde eine Datenbank auf der Basis der Software Access entwickelt. Sie umfasst 635 Pflanzen-, 1.435 Tier- und 44 Pilzarten, denen 50 wildnisbezogene Kriterien zugeordnet sind. Die entsprechenden Informationen basieren auf umfangreichen Literaturrecherchen und Expertenwissen. Die angestrebte vollständige Sammlung war aufgrund von Forschungslücken sowie fehlender Daten und Informationen allerdings nicht möglich. Die Einschätzung der Wildnisbindung der Arten erfolgte nach den drei Kategorien A = von Wildnis abhängige Arten (obligate Wildnisarten), B = durch Wildnis bzw. von wildnistypischen Prozessen geförderte Arten (fakultative Wildnisarten) und C = sonstige Arten, die auch in der Kulturlandschaft leben können. Die Auswertung der Datenbank erfolgte durch multivariate Ordinations- und Klassifikationsverfahren sowie hinsichtlich einzelner erfasster Wildniskriterien getrennt nach den Artengruppen Tiere, Pflanzen und Pilze.

Die multivariate Analyse des Gesamtdatensatzes ergab fünf aufgrund wildnisbezogener Kriterien gut abgrenzbare ökologische Artengruppen, (i) Arten der Still- und Fließgewässer, die z.B. von Effekten des Bibers profitieren, (ii) Arten, die an offene, häufig gestörte z.B. durch Hangrutschungen, Fließ- und Küstengewässer Dynamik entstandene Habitats gebunden sind, (iii) Arten, die an halboffene Landschaften und Wald-Offenland-Ökotope gebunden sind, die z.B. durch Feuer oder Großherbivoreneffekte als wildnistypische natürliche Störungsprozesse geschaffen werden, (iv) Arten, die an natürliche waldtypische Störungsregime (Insektenkalamitäten und Windwurf) sowie damit in Verbindung stehende Strukturen Altholz und stehendes Totholz gebunden sind und (v) Arten, die ähnlich wie Arten der Kategorie (iv) an alte, starkholz- und totholzreiche Wälder gebunden sind aber darüber hinaus auch liegendes Totholz besiedeln. Bei Tieren und Pilzen sind die meisten Wildnisarten an die Alters- und Zerfallsphasen von Wäldern gebunden, bei den Pflanzen vor allem an Moore und an dynamische Flussauen. Die derzeit wichtigsten Gefährdungsfaktoren für Wildnisarten sind Stoffeinträge, namentlich Stickstoffeinträge und intensive land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzungen. Eine lange Habitatkontinuität, d.h. die Dauerhaftigkeit ein und desselben von ihnen besiedelten Biotoptyps über die Zeit (meist mehrere Jahrhunderte) ist, zumindest regional für zahlreiche Wildnisarten (vor allem Tier- und Pilzarten) eine essentielle Habitategenschaft. Viele Wildnisarten der Waldökosysteme sind darüber hinaus an komplette Sukzessions- und Entwicklungsserien von Wäldern und hier insbesondere an alte Waldentwicklungsstadien gebunden. Für Tier- und Pilzarten spielen waldtypische natürliche Störungen, wie Windwurf und Insektenkalamitäten eine bedeuten-

de Rolle, wenn dadurch Totholz in unterschiedlichen Stärken und Qualitäten bereitgestellt wird. Schwellenwerte für Totholzanteile liegen deutlich höher als sie in der Forstwirtschaft bisher angestrebt werden. Andere Wildnisarten sind dagegen an periodisch wiederkehrende natürliche Störungen gebunden, die in einem räumlichen Mosaik mit älteren Sukzessionsstadien partiell immer wieder offene Bedingungen bereitstellen. Hierbei handelt es sich zum Beispiel um geogene Prozesse wie Hangrutschungen, Muren oder andere natürliche Bodenbewegungen, Prozesse der Küsten- und Fließgewässerdynamik sowie Aktivitäten des Bibers und von Großherbivoren.

Bei den Pilzen sind die obligaten Wildnisarten der Kategorie A mit sieben Arten schwerpunktmäßig in den Alters- und Zerfallsphasen der Wälder, mit fünf Arten in den natürlichen bzw. naturnahen Mooren und mit einer Art im Bereich naturnaher Stillgewässer vertreten. Diese Arten haben keine alternativen Optionen in anthropogenen Ökosystemen. Bei den Pflanzen (zumindest den hier untersuchten gefährdeten Gefäßpflanzenarten) gibt es dagegen weder obligate (A) noch fakultative Wildnisarten (B), die an die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder gebunden wären. Für sie sind natürliche bzw. naturnahe Moore besonders wichtige Refugien. Dabei sind die Hälfte dieser Moorarten obligate Wildnisarten (Kategorie A), die in anthropogenen Lebensräumen nicht vorkommen. Ähnlich gelagert sind die Relationen zwischen A-, B- und C-Arten mit einem vergleichsweise besonders hohen Anteil von obligaten Wildnis Pflanzenarten im Lebensraumtyp Hochgebirge. Weitere wildnistypische Extremstandorte für sie sind Steinschutthalden, Küstenlebensräume und Fließgewässer mit einer hohen Morphodynamik.

Für die Entwicklung von Wildnisgebieten an Orten, die lange Zeit Teil der Kulturlandschaft waren, wie z.B. ehemalige Truppenübungsplätze oder ausgedeichte Auen, gilt, dass die Arten einer wildnistypischen Zielvegetation oft nicht mehr in der Samenbank des Bodens vorhanden sind und daher von anderen Orten her zuwandern müssen. Dabei spielen eine möglichst gute Ausbreitungsfähigkeit und die Fähigkeit, hohe Distanzen durch Ausbreitung zu überwinden eine wichtige Rolle. Die meisten der hier untersuchten Wildnis-Pflanzenarten erreichen regelmäßig nur Ausbreitungsdistanzen von 0,1 bis 1 km, die zur Überwindung der regelmäßig anzutreffenden großen Distanzen zwischen isolierten Wildnisflächen nicht ausreichen. Eine Mehrzahl der bewerteten Pflanzenarten weisen hydrochore Merkmale auf und sind an die Ausbreitung durch Wasser angepasst, die aber nur in noch funktionierenden Auensystemen über größere Entfernung ausbreitungsrelevant werden kann. Die Wiederherstellung wildnistypischer Standortbedingungen reicht für die hier bearbeiteten gefährdeten Gefäßpflanzenarten also nicht aus; die Wildnisarten müssten ggf. aktiv eingebracht werden. Einige Wildnis Tierarten erreichen dagegen regelmäßig größere Ausbreitungsdistanzen von 10-100 km oder sogar von > 100 km, die die Besiedlung von Wildnisgebieten ermöglichen, die weit voneinander entfernt sind.

Bei den untersuchten 14 Tierartengruppen (mit insgesamt 1.435 Arten) weisen die Käfer, Schnabelkerfe und Spinnen die jeweils höchsten relativen Anteile obligater Wildnisarten (Kategorie A) auf. Bezogen auf Lebensraumtypen haben die Alters- und Zerfallsphasen der Wälder zwar die absolut höchsten Zahlen an obligaten Wildnisarten (A), Hochgebirge, natürliche/naturnahe Moore, dynamische Auen und naturnahe Küsten, wie bei den Pflanzen, aber die insgesamt relativ höchsten Artenanteile. Für zahlreiche Tierarten ist Totholz ein essentielles Habitat, wobei Baumarten, Totholz mengen und Zersetzungsgrade eine wichtige Rolle für ihr Vorkommen und ihre potentielle Rolle als Schlüsselarten für nachgeschaltete Ökosystemfunktionen (z.B. Bereitstellung von Nisthöhlen) spielen. Artenzahl und -häufigkeit, sowohl von zersetzenden als auch von nicht zersetzenden Holzbewohnern steigt direkt mit dem Volumen und der Diversität an Totholz und seiner Verfügbarkeit in verschiedenen Straten und Expositionen. In Experimentalansätzen, in denen Totholz eingebracht wurde, konnte gezeigt werden, dass Totholz in allen Straten und Expositionen die

Habitatheterogenität und die Diversität saproxylicher Käfer fördert und dass diese wiederum im oberen Kronenbereich größer ist als in Bodennähe. Auch die Gesamtartenzahlen der Vogel- und Fledermausarten, der an Waldhabitats gebundenen und gefährdeten Vogelarten und der Fledermausarten, die auf die Besiedlung von Randhabitats spezialisiert sind, nehmen mit der Totholzmenge zu. Zu den Anforderungsprofilen von „Urwaldreliktarten“ unter den Käferarten gehören darüber hinaus lange Habitattraditionen von Totholz, das Vorkommen bestimmter holzzersetzender Pilzarten, großdimensionierte Bäume und große Flächen. Die Schwellenwerte für die Totholzmenge, ab der die Artenzahl in Waldbiotopen signifikant steigt, hängen von den Waldökosystemen und den betrachteten Artengruppen ab, liegen aber meist um ein vielfaches höher als die in bewirtschafteten Forsten erreichten, bzw. in Naturschutzprogrammen der Landesforsten avisierten Werte. Die Zahl an biozönotischen Wechselwirkungen nimmt in nutzungsfreien, totholzreichen Wäldern zu. Die Larven zahlreicher, in weißfaulem Holz siedelnder Käferarten nutzen die verschiedensten Pilzarten als Nahrungs- und Entwicklungsgrundlage, woran weitere carnivore, parasitische und parasitoide Insekten gebunden sind. Ein hoher Totholzanteil und das damit verbundene Nahrungsangebot fördert auch Spechtarten vor allem in nutzungsfreien Wäldern, wo sie durch die Fertigung von Baumhöhlen zu Schlüssel- und Schirmarten für zahlreiche Folgearten avancieren.

Versuche zur Bestimmung von Mindestflächengrößen aus dem Flächenbedarf von Biozönoten sind nach wie vor selten bzw. nicht auf Wildnisgebiete übertragbar. Nach einer Untersuchung in südwestdeutschen Wäldern werden höchste Artenzahlen von Vögeln erst bei einer Flächengröße von mehr als 40 ha erreicht, wobei sich auch bei 120 ha noch keine Sättigung ergibt. Zum Flächenbedarf konnten nur zu 85 Tierarten (= 6 % der in der Datenbank aufgenommenen Tierarten) Angaben gemacht werden (zumeist Vögel und Säugetiere). Aus dem Flächenanspruch von Arten mit sehr hohem Raumanspruch von > 10.000 ha lassen sich allerdings keine unmittelbaren Ableitungen für die Mindestflächengröße von Wildnisgebieten herstellen, weil es sich ausschließlich um fakultative Wildnisarten handelt, die auch in Kulturlandschaften leben können und jeweils nur Teillebensräume mit Wildnischarakter benötigen. Als Flaggschiffarten für große Wildnisgebiete eignen sich dabei vor allem große Vogelarten mit geringem Konfliktpotential, wie Steinadler, Kranich, Schwarzstorch und Auerhuhn. Von den sieben obligaten Wildnisarten (A), zu denen Mindestflächenansprüche bekannt sind, weist allein der Steinbock einen größeren Flächenbedarf, in diesem Falle von > 100-500 ha auf.

Zu wildnistypischen Prozessen, die Ökosystemdynamiken in Wildnislandschaften auslösen, gehören natürliche Störungen, wodurch auch in Waldlandschaften Offenland Habitats entstehen können. Die zeitlichen und räumlichen Muster dieser Störungsregime, wie Windwürfe, Feuer, Überschwemmungen, Lawinen, Insektenkalamitäten und große herbivore Tiere sind unterschiedlich und eng an bestimmte Lebensraumtypen gebunden. Flächengrößen und Auftretenswahrscheinlichkeiten von Störungen und Geschwindigkeiten der Regenerationssukzessionen können Orientierungspunkte für die Ermittlung von Mindestflächengrößen für Wildnisgebiete bieten, wenn alle Sukzessionsstadien in ausreichender Wiederholung und Flächengröße repräsentiert sein sollen.

Die exemplarische Bewertung von Wildnisgebieten anhand ihrer Artenausstattung und anhand wildnistypischer Prozesse in den Nationalparks Berchtesgaden, Kellerwald-Edersee und Vorpommersche Boddenlandschaft verdeutlicht die Bedeutung der Wildnisstrategie als ein Teil des Naturschutzhandelns in Deutschland. Die Wildnis-Prinzipien der Nichtnutzung, der Reduzierung von menschlichen Eingriffen, großer Flächenzuschneide und der langen Entwicklungszeiträume ermöglichen das Wirken natürlicher Prozesse, die zeitliche Dynamiken auslösen und räumliche Mosaikstrukturen erzeugen. Das Werden und Vergehen von Habitats befindet sich dabei, zumindest in den bisher in diesen Gebieten beobachtbaren

Initialphasen der Wildnisentwicklung meistens nicht in einem Gleichgewicht: u.a. brechen anthropogen überprägte forstliche Ökosysteme rasch auf großer Fläche zusammen und werden durch naturnähere Ökosysteme ersetzt. Andererseits zeigen sich in kleinflächig vorhandenen natürlichen Ökosystemen auch dynamische Gleichgewichtssituationen, wo sich Werden und Vergehen im dynamischen Gleichgewicht befinden (z. B. Laichgewässer des Kammmolchs auf dem Darß). Insgesamt profitieren Wildnisarten, darunter auch FFH-Arten und wildnisabhängige Ökosysteme und FFH Lebensraumtypen von wildnisspezifischen Prozessen, auch wenn Wildnisgebiete teilweise nur als Teilhabitate genutzt werden.

6 Ausblick

In die der Auswertung zugrundeliegende Datenbank sind sehr unterschiedlich belastbare Daten zu den einbezogenen Arten(gruppen) eingeflossen. Der Datensatz liefert erste Hinweise auf die Bedeutung unterschiedlicher Lebensräume für wildnistypische Pilz-, Tier- und Pflanzenarten, die sich durch überregionale Auswertung von ökologischen Daueruntersuchungen in Prozessschutz- und Wildnisgebieten (u.a. Naturwaldparzellen in Hessen, Kellerwald etc.) validieren ließen. Aufzeichnungen von langjährigem Monitoring wie etwa Datensätze der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt könnten in einer Folgeuntersuchung zur Validierung der Datenbank herangezogen werden und sollten für Auswertungszwecke verfügbar gemacht werden. Allgemein ist eine Anwendung der Datenbank auf bestehende Datensätze und konkrete Gebiete wünschenswert, insbesondere in Gebieten mit Dauerflächenuntersuchungen. So kann sie bei der Entwicklung eines abgestimmten wildnisspezifischen Monitorings in Nationalparks genutzt werden. Ein erster Schritt wäre die Erstellung einer Übersicht über die vorhandenen Daten und deren Qualität, Verfügbarkeit und die entsprechenden Referenzflächen.

Für viele Aspekte ist die Verfügbarkeit an Daten in der Literatur unbefriedigend. In Bezug auf Pilzarten und deren Angewiesenheit auf Totholz haben zwar empirische Versuche stattgefunden, jedoch sind keine Schwellenwerte, beispielsweise in Bezug auf Totholz mengen, abgeleitet worden. Bezogen auf Pilze erscheint es zum Beispiel sinnvoll, vorhandene Totholz mengen, die bereits bekannt sind, mit den in den entsprechenden Gebieten vorhandenen Arten abzugleichen. Auch bei anderen Organismengruppen gibt die Datenbank momentan solche Schwellenwerte mangels Daten nicht wider, sondern enthält oft nur „Ja-Nein-Aussagen“.

Weiterhin wäre die Erweiterung der Datenbank um weitere Arten sinnvoll. Die Beschränkung auf gefährdete Arten führte beispielsweise bei den Gefäßpflanzen dazu, dass eine Reihe an Waldarten, die langjährig kontinuierliche Wälder als Habitate bevorzugen, nicht in die Datenbank einbezogen worden sind. Die systematische Ergänzung der Datenbank um nicht gefährdete Arten erscheint ebenso sinnvoll wie die Ergänzung um weitere Artengruppen (Moose, Flechten). Weiterhin wäre die Ergänzung von Tierarten bei solchen Kriterien der Datenbank sinnvoll, die erst im Laufe der Erstellung der Datenbank hinzugefügt wurden, als die Eingabe der Tierarten bereits abgeschlossen war.

Für die Fragestellung, wie Wildnisgebiete in welcher Landschaft ausgestaltet sein sollten (Größe, Prozesse, natürliche Störungen, Lage, Ungestörtheit, Unzerschnittenheit), damit wildnistypische Arten sich dort ansiedeln und dauerhaft leben können, kann die Datenbank in einer erweiterten Fassung wertvolle Hinweise liefern.

7 Literaturverzeichnis

- ABELI, T.; ROSSI, G.; SMOLDERS, A. J. P.; ORSENIGO, S. (2014): Nitrogen pollution negatively affects *Stratiotes aloides* in Central-Eastern Europe. Implications for translocation actions. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24 (5): 724-729.
- ABREGO, N. & SALCEDO, I. (2013): Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness & assemblages: Is it a question of quantity or quality? *Forest Ecology & Management* 291: 377–385. doi: 10.1016/j.foreco.2012.11.025.
- ANDERS, K.; BEIER, W.; BRUNK, I.; BURKART, B.; OEHLSCHLAEGER, S. (2004): Freie Sukzession und Offenlandmanagement. – In: Anders, K., Wallschläger, D., Wiegleb, G. & Mrzljak, J. (Hrsg.): *Offenland-Management*. 1. Aufl. (Springer Berlin Heidelberg): 169–185.
- ANDERSON, U.; DRUVA-LŪSĪTE, I.; LEVIŅA, B.; KARLSONS, A.; ŅEČAJEVA, J.; SAMSONE, I.; LEVINSH, G. (2011): The use of nondestructive methods to assess a physiological status and conservation perspectives of *Eryngium maritimum* L. – *Journal of Coastal Conservation* 15 (4): 509-522.
- ARTENLISTE DES NATIONALPARKS EIFEL (2018): Artenliste des Nationalparks Eifel. – URL: <<http://www.nationalpark-eifel.de/go/artenliste.html>> (Letzter Abruf: 20.5.2018).
- BABER, K.; OTTO, P.; KAHL, T.; GOSSNER, M. M.; WIRTH, C.; GMINDER, A.; BÄSSLER, C. (2016): Disentangling the effects of forest-stand type and dead-wood origin of the early successional stage on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Forest Ecology and Management*: 377, 161-169.
- BAKER, W. L. (1992): The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. – *Landscape Ecology* 7(3): 181-194.
- BANSE, G. & BEZZEL, E. (1984): Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas – *J. Orn.* 125: 291–306.
- BÄSSLER, C. & MÜLLER, J. (2010): Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodiaella citrinella* Niemelä & Ryvarden. *Fungal biology* 114 (1): 129-133.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2011): Gesucht: Steinhuhn und Steinrötel - Melden Sie uns Ihre Beobachtungen! – Flyer: 2.
- BELTMAN, B.; VAN DEN BROEK, T.; BLOEMEN, S.; WITSEL, C. (1996): Effects of restoration measures on nutrient availability in a formerly nutrient-poor floating fen after acidification and eutrophication. – *Biological Conservation* 78 (3): 271-277.
- BENKERT, D.; DÖRFELT, H.; HARDTKE, H.J.; HIRSCH, G.; KREISEL, H.; KRIEGLSTEINER, G.J.; LÜDERITZ, M., RUNGE, A., SCHMID, H.; SCHMITT, J.A.; WINTERHOFF, W.; WÖLDECKE, K.; ZEHFUSS, H.D. (1996): Rote Liste der Großpilze Deutschlands. – In: LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (Eds.) *Rote Liste der Pflanzen Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 377–426.
- BENNETT, D.A. (2001). How can I deal with missing data in my study? *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 25(5): 464-469.
- BENSE, U. & MEINEKE, J.-U. (2005): Apollofalter (*Parnassius apollo*). – In: Ebert, G. (Hrsg.): *Die Schmetterlinge Baden - Württembergs*. – Stuttgart (Eugen Ulmer Verlag): 96–98.
- BERNARD, R. & WILDERMUTH, H. (2005): *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840) in Europe: a case of a vanishing relict (*Zygoptera: Coenagrionidae*) – *Odonatologica* 34 (4): 335–378.

- BEZZEL, E. & FÜNFSÜCK, H.-J. (1994): Brutbiologie und Populationsdynamik des Steinadlers (*Aquila chrysaetos*) im Werdenfelser Land/Oberbayern. – Acta Ornithoecol. 3: 5-32.
- BEZZEL, E. & WEICK, F. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Bd. 1 (Aula-Verlag): 622.
- BEZZEL, E. (2005): Brutvögel in Bayern. – Stuttgart (Ulmer): 555.
- BFN (2015a): Naturbewusstsein 2013. Wissenschaftlicher Vertiefungsbericht. – URL: <www.bfn.de/fileadmin/BfN/gesellschaft/Dokumente/Naturbew2013_WissVertiefungsbericht_komp-bf.pdf>.
- BFN (2015b): Arten in besonderer Verantwortung Deutschlands. – URL: <<http://www.biologischevielfalt.de/verantwortungsarten.html>>; letzte Änderung 23.01.2015; letzter Abruf: 10.07.2015.
- BIBELRIETHER, H. (1998): Faszination Wildnis – wissenschaftlich nicht erfassbare Realität. – Nationalpark 3(100): 4-8.
- BIBIKOW, D. (2004): Die Murmeltiere der Welt. 4. Aufl. (Verlags KG Wolf). – Die Neue Brehm-Bücherei: 228.
- BIRČÁK, T. & REIF, J. (2015): The effects of tree age and tree species composition on bird species richness in a Central European montane forest – Biologia 70 (11): 1528–1536.
- BLASCHKE, M.; HELFER, W.; OSTROW, H.; HAHN, C.; LOY, H.; BUßLER, H.; KRIEGLSTEINER, L. (2009): Naturnähezeiger - Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald – Natur und Landschaft 84(12): 560-566.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.
- BOBIEC, A.; GUTOWSKI, J.M.; LAUDENSLAYER, W.F. (2005): The afterlife of a tree- WWF Verlag.
- BOERO, D. L. (2003): Long-term dynamics of space and summer resource use in the alpine marmot (*Marmota marmota* L.) – Ethology Ecology & Evolution 15 (4): 309–327.
- BOHNER, A.; HABELER, H.; STARLINGER, F.; SUANJAK, M. (2009a): Artenreiche montane Ra-sengesellschaften auf Lawinenbahnen des Nationalparks Gesäuse (Österreich) – Tuxenia 29: 97–120.
- BOHNER, A.; HABELER, H.; STARLINGER, F.; SUANJAK, M. (2009b): Wirken Lawinen nur zerstörend? – Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Ländlicher Raum.: 1–8.
- BOLLMANN, K. & MÜLLER, J. (2012): Naturwaldreservate: welche, wo und wofür? (Essay) – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 163 (6): 187–198.
- BOUGET, C.; BRIN, A.; BRUSTEL, H. (2011): Exploring the “last biotic frontier”: Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? – Forest Ecology and Management 261 (2): 211–220.
- BOUVET, A.; PAILLET, Y.; ARCHAUX, F.; TILLON, L.; DENIS, P.; GILG, O.; GOSSELIN, F. (2016): Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities – Environmental Conservation 43 (2): 148–160.
- BOYE, P. & DIETZ, M. (2005): Development of good practice guidelines for woodland management for bats (English Nature Research Reports 661): 89.

- BRÄNDLI, U.; DOVHANYCH, Y.; COMMARMOT, B. (2009): Virgin Forests of Uholka. Nature Guide to the Largest Virgin Beech Forest of Europe. A UNESCO World Heritage Site. WSL, Birmensdorf and CBR, Rakhiv.
- BRANDRUD, T. E. & JOHANSEN, S. W. (1994): Effects of acidification on macrophyte growth in the humex lake Skjervatjern, with special emphasis on Sphagnum auriculatum. – Environment International 20 (3).
- BRANDRUD, T. E. (2002): Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. – Aquatic Botany 73 (4): 395-404.
- BRÄU, M.; BOLZ, R.; KOLBINGER, H.; NUNNER, A.; VOITH, J.; WOLF, W. (2013): Tagfalter in Bayern. – Stuttgart (Hohenheim) (Ulmer): 781.
- BRAUN, M. & DIETERLEN, F. (2003): Die Säugetiere Baden-Württembergs: Allgemeiner Teil, Fledermäuse (*Chiroptera*). Bd. 1 v. 2. 1. Aufl. – Stuttgart (Eugen Ulmer): 687.
- BRAUN, M. & DIETERLEN, F. (2005): Die Säugetiere Baden-Württembergs: Insektenfresser (*Insectivora*), Hasentiere (*Lagomorpha*), Nagetiere (*Rodentia*), Raubtiere (*Carnivora*), Paarhufer (*Artiodactyla*). Bd. 2 v. 2. 1. Aufl. – Stuttgart (Eugen Ulmer): 704.
- BRÄUNICKE, M. & TRAUTNER, J. (1999): Die Ahlenläufer-Arten der Bembidion-Untergattungen Bracteon und Odontium – Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flußauen-Arten in Deutschland – Angewandte Carabidologie Supplement 1: 79–94.
- BREITENBACH, J. & KRÄNZLIN, F. (1984): Pilze der Schweiz, Band 1 bis 6. Mengis & Sticher AG, Luzern.
- BREITENMOSER, U.; KAVCZENSKY, P.; DÖTTERER, M.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C.; CAPT, S.; BERNHART, S.; LIBEREK, M. (1993): Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. – Journal of Zoology 231: 449-464.
- BRIN, A.; BOUGET, C.; BRUSTEL, H.; JACTEL, H. (2011): Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests – Journal of Insect Conservation 15 (5): 653–669.
- BRUNKEN, H. & WINKLER, M. (2015): Fischfauna-online 2.0. Digitaler Fischartenatlas von Deutschland und Österreich – World Wide Web electronic publication.
- BRUNOTTE, E.; DISTER, E.; GÜNTHER-DIRINGER, D.; KOENZEN, U.; MEHL, D. (2010): Flussauen in Deutschland Erfassung und Bewertung des Auenzustandes (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt (NABIV) 87: 139.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2018): Nationalparke. – URL: <<https://www.bfn.de/themen/gebietsschutz-grossschutzgebiete/nationalparke.html>> (letzter Abruf: 21.5.2018).
- BUNZEL-DRÜKE, M.; REISINGER, E.; BÖHM, C.; BUSE, J.; DALBECK, L.; ELLWANGER, G.; FINCK, P.; FREESE, J.; GRELL, H.; HAUSWIRTH, L.; HERRMANN, A.; IDEL, A.; JEDICKE, E.; JOEST, R.; KÄMMER, G.; KAPFER, A.; KÖHLER, M.; KOLLIGS, D.; KRAWCZYNSKI, R.; LORENZ, A.; LUCK, R.; MANN, S.; NICKEL, H.; RATHS, U.; RIECKEN, U.; RÖDER, N.; RÖBLING, H.; RUPP, M.; SCHOOF, N.; SCHULZE-HAGEN, K.; SOLLMANN, R.; SSYMANK, A.; THOMSEN, K.; TILLMANN, J.E.; TISCHEW, S.; VIERHAUS, H.; VOGEL, C.; WAGNER, H.-G.; ZIMBALL, O. (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. - 2. Aufl., Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V.

- BURGA, C. A.; FRAUENFELDER, R.; RUFFET, J.; HOELZLE, M.; KÄÄB, A. (2004): Vegetation on Alpine rock glacier surfaces. A contribution to abundance and dynamics on extreme plant habitats. – *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 1999 (6): 505-515.
- BUßLER, H. (2003): Sagentiere an Erlen. In: LWF (Hrsg.): Beiträge zur Schwarzerle – LWF-Wissen 42: 50.
- BUßLER, H. (2008): Reliktarten: Fenster in die Vergangenheit – LWF aktuell 63: 8–9.
- BÜTLER, R. & SCHLAEPFER, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? Dead wood in managed forests: how much is enough? – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155 (2): 31–37.
- CAIZERGUES, A. & ELLISON, L. N. (2002): Natal dispersal and its consequences in black grouse *Tetrao tetrix* – *Ibis* 144 (3): 478–487.
- CALVO, L.; TÁRREGA, R.; LUIS, E. DE (2002): Secondary succession after perturbations in a shrubland community. – *Acta Oecologica* 23 (6): 393-404.
- CANAL, D.; MORANDINI, V.; MARTÍN, B.; LANGGEMACH, T.; MURIEL, R.; DE LUCAS, M.; FERRER, M. (2017): Productivity is related to nest site protection and nesting substrate in a German Osprey population – *J. Ornithol.* online first article, not assigned to an issue.
- CAPREZ, R.; SPEHN, E.; NAKHUTSRISHVILI, G.; KÖRNER, C. (2011): Drought at erosion edges selects for a 'hidden' keystone species. – *Plant Ecology & Diversity* 4 (4): 303-311.
- CHRISTENSEN, M.; HEILMANN-CLAUSEN, J.; WALLEYN, R.; ADAMCIK, S. (2004): Wood-inhabiting fungi as indicator of Nature Value in European Beech Forests. – In: MARCHETTI, M. (Eds.). *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe from Ideas to Operationality*. European Forestry Institute Proceedings 51: 229-237.
- CLASON, A. J.; LINDGREN, P. M. F.; SULLIVAN, T. P. (2008): Comparison of potential non-timber forest products in intensively managed young stands and mature/old-growth forests in south-central British Columbia. – *Forest Ecology and Management* 256 (11): 1897-1909.
- CURIE, C. M.; STABBETORP, O. E.; NORDAL, I. (2004): *Eryngium maritimum*, biology of a plant at its northernmost localities. – *Nordic Journal of Botany* 24 (5): 617-628.
- DALBECK, L. (2011): Biberlichtungen als Lebensraum für Heuschrecken in Wäldern der Eifel – *Articulata* 26 (2): 97–108.
- DALBECK, L.; LÜSCHER, B.; OHLHOFF, D. (2007): Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland – *Amphibia-Reptilia* 28 (4): 493–501.
- DE JONG, Y.; VERBEEK, M.; MICHELSEN, V.; DE BJØRN, P. ; LOS, W.; STEEMAN, F.; BAILLY, N.; BASIRE, C.; CHYLARECKI, P.; STLOUKAL, E.; HAGEDORN, G.; WETZEL, F. T.; GLÖCKLER, F.; KROUPA, A.; KORB, G.; HOFFMANN, A.; HÄUSER, C.; KOHLBECKER, A.; MÜLLER, A.; GÜNTSCH, A.; STOEV, P.; PENEV, L. (2014): *Fauna Europaea* – all European animal species on the web – *Biodiversity Data Journal* (2).
- DEL BARRIO, J.; LUIS-CALABUIG, E.; TÁRREGA, R. (1999): Vegetative response of *Arctostaphylos uva-ursi* to experimental cutting and burning. – *Plant Ecology* 145 (2): 191-195.
- DENGLER, J. (2009): Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation – *Journal of Biogeography* 36 (4): 728–744.
- DETZEL, P. (1998): Heuschrecken Baden-Württembergs. – Stuttgart (Ulmer): 580.

- DGHT E.V. (2014): Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Deutschlands, auf Grundlage der Daten der Länderfachbehörden, Facharbeitskreise und NABU Landesfachausschüsse der Bundesländer sowie des Bundesamtes für Naturschutz. – Rheinbach.
- DIEPOLDER, U. (1997a): Die Rolle der Nationalparke in Deutschland vor dem Hintergrund der aktuellen Wildnis-Diskussion. – In: BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.): Wildnis - ein neues Leitbild? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa. – Laufener Seminarbeiträge 1/97, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach: 45-56.
- DIERSCHKE, H.; BRIEMLE, G.; KRATOCHWIL, A. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren; 20 Tabellen. Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- DIERßEN, K. & DIERßEN, B. (2001): Moore. 16 Tabellen. Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer).
- DIETZ, C. & KIEFER, A. (2014): Die Fledermäuse Europas - kennen - bestimmen - schützen. – Stuttgart (Kosmos Verlag): 394.
- DIETZ, C.; HELVERSEN, O. V.; NILL, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. – Stuttgart (Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG). – Kosmos Naturführer: 399.
- DIETZ, M. (2010): Fledermäuse als Leit- und Zielarten für Naturwald orientierte Waldbaukonzepte – Forstarchiv 81 (2): 69–75.
- DIETZ, M.; BÖGELSACK, K.; DAWO, B.; KRANNICH, A. (2013): Habitatbindung und räumlich Organisation der Bechsteinfledermaus. – In: DIETZ, M. (Hrsg.): Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii*. Beiträge der Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim 25-26. Februar 2011: 85–103.
- DONDERS, A. R. T.; VAN DER HEIJDEN, G. J.; STIJNEN, T.; MOONS, K. G. (2006). A gentle introduction to imputation of missing values. *Journal of clinical epidemiology*, 59(10), 1087-1091.
- DOSTÁL, J. & MARKGRAF, F. (1984): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. *Spermatophyta. Pteridophyta*; Teil 1, 3, völlig neubearb. Aufl. Berlin (Parey).
- EISTO, A. -K.; KUITUNEN, M.; LAMMI, A.; SAARI, V.; SUHONEN, J.; SYRJASUO, S.; TIKKA, P. M. (2000): Population Persistence and Offspring Fitness in the Rare Bellflower *Campanula cervicaria* in Relation to Population Size and Habitat Quality. – *Conservation Biology* 14 (5): 1413-1421.
- ELKINGTON, T. T. (1981): Effects of excluding grazing animals from grassland on sugar limestone in Teesdale, England. – *Biological Conservation* 20: 25-35.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 5. Auflage.
- ERSCHBAMER, B. & RETTER, V. (2004): How long can glacier foreland species live? – *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 199 (6): 500-504.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (2010): Ergebnisbericht der Evaluierung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft.
- EUROPARC DEUTSCHLAND (2019): Bericht über den Umsetzungsstand der Handlungsempfehlungen und die Fortschritte bei der Erfüllung der Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparks im Nationalpark Kellerwald-Edersee.
- FICHTNER, A. & LÜDERITZ, M. (2013): Signalarten - ein praxisnaher Beitrag zur Erfassung der Naturnähe und Biodiversität in Wäldern. *Natur & Landschaft* 88 (9/10): 392-399.

- FINCK, P.; KLEIN, M.; RIECKEN, U. (2013): Wildnisgebiete in Deutschland - von der Vision zur Umsetzung.- *Natur und Landschaft* 88/8: 342-346.
- FIRINCIOĞLU, H. K.; SEEFELDT, S. S.; SAHIN, B. (2007): The effects of long-term grazing enclosures on range plants in the Central Anatolian Region of Turkey. – *Environmental Management* 39 (3): 326-337.
- FIRINCIOĞLU, H. K.; SEEFELDT, S. S.; ŞAHIN, B.; VURAL, M. (2009): Assessment of grazing effect on sheep fescue (*Festuca valesiaca*) dominated steppe rangelands, in the semi-arid Central Anatolian region of Turkey. – *Journal of Arid Environments* 73 (12): 1149-1157.
- FISCHER, M.; BOSSDORF, O.; GOCKEL, S.; HÄNSEL, F.; HEMP, A.; HESSENMÖLLER, D.; KORTE, G.; NIESCHULZE, J.; PFEIFFER, S.; PRATI, D.; RENNER, S.; SCHÖNING, I.; SCHUMACHER, U.; WELLS, K.; BUSCOT, F.; KALKO, E. K. V.; LINSENMAIR, K. E.; SCHULZE, E. -D.; WEISSER, W. W. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories – *Basic and Applied Ecology* 11 (6): 473–485.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. - Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. – Eching b. München (IHW-Verlag): 879.
- FLECHTNER, G. (1990): Der Kurzflügelkäfer *Leptusa simoni* (Coleoptera: Staphylinidae). Ein Glazialrelikt an der mittleren Nahe – *Mitt. Pollichia* (Bad Dürkheim) 77: 323–328.
- FRANSEN, M.; NILSSON, B.; ENGESGAARD, P.; PEDERSEN, O. L. E. (2012): Groundwater seepage stimulates the growth of aquatic macrophytes. – *Freshwater Biology* 57 (5): 907-921.
- FRANKE, T.; BAYER, S.; BRÄU, M.; HÖLZEL, N.; DONING, G. (1995): Lebensraumtyp Teiche. – München. – *Landschaftspflegekonzept Bayern II.7*: 190.
- FREI, M.; CSENCICS, D.; BRODBECK, S.; SCHWEIZER, E.; BÜHLER, C.; GUGERLI, F.; BOLLIGER, J. (2016): Combining landscape genetics, radio-tracking and long-term monitoring to derive management implications for Natterjack toads (*Epidalea calamita*) in agricultural landscapes – *Journal for Nature Conservation* 32: 22–34.
- FREMLIN, K. M.; MCLAREN, J. R.; DESANDOLI, L.; TURKINGTON, R. (2011): The Effects of Fertilization and Herbivory on the Phenology of the Understory Vegetation of the Boreal Forest in Northwestern Canada. – *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 43 (3): 389-396.
- GARCIA-GONZALEZ, R. & CUARTAS, P. (1996): Trophic utilization of a montane/subalpine forest by chamois (*Rupicapra pyrenaica*) in the Central Pyrenees – *Forest Ecology and Management, Ungulates in Temperate Forest Ecosystems*. 88 (1): 15–23.
- GEIST, J. (2010): Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. – *Hydrobiologia* 644: 69–88.
- GEIST, J. (2016): Gewinner und Verlierer in der bayerischen Flora und Fauna in den letzten 50 Jahren: Aquatische Organismen. – „Wie viel Wissenschaft braucht der Naturschutz?“, *Rundgespräche der Kommission für Ökologie* 44: 53-66.
- GERHARD, M. & REICH, M. (2001): Totholz in Fließgewässern - Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. – Mainz (Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung).

- GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE E. V. (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - wissenschaftlicher Katalog – Angewandte Carabidologie Supplement V, CD: 45.
- GEYER, A. & DOLEK, M. (2001): Das Artenhilfsprogramm für den Apollofalter (*Parnassius apollo* L.) in Bayern – SR Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 156: 301–318.
- GLANDT, D. (2008): Der Moorfrosch (*Rana arvalis*): Erscheinungsvielfalt, Verbreitung, Lebensräume, Verhalten sowie Perspektiven für den Artenschutz – Zeitschrift für Feldherpetologie, Suppl. 13: 11–34.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M.; BEZZEL, E. (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1–14/III (Vogelzug Verlag im Humanitas Buchversand). – Originalbände 1980-1997.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K.M.; BEZZEL, E. (1966): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Bd. 1-12. – Frankfurt am Main (Akadem. Verlagsgesellschaft).
- GMINDER, A.; KARASCH, P.; WINTER, M.; BÄSSLER, C. (2017): Zur Ökologie und Verbreitung von *Fomitopsis rosea*. Zeitschrift für Mykologie 83 (1): 3-22.
- GRIGNOLIO, S.; ROSSI, I.; BERTOLOTTI, E.; BASSANO, B.; APOLLONIO, M. (2007): Influence of the Kid on Space Use and Habitat Selection of Female *Alpine Ibex* – Journal of Wildlife Management 71 (3): 713–719.
- GÜNTHER, R. & NABROWSKY, H. (1996): Moorfrosch – *Rana arvalis* (Nilsson, 1842). – In: Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Jena (Fischer- Verlag): 364–388.
- GÜNTHER, R. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands (Gustav Fischer Verlag).
- HABELER, H. (1981): Lawinen als Lebensraumerhalter für Schmetterlinge (Ins., *Lepidoptera*) – Jahrbuch der naturwissenschaftlichen Abteilungen am Joanneum-Steiermarkisches Landesmuseum, Joanneum, Graz 10 (2): 95–97.
- HAHN, C. & BÄSSLER, C. (2007): *Antrodiaella citrinella* Niemelä & Ryvarde - Zitronengelbe Tramete. Mycologia Bavaria 9: 77.
- HALLER, H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. – Orn. Beob. Beiheft 9: 1-167.
- HARTHUN, M. (1999): The influence of the European beaver (*Castor fiber albicus*) on the biodiversity (*Odonata*, *Mollusca*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera*, *Diptera*) of brooks in Hesse (Germany). Limnologia, 29: 449–464.
- HAWORTH, P. F.; MCGRADY, M. J.; WHITFIELD, D. P.; FIELDING, A. H.; MCLEOD, D. R. A. (2006): Ranging distance of resident Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding. – Bird Study 53(3): 265-273.
- HAYASHI, M.; GERRY, S. P.; ELLERBY, D. J. (2010): The seed dispersal catapult of *Cardamine parviflora* (Brassicaceae) is efficient but unreliable. – American Journal of Botany 97 (10): 1595-1601.
- HEER, C. & KÖRNER, C. (2002): High elevation pioneer plants are sensitive to mineral nutrient addition. – Basic and Applied Ecology 3: 39-47.
- HEGI, G. (1984): *Pteridophyta, Spermatophyta*; 1. Band: Pteridophyta. – Parey Verlag: 310.
- HEGI, G. & BEGER, H. (1975): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band V Teil 2. Dicotyledones, 3. Teil. Berlin (Parey).

- HEGI, G. & CONERT, H.-J. (1986): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, 3., überarb. und erw. Aufl. – Berlin (Parey).
- HEGI, G. (1975): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band V Teil 1. Berlin (Parey).
- HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG (o.J.): BioFlor Datenbank.
- HERMY, M. & VERHEYEN, K. (2007): Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. – In: NAKASHIZUKA, T. (Eds.) Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems. Springer, Tokyo.
- HERRMANN, C. (2015): Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis* – Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns, 2.
- HERRMANN, C.; NEHLS, H. W.; GREGERSEN, J.; KNIEF, W.; LARSSON, R.; ELTS, J.; WIELOCH, M. (2008): Distribution and population trends of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis* in the Baltic Sea – Vogelwelt 129: 35–46.
- HOCHKIRCH, A.; GÄRTNER, A.-C.; BRANDT, T. (2008): Effects of forest-dune ecotone management on the endangered heath grasshopper, *Chorthippus vagans* (Orthoptera: Acrididae) – Bulletin of Entomological Research 98: 449–456.
- HOLEC, J. & KOLAŘÍK, M. (2013): *Ossicaulis lachnopus* (Agaricales, Lyophyllaceae), a species similar to *O. lignatilis*, is verified by morphological and molecular methods. Mycological Progress 12 (3): 589-597.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1 (Teil 2). – Stuttgart (Ulmer): 690.
- HOPF, A. (2017): Auswirkungen von großflächiger Beweidung auf die Etablierung von Pionierbaumarten in der Oranienbaumer Heide. – In: DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT DBU (Hrsg.): Ergebnisse aus dem Stipendenschwerpunkt „Forschung auf DBU-Naturerbeflächen – Ökologische Dynamik in Offenland und Wald: 31-39.
- HÖTKER, H. & TEUNISSEN, W. (2006): Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 32: 93–98.
- HOWISON, R. A.; OLFF, H.; STEEVER, R.; SMIT, C.; BARTHA, S. (2015): Large herbivores change the direction of interactions within plant communities along a salt marsh stress gradient. – Journal of Vegetation Science 26 (6): 1159-1170.
- HUCK, C.; KÖRNER, C.; HILTBRUNNER, E. (2013): Plant species dominance shifts across erosion edge-meadow transects in the Swiss Alps. – Oecologia 171 (3): 693-703.
- HUEMER, P. & ERLEBACH, S. (2007): Schmetterlinge Innsbrucks – Artenvielfalt einst und heute. Univ.-Verlag Wagner, Innsbruck: 318 pp. (Univ. -Verlag Wagner, Innsbruck): 318.
- HUHTA, A.-P.; HELLSTÖM, K.; RAUTIO, P.; TUOMI, J. (2003): Grazing tolerance of *Gentianella amarella* and other monocarpic herbs: why is tolerance highest at low damage levels? – Plant Ecology 166 (1): 49-61.
- HUPP, J. W.; ROBERTSON, D. G.; SCHMUTZ, J. A. (2000): Recovery of tall cotton-grass following real and simulated feeding by snow geese. – Ecography 23 (3): 367-373.
- HUSSON, F.; JOSSE, J.; LE, S.; MAZET, J.; HUSSON, M. F. (2017). Package 'FactoMineR. mirror.its.sfu.ca.

- ILMARINEN, K. & MIKOLA, J. (2009): Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. – *Acta Oecologica* 35 (6): 838-848.
- IRMLER, U. (2010): Population size and mobility of *Cicindela maritima* Dejean, 1822 (Coleoptera: Carabidae) – *Angewandte Carabidologie* 9: 1–6.
- ISERMANN, M. & ROONEY, P. (2014): Biological Flora of the British Isles: *Eryngium maritimum*. – *Journal of Ecology* 102 (3): 789-821.
- JABIN, M.; MOHR, D.; KAPPES, H.; TOPP, W. (2004): Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak–beech forest – *Forest Ecology and Management* 194 (1): 61–69.
- JANISZEWSKI, P.; HANZAL, V.; MISIUKIEWICZ, W. (2014): The Eurasian Beaver (*Castor fiber*) as a Keystone Species – a Literature Review. – *Baltic Forestry* 20(2): 277-286.
- JANTKE, K. & SCHNEIDER, U.A. (2010): Multiple-species conservation planning for European wetlands with different degrees of coordination. - *Biological Conservation* 143(7): 1812-1821.
- JEHLE, R. & SINSCH, U. (2007): Wanderleistung und Orientierung von Amphibien - eine Übersicht – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 14: 137–152.
- JENNI, S.; WALTER, T.; MORETTI, M.; JEANNERET, P.; OBRIST, M. K.; DUELLI, P. (2007): Auswirkungen von Feuer, Meereshöhe und Vegetation auf die Heuschreckenfauna im Waldbrandgebiet oberhalb Leuk im Wallis – *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 80 (3/4): 253–269.
- JEROSCH, S.; GÖTZ, M.; KLAR, N.; ROTH, M. (2010): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. – *Journal for Nature Conservation* 18(1): 45-54.
- JIGUET, F. & VILLARUBIAS, S. (2004): Satellite tracking of breeding black storks (*Ciconia nigra*): new incomes for spatial conservation issues. - *Biological Conservation* 120: 153-160.
- JÖGAR, Ü. & MOORA, M. (2008): Reintroduction of a Rare Plant (*Gladiolus imbricatus*) Population to a River Floodplain-How Important is Meadow Management? – *Restoration Ecology* 16 (3): 382-385
- JOSSE, J. & HUSSON, F. (2016). missMDA: a package for handling missing values in multivariate data analysis. *Journal of Statistical Software*, 70(1): 1-31.
- JOSSE, J.; CHAVENT, M.; LIQUET, B.; HUSSON, F. (2012). Handling missing values with regularized iterative multiple correspondence analysis. *Journal of classification*, 29(1): 91-116.
- JUNGBLUTH, J. H. & VON KNORRE, D. (2009): Rote Liste der Binnenmollusken (*Gastropoda*) und Muscheln (*Bivalvia*) in Deutschland – *Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges.* 81: 1–28.
- JÜRGENS, K. & REHDING, G. (1992): Xerothermophile Heuschrecken (*Saltatoria*) im Hegau - Bestandssituation von *Oedipoda germanica* und *Calliptamus italicus* – *Articulata* 7: 19–38.
- KALKMAN, V. J.; BOUDOT, J.-P.; BERNARD, R.; CONZE, K.-J.; DE KNIJF, G.; DYATLOVA, E.; FERREIRA, S.; JOVIĆ, M.; OTT, J.; RISERVATO, E.; SAHLÉN, G. (2010): European Red List of Dragonflies. – Luxembourg. – Publications Office of the European Union: 38.

- KAZMIN, V. D.; ABATUROV, B. D.; DEMINA, O. N.; KOLESNIKOV, M. P. (2016): Fodder resources and feeding of semifree bison (*Bison bison*) on a steppe pasture in the Western Manych valley. – *Biology Bulletin* 43 (8): 926-935.
- KERTH, G.; WAGNER, M.; WEISSMANN, K.; KÖNIG, B. (2002): Habitat- und Quartiernutzung bei der Bechsteinfledermaus: Hinweise für den Artenschutz – *SR Landschaftspflege und Naturschutz des Bundesamtes für Naturschutz (BfN; Hrsg.)*, H. 71: 99–108.
- KLEINWÄCHTER, M. & BÜRKEL, M. (2008): Offspring performance in dynamic habitats: key factors for a riparian carabid beetle – *Ecological Entomology* 33 (2): 286–292.
- KLIMASZYK, P.; PIOTROWICZ, R.; RZYMSKI, P. (2014): Changes in physico-chemical conditions and macrophyte abundance in a shallow soft-water lake mediated by a Great Cormorant roosting colony. – *Journal of Limnology* 73.
- KOMONEN, A.; SIITONEN, J.; MUTANEN, M. (2001): Insects inhabiting two old-growth forest polypore species. *Entomologica Fennica* 12: 3-14.
- KOPECKY, K. (1967): Mitteleuropäische Flußröhrichtgesellschaften des Phalaridion arundinaceae Verbandes.- *Limnologica*, 5: 39-79
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten (Gustav Fischer Verlag; Stuttgart, Jena, New York): 310.
- KORTE, E. & HENNINGS, R. (2009): Artenhilfskonzept für den Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) in Hessen. – Riedstadt-Erfelden: 71.
- KORTMANN, M.; HEURICH, M.; LATIFI, H.; RÖSNER, S.; SEIDL, R.; MÜLLER, J.; THORN, S. (2018): Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). – *Biological Conservation* 226: 81-91.
- KORTMANN, M.; HURST, J.; BRINKMANN, R.; HEURICH, M.; SILVEYRA GONZÁLEZ, R.; MÜLLER, J.; THORN, S. (2017): Beauty and the beast: how a bat utilizes forests shaped by outbreaks of an insect pest – *Animal Conservation*, doi 10.1111/acv.12359.
- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Cornol, Switzerland; Berlin: 646.
- KOVAR, R.; BRABEC, M.; VITA, R.; BOCEK, R. (2009): Spring migration distances of some Central European amphibian species – *Amphibia-Reptilia* 30 (3): 367–378.
- KRAMER-SCHADT, S.; REVILLA, E.; WIEGAND, T. (2005): Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? – *Biological Conservation* 125: 169-182.
- KRAMER-SCHADT, S.; REVILLA, E.; WIEGAND, T.; BREITENMOSER, U. (2004): Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. - *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.
- KRAWCZYNSKI, R. (2009): Erfahrungen mit Wasserbüffeln bei Ganzjahresweide (Nationalpark Unteres Odertal). – Tagungsbericht, 86–99 S.
- KRAWCZYNSKI, R.; BIEL, P.; ZEIGERT, H. (2008): Wasserbüffel als Landschaftspfleger – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (5): 133–139.
- KRIEGELSTEINER, G. & GMINDER, A. (2010): Die Großpilze Baden-Württembergs - Band 1 bis 6 - Eugen Ulmer KG.

- KRUCZEK, H. (1996): Arten-Areal-Beziehung am Beispiel der Saltatoria (*Orthoptera*). – AR-TICULATA 11 (2): 59–76.
- KRÜGER, U. (1999): Das niederländische Beispiel: Die Oostvaardersplassen" - ein Vogel-schutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestaltern – Natur und Landschaft 74 10: 428–435.
- KÜFFER, N.; LOVAS, P. S.; SENN-IRLET, B. (2004): Diversity of wood-inhabiting fungi in natu-ral beech forests in Transcarpathia (Ukraine): a preliminary survey. Mycologia Balcanica 1: 129-134.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer): 333.
- LAMBECK, R. J. (1997): Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. - Conservation Biology 11 (4): 849-856.
- LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2018): FFH Managementplanung. – URL: <<https://www.wald-mv.de/Naturnahe-Forstwirtschaft/FFH-Managementplanung/Darss/>>. (Letzter Abruf: 20.12.2018).
- LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN (2011): FFH-Gebiet 1541-301 „Darß“, Erfas-sung und Bewertung von Waldlebensraumtypen.
- LANDMANN, A. (2013): Wildnisareal Tiroler Karwendelgebirge: Naturräumliche und natur-kundliche Bedeutung und Besonderheiten.
- LANGER, E. & LANGER, G. (2013): Pilze im Nationalpark Kellerwald-Edersee. AFZ Der Wald: 21–23.
- LANGER, E.; LANGER, G.; POPA, F.; REXER, K-H.; STRIEGEL, M.; ORDYNETS, A.; LYSENKO, L.; PALME, S.; RIEBESEHL, J.; KOST, G. (2015): Naturalness of selected European beech forests reflected by fungal inventories: a first checklist of fungi of the UNESCO World Natural Heritage Kellerwald-Edersee National Park in Germany. Mycol. Prog. 14:102, DOI 10.1007/s11557-015-1127-y.
- LANGER, E.; LANGER, G.; STRIEGEL, M.; RIEBESEHL, J.; ORDYNETS, A. (2014): Fungal diversi-ty of the Kellerwald-Edersee National Park - indicator species of nature value and con-servation. Nova Hedw. 99: 129–144.
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H.; BOUGET, C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and spe-cies richness of saproxylic organisms – Ecological Indicators 11 (5): 1027–1039.
- LAUNER, A.E. & MURPHY, D.D. (1994): Umbrella species and the conservation of habitat fragments: a case of a threatened butterfly and a vanishing grassland ecosystem. – Bio-logical Conservation 69, 145-153.
- LEDERBOGEN, D.; ROSENTHAL, G.; SCHOLLE, D.; TRAUTNER, J.; ZIMMERMANN, B.; KAULE, G. (2004): Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. – Angew. Landsch.ökol., 62: 469.
- LEROUX, S.J.; SCHMIEGELOW, F.K.A.; LESSARD, R.B.; CUMMING, S.G. (2007): Minimum dy-namic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. - Biological Conservation 138: 464-473.
- LIBBERT, W. (1932): Die Pflanzengesellschaften im Überschwemmungsgebiet der Unteren Warthe in ihrer Abhängigkeit vom Wasserstand.- Jb. Naturwiss. Ver. Neumark (Lands-berg/Warthe), 3: 25-40

- LIEBIG, N. & PANTEL, N. (2009): Beweidung präalpiner Kiefernwälder auf Flussschottern im NSG „Stadtwald Augsburg“ mit Przewalskipferden und Rothirschen – Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben 113: 82–105.
- LIESER, M. (2009): Grundlagenforschung und waldbauliche Empfehlungen zum Schutz des Auerhuhns im Schwarzwald. – Ornithol. Anz. 48: 80–82.
- LINDER, P.; ELFVING, B.; ZACKRISSON, O. (1997): Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden – Forest Ecology and Management 98 (1): 17–33.
- LIPPERT, W. (1966): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden.- Ber. Bayer. Botan. Ges., 39: 67-122.
- LIPPERT, W.; SPRINGER, S.; WUNDER, H. (1997): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks. - Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 37.
- LÜBCKE, W. & FREDE, A. (2007): Naturschutzgebiete in Hessen. Landkreis Waldeck-Frankenberg mit Nationalpark Kellerwald-Edersee 4., Cognitio, Niedenstein: 256.
- LÜDERITZ, M. & GMINDER, A. (2014): Verantwortungsarten bei Großspilzen in Deutschland. Zeitschrift für Mykologie Beiheft: 224 Seiten.
- LUDWIG, G.; MAY, R.; OTTO, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen - vorläufige Liste -. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz), BfN-Skripten 220: 32 S. + Anhang.
- LUSZCZYNSKI, J. (2003): Relict fungi of primeval forests in the Świętokrzyskie mountains (Central Poland). Botanica Lithuanica 9: 243-251.
- LUTZ, K. (o.J.): Amphibien und Reptilien der Halbinsel Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Hamburg. – URL: <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?article_id=105>. (letzter Abruf: 20.12.2018).
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography – Evolution: 373–387.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): The theory of island biogeography. – New Jersey (Princeton University Press): 203.
- MACARTNEY, J. M.; GREGORY, P. T.; LARSEN, K. W. (1988): A tabular survey of data on movements and home ranges of snakes – Journal of Herpetology: 61–73.
- MAININI, B.; NEUHAUS, P.; INGOLD, P. (1993): Behavior of marmots (*Marmota marmota*) under the influence of different hiking activities – Biological Conservation 64: 161–164.
- MANCINELLI, S.; BOITANI, L.; CIUCCI, P. (2018): Determinants of home range size and space use patterns in a protected wolf (*Canis lupus*) population in the central Apennines, Italy. – Canadian Journal of Zoology 96 (8): 828-838.
- MARCANTE, S.; SCHWIENBACHER, E.; ERSCHBAMER, B. (2009): Genesis of a soil seed bank on a primary succession in the Central Alps (Ötztal, Austria) – Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 204 (6): 434-444.
- MAREN, I.E. & VANDVIK, V. (2009): Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamics of northern heathlands. - Journal of Vegetation Science 20: 871–888.
- MARTIKAINEN, P.; SIITONEN, J.; KAILA, L.; PUNTTILA, P.; RAUH, J. (1999): Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland – Forest Ecology and Management 116 (1): 233–245.

- MARTIKAINEN, P.; SIITONEN, J.; PUNTTILA, P.; KAILA, L.; RAUH, J. (2000): Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland – Biological Conservation 94: 199–209.
- MARX, M. T. (2010): Ökologische Flutung eines Polders – Auswirkungen auf *Collembolen*, *Araneae* und *Carabidae*. – In: Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland VII – Ergebnisse und Dokumentation des 7. Workshops an der Internationalen Naturschutzakademie des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm 29.08. - 01.09.2010. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz). – BfN-Skripten 282: 81–85.
- MATZKE-HAJEK, G.; HOFBAUER, N.; LUDWIG, G. (2016): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 8: Pilze (Teil 1) - Großpilze. Westermann Druck Zwickau GmbH, Zwickau: 440 Seiten.
- MENZLER, K. & SAWITZKY, H. (2015): Biotopaustattung und Naturnähe im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Forschungsberichte des Nationalparks Kellerwald-Edersee. Bd. 2 (Hrsg. Nationalparkamt Kellerwald-Edersee).
- MESCHÉDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. – Bonn - Bad Godesberg. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66: 374.
- MEBLINGER, U. (2009): Artenvielfalt im Biberrevier: Wildnis in Bayern. Stand: November 2009. Aufl. – Augsburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt). – UmweltBasis: 51.
- MEBLINGER, U. (2014): Monitoring von Biberrevieren in Mittelfranken, Gutachten im Auftrag des Bund Naturschutz in Bayern e. V. - Mskr. – Flachslanden. – Schlussbericht: 86.
- METCALFE, D. B. & OLOFSSON, J. (2015): Distinct impacts of different mammalian herbivore assemblages on arctic tundra CO₂ exchange during the peak of the growing season. – Oikos 124 (12): 1632-1638
- MEYER, P. (2010): Nationalpark Kellerwald-Edersee auf dem Weg zum Naturwald. AFZ-Der Wald, 17/2010: 7-9.
- MEYER, P. & STEFFENS, R. (2012): Permanente Stichprobeninventur (PSI) der Waldstruktur im Nationalpark Kellerwald-Edersee – NW-FVA.
- MEYER, P.; MENKE, N.; NAGEL, J.; HANSEN, J.; KAWALETZ, H.; PAAR, U.; EVERS, J. (2009): Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt und Niedersächsische Landesforste, Göttingen, 106 Seiten.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands.- Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung Godesberg: 608.
- MILBERG, P.; BERGMAN, K.-O.; SANCAK, K.; JANSSON, N. (2016): Assemblages of saproxylic beetles on large downed trunks of oak – Ecology and Evolution 6 (6): 1614–1625.
- MILLS, L.S.; SOULÉ, M.E.; DOAK, D.F. (1993): The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. – BioScience 43(3): 219-224.
- MITCHELL-JONES, A. J.; MITCHELL, J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; SPITZENBERGER, F.; KRYSZTOFEK, B.; VOHRALIK, V.; THISSEN, J.; REIJNDERS, P.; ZIMAN, J. M. (1999): The atlas of European mammals. – London (T & AD Poyser): 484.

- MÖLLER, G. (2005): Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze – Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW (LÖBF) 3/05: 30–35.
- MÖLLER, G. (2009): Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt *Coleoptera* – Käfer. – Dissertation im Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie der Freien Universität Berlin: 293.
- MOORA, M.; KOSE, M.; JÖGAR, Ü. (2007): Optimal management of the rare *Gladiolus imbricatus* in Estonian coastal meadows indicated by its population structure. – Applied Vegetation Science 10 (2): 161-168.
- MORENO-OPO, R.; FERNANDEZ-OLALLA, M.; GUIL, F.; ARREDONDO, A.; HIGUERO, R.; MARTIN, M.; SORIA, C.; GUZMAN, J. (2011): The role of ponds as feeding habitat for an umbrella species: best management practices for the black stork *Ciconia nigra* in Spain. – Oryx 45(3): 448-455.
- MORETTI, M. & CONEDERA, M. (2003): Waldbrände im Kreuzfeuer – GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 12 (4): 275–279.
- MORETTI, M.; OBRIST, M. K.; DUELLI, P. (2004): Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the Southern Alps – Ecography 27: 173–186.
- MORKEL, C. (2015): Monitoring flat bugs (*Heteroptera: Aradidae*) as indicators of natural forest development in a European beech forest reserve – 7th European Hemiptera Congress July 19 - 24, 2015 Graz, Austria, Graz, Österreich.
- MORKEL, C. (2017): Rindenwanzen (*Heteroptera, Aradidae*) in Hessen: Vorkommen, Ökologie und Gefährdung – Philippia 17 (2): 87–134.
- MÜLLER, J. & BÜTLER, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. European Journal of Forest Research, 129(6), 981-992.
- MÜLLER, J. (2004): Welchen Beitrag leisten Naturwaldreservate zum Schutz von Waldvogelarten? – Orn. Anz. 43 (1): 3–18.
- MÜLLER, J.; BUSSLER, H.; UTSCHICK, H. (2007): „Wie viel Totholz braucht der Wald? – Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen“, Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (6): 165-170.
- MÜLLER, J.; BUSSLER, H.; BENSE, U.; BRUSTEL, H.; FLECHTNER, G.; FOWLES, A.; KAHLEN, M.; MÖLLER, G.; MÜHLE, H.; SCHMIDL, J.; ZABRANSKY, P. (2005a): Urwaldrelikt-Arten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition (*Insecta, Coleoptera part.*) – Waldoekologie online 2: 106–113.
- MÜLLER, J.; NOSS, R.F.; 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.; STRÄTZ, C.; HOTHORN, T. (2005 b): Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. – European Journal of Forest Research 124 (3): 233–242.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2007): Die Salz- und Küstenlaufkäfer Deutschlands - Verbreitung und Gefährdung – Angewandte Carabidologie 8: 17–27.
- MURPHY, R. K.; DUNK, J. R.; WOODBRIDGE, B.; STAHLACKER, D. W.; LAPLANTE, D. W.; MILLSAP, B. A.; JACOBSON, K. V. (2017): First-Year Dispersal of Golden Eagles from Na-

- tal Areas in the Southwestern United States and Implications for Second-year Settling – Journal of Raptor Research 51(3): 216-233.
- MYSŁAJEK, R.; TRACZ, MAC.; TRACZ, MAG.; TOMCZAK, P.; SZEWCZYK, M.; NIEDŹWIECKA, N.; NOWAK, S. (2018): Spatial organization in wolves *Canis lupus* recolonizing northwest Poland: Large territories at low population density. - Mammalian Biology 92: 37-44.
- NADEAU, L. B. & CORNS, I.G.W. (2002): Post-fire vegetation of the Montane natural sub-region of Jasper National Park. – Forest Ecology and Management 163 (1-3): 165-183.
- NAGEL, T. A.; SVOBODA, M.; PANAYOTOV, M. (2013): Natürliche Störereignisse und Walddynamik in europäischen Wäldern der gemäßigten Zone. – In: Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. (European Forest Institute): 120–127.
- NATIONALPARK BERCHTESGADEN (2001): Nationalparkplan.- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.).
- NATIONALPARKAMT KELLERWALD-EDERSEE (2008): Nationalparkplan für den Nationalpark Kellerwald-Edersee.
- NATIONALPARKAMT VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT (2002): Nationalparkplan. Leitbild und Ziele: 209.
- NATIONALPARKAMT VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT (2018): Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-Richtlinie, Darß (DE1541 - 301). – URL: <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/publikationen/ffh/karte_2a_Darß.pdf>. (letzter Abruf: 20.12.2018).
- NATIONALPARKAMT VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT (2018): Managementplan für das Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) DE 1541-301, Darß.
- NATIONALPARKAMT VORPOMMERSCHE BODDENLANDSCHAFT (o.J.): Liste der Vögel des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. – URL: <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?&article_id=119>. (letzter Abruf: 20.12.2018).
- NATIONALPARKFORSTAMT EIFEL (2014): Nationalparkplan Band 2: Bestandsanalyse. Landesbetrieb Wald und Holz NRW: 400.
- NATIONALPARKFORSTAMT EIFEL (2017): Permanente Stichprobeninventur im Nationalpark Eifel. Band 7, Landesbetrieb Wald und Holz NRW: 116.
- NICKEL, H. & REMANE, R. (2002): Artenliste der Zikaden Deutschlands, mit Angaben zu Nährpflanzen, Lebenszyklen und Verbreitung (*Hemiptera*, *Fulgoromorpha* et *Cicadomorpha*) – Beiträge zur Zikadenkunde 5: 27–64.
- NICKEL, H.; REISINGER, E.; SOLLMANN, R.; UNGER, C. (2016): Außergewöhnliche Erfolge des zoologischen Artenschutzes durch extensive Ganzjahresbeweidung mit Rindern und Pferden: Ergebnisse zweier Pilotstudien an Zikaden in Thüringen, mit weiteren Ergebnissen zu Vögeln, Reptilien und Amphibien. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 53 (1): 5–20.
- NICKEL, H.; WITSACK, W.; REMANE, R. (1999): Rote Liste der Zikaden Deutschlands (Hemiptera, Auchenorrhyncha) - Habitats, Gefährdungsfaktoren und Anmerkungen zum Areal – Beiträge zur Zikadenkunde 3: 13–32.
- NIEDRINGHAUS, R.; HAESELER, V.; JANIESCH, P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. – Wilhelms-

haven (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer). – SR Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer 11: 470.

- NITARE, J. & HALLINGBÄCK, T. (2000): „Signalarter: indikatorer på skyddsvärd skog: flora över kryptogamer“, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping: 1-392.
- NITSCHKE, P. (2010): Das Wildnisgroßprojekt Döberitzer Heide. Offenlandmanagement mit Wisenten, Przewalskipferden und Rotwild in der Döberitzer Heide. – Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 7: 47–57.
- NORDÉN, B.; RYBERG, M.; GÖTMARK, F.; OLAUSSON, B. (2004): Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1–10.
- NOWALD, G. (2003): Bedingungen für den Fortpflanzungserfolg: Zur Öko-Ethologie des Graukranichs *Grus grus* während der Jungenaufzucht. – Dissertation Universität Osnabrück: 195.
- NUMMI, P. (1992): The importance of beaver ponds to waterfowl broods: an experiment and natural tests – *Anm. Zool. Fennici* 29: 47–55.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete.- 8. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1051.
- ÓDOR, P.; HEILMANN-CLAUSEN, M.; CHRISTENSEN, M.; AUDE, E.; VAN DORT, K. W.; PILTAVER, A.; SILLER, I.; VEERKAMP, M. T.; WALLEYN, R.; STANDOVÁR, T.; VAN HEES, A. F. M.; KOSEC, J.; MATOČEC, N.; KRAIGHER, H.; GREBENC, T. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131: 58-71.
- OHENOJA, E. (2006): *Armillaria ectypa*, a vulnerable indicator of mires. *Acta Mycologica* 41 (2): 223-228.
- OKARMA, H.; JEDRZEJEWSKI, W.; SCHMIDT, K.; SNIEMKO, S.; BUNEVICH, A.N.; JEDRZEJEWSKA, B. (1998): Home ranges of wolves in Białowieża primeval forest, Poland, compared with other Eurasian populations. – *Journal of Mammalogy* 79: 842-852.
- PARMASTO, E. & PARMASTO, I. (2001): Lignicolous Aphylophorales of old and primeval forests in Estonia. 1. The forests of northern Central Estonia with a preliminary list of indicator species. *Folia Cryptog. Estonica* 31: 38-45.
- PARMASTO, E. (1999): Fungi as indicators of primeval forests deserving protection. Abstracts, XIII Congress of European Mycologists: 102.
- PARRINI, F.; CAIN, J. W. III; KRAUSMAN, P. R. (2009): *Capra ibex (Artiodactyla: Bovidae)*. – *Mammalian Species* 830: 1–12.
- PERINGER, A.; SCHULZE, K.A.; GIESBRECHT, E.; STANIK, N.; ROSENTHAL, G. (2019): „Wildes Offenland“ - Die Bedeutung und Implementierung von „Störungen“ für den Erhalt von Offenlandökosystemen in ansonsten nicht gemanagten (Schutz-) Gebieten.- BfN-Skripten 526, Bonn-Bad Godesberg.
- PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. (1985): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. – San Diego, CA (Academic Press): 472.
- PICKETT, S.T.A. & THOMPSON, J.N. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves, *Biological Conservation* 13/1: 27-37.
- PODLOUCKY, R. (1994): Verbreitung und Situation der Kreuzkröte in Niedersachsen – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 14: 6–8.

- POPIELA, A. (2005): Isoëto-Nanojuncetea species and plant communities in their eastern distribution range (Poland). – *Phytocoenologia* 35 (2): 283-304.
- PRANGE, H. (1999): Der Zug des Kranichs (*Grus grus*) in Europa. – *Vogelwelt* 120: 301-315.
- PULIDO, C.; RIERA, J. L.; BALLESTEROS, E.; CHAPPUIS, E.; GACIA, E. (2014): Predicting aquatic macrophyte occurrence in softwater oligotrophic lakes (Pyrenees mountain range). – *Journal of Limnology* 73.
- PURAHONG, W.; WUBET, T.; KRÜGER, D.; BUSCOT, F. (2018): Molecular evidence strongly supports deadwood-inhabiting fungi exhibiting unexpected tree species preferences in temperate forests. *The ISME journal*, 12(1): 289.
- R CORE TEAM (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. – URL: <<https://www.R-project.org/>>.
- RADA, S.; ŠTĚPÁNOVÁ, L.; LOSÍK, J.; ŠIPOŠ, J.; HOLUŠA, J.; KURAS, T. (2015): How does *Oedipoda germanica* (*Orthoptera: Acrididae*) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population – *Eur. J. Entomol.* 112 (3): 486–492.
- RAUH, J. & SCHMITT, M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwald-reservaten – *Forstwissenschaftl. Centralblatt* 110: 114–127.
- RECHINGER, K. H. & DAMBOLDT, J. (1965): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band III, 3. Teil: Dicotyledones. München (Carl Hanser).
- REED, D.H.; O'GRADY, J.J.; BROOK, B.W.; BALLOU, J.D.; FRANKHAM, R. (2003): Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. – *Biological Conservation* 113 (1): 23-34.
- REICH, M. (1991): Grasshoppers (*Orthoptera, Saltatoria*) on alpine and dealpine riverbanks and their use as indicators for natural floodplain dynamics – *Regulated Rivers: Research & Management* 6 (4): 333–339.
- REICHHOLF, J. H. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. – *Anz. orn. Ges. Bayern* 19: 13–26.
- REICHHOLF, J. H. (2016): Gewinner und Verlierer in der bayerischen Flora und Fauna in den letzten 50 Jahren: Terrestrische Wirbeltiere – *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, « Wie viel Wissenschaft braucht der Naturschutz? ». 44: 67–80.
- REINHARDT, I. & KLUTH, G. (2016): Abwanderungs- und Raumnutzungsverhalten von Wölfen in Deutschland. – *Natur und Landschaft* 91 (6): 262-271.
- RIDLEY, H. N. (1930): *The dispersal of plants throughout the world*. – Ashford, Kent: 744 pp.
- RIESCH, F.; TONN, B.; MEIBNER, M.; BALKENHOL, N.; ISSELSTEIN, J. (2019): Grazing by wild red deer: Management options for the conservation of semi-natural open habitats. - *Journal of Applied Ecology*, 56: 1311–1321.
- RINGLER, A.; REHDING, G.; BRÄU, M. (1994): Lebensraumtyp Bäche und Bachufer. – München. – *Landschaftspflegekonzept Bayern II*.19: 340.
- RIXEN, C. & BRUGGER, S. (2004): Naturgefahren - ein Motor der Biodiversität – *Forum für Wissen*: 67–71.
- RIXEN, C.; HAAG, S.; KULAKOWSKI, D.; BEBI, P. (2007): Natural avalanche disturbance shapes plant diversity and species composition in subalpine forest belt – *Journal of Vegetation Science* 18 (5): 735–742.

- ROBERGE, J.-M. & ANGELSTAM, P. (2004): Usefulness of the Umbrella Species Concept as a conservation tool. – *Conservation Biology* 18 (1): 76-85.
- RODRÍGUEZ-VILLAFANE, C.; BÉCARES, E.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. (2007): Waterfowl grazing effects on submerged macrophytes in a shallow mediterranean lake. – *Aquatic Botany* 86 (1): 25-29.
- RODWELL, J. (1992): *British plant communities: grassland and montane vegetation*. – Volume 3, Cambridge University Press
- ROELOFS, J. G. M. (1991): Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. – *Aquatic Botany* 39: 267-293.
- ROELOFS, J. G. M.; SCHUURKES, J. A. A. R.; SMITS, A. J. M. (1984): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. – *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- ROELOFS, J.G.M. (1991): Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands – *Aquatic Botany*, 39, Issues 3–4: 267-293.
- ROESTI, C. & RUTSCHMANN, F. (2011): *Orthoptera.ch - Arten*. – URL: <www.orthoptera.ch/arten>. (letzter Abruf: 07. 05. 2016).
- ROODBERGEN, M.; VAN DER WERF, B.; HÖTKER, H. (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis – *J. Ornithol.* 153: 53–74.
- ROSENTHAL, G. & LEDERBOGEN, D. (2008): Response of the clonal plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. to extensive grazing. - *Flora*, 203/2: 141-151
- ROSENTHAL, G.; HILDEBRANDT, J.; ZÖCKLER, C.; HENGSTENBERG, M.; MOSSAKOWSKI, D.; LAKOMY, W.; BURFEINDT, I. (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland – Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. Erarbeitung von Biotopschutzkonzepten der Bundesrepublik Deutschland für ausgewählte Biotoptypen: Feuchtgrünland. *Angewandte Landschaftsökologie* 15: 336.
- ROSENTHAL, G.; SCHRAUTZER, J.; EICHBERG, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoration plant diversity in temperate Europe. – *Tuexenia* 32: 167-205.
- ROSENTHAL, G.; MENGEL, A.; REIF, A.; OPITZ, S.; SCHOOF, N.; REPPIN, N. (2015): Umsetzung des 2 % Ziels Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie. - BfN-Skripten 422.
- ROTHEROE, M. (2001): A preliminary survey of waxcap grassland indicator species in South Wales. – In: MOORE, D.; NAUTA, M.M.; EVANS, S.E.; ROTHEROE, M. (Eds.), *Fungal Conservation, Issues and Solutions*. Cambridge University Press, Cambridge: 120-135.
- ROWE, E. C.; HEALEY, J. R.; EDWARDS-JONES, G.; HILLS, J.; HOWELLS, M.; JONES, D. L. (2006): Fertilizer application during primary succession changes the structure of plant and herbivore communities. – *Biological Conservation* 131 (4): 510-522.
- ROWLAND, M.M.; WISDOM, M.J.; SURING, L.H.; MEINKE, C.W. (2006): Greater sage-grouse as an umbrella species for sagebrush-associated vertebrates. – *Biological Conservation* 129: 323-335.
- RUTHSATZ, B. & BOERTMANN, D. (2011): Saftlinge (*Hygrocybe*) als Indikatoren alter magerer Wiesen im Großraum Trier. *Göttingen, Tuexenia* 31: 153-171.

- SAFAIAN, N.; SHORKI, M.; AHMADI, M. Z.; ATRAKCHALI, A.; TAVILI, A. (2005): Fire influence in the grassland vegetation in Golestian National Park (Alborz Mts. Iran). – *Polish Journal of Ecology* 53 (3) .
- SAGER, L. & CLERC, C. (2006): Factors influencing the distribution of *Hydrocharis morsus-ranae* L. and *Rumex hydrolapathum* Huds. in a mowed low-lying marshland, Réserve de Cheyres, lac de Neuchâtel, Switzerland. – *Hydrobiologia* 570 (1): 223-229.
- SANDGREN, C.; HIPKISS, T.; DETTKI, H.; ECKE, F.; HÖRNFELDT, B. (2014): Habitat use and ranging behaviour of juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* within natal home ranges in boreal Sweden. – *Bird Study* 61(1): 9-16.
- SCHÄUBLIN, S. & BOLLMANN, K. (2011): Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forest. – *J. Ornithol.* 152: 179–19.
- SCHEINER, S. M. (2003): Six types of species-area curves: Six types of species-area curves – *Global Ecology and Biogeography* 12 (6): 441–447.
- SCHEKKERMANN, H.; TEUNISSEN, W.; OOSTERVELD, E. (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands – *J. Ornithol.* 150: 133–145.
- SCHERZINGER, W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald – *Vogelwelt* 127 (4): 209–263.
- SCHIEGG, K. (2000): Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity – *Écoscience* 7 (3): 290–298.
- SCHIEGG, K.; PASINELLI, K.; SUTER, W. (2000): Lebensraum Totholz. – Birmensdorf (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft). – Merkblatt für die Praxis: 6.
- SCHLEY, L. & LEYTEM, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturobserung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität – *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois* 105: 65–85.
- SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer): 480.
- SCHLÜTER, J.; SCHWAB, G.; ZAHNER, V. (2008): Lebensraumgestalter mit Konfliktpotential – *LWF aktuell* 66: 32–34.
- SCHMID, B. & MATTHIES, D. (1994): Seltenheit und Gefährdung – Populationsbiologische Grundlagen des Artenschutzes. – *Naturwissenschaften* 81(7): 283-292.
- SCHMIDL, J. & BUßLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands - Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis - ein Bearbeitungsstandard – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36(7): 202–218.
- SCHMIDT, G. (2004): Leitfaden zum Fischartenschutz in Nordrhein-Westfalen. 2. überarbeitete Auflage. Aufl. – Recklinghausen. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen 2.
- SCHMIDT, K.; JEDRZEJEWSKI, W.; OKARMA, H. (1997): Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. – *Acta Theriologica* 42 (3): 289-312.
- SCHMIDT, M.; KRIEBITZSCH, W.-U.; EWALD, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bonn (Bundesamt für Naturschutz).

- SCHOOF, N.; LUICK, R.; NICKEL, H.; REIF, A.; FÖRSCHLER, M.; WESTRICH, P.; REISINGER, E. (2018): Biodiversität fördern mit Wilden Weiden in der Vision „Wildnisgebiete“ der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.- *Natur und Landschaft*, 93/7: 314-322.
- SCHRAUTZER, J.; FICHTNER, A.; HUCKAUF, A.; RASRAN, L.; JENSEN, K. (2011): Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. – *Flora* 206: 622-630.
- SCHULZE, K. (2019): Self-regulating ecosystem dynamics in future wilderness development driven by large herbivore-wildfire-vegetation interactions – and relations to the mega-herbivore Theory. - Kassel University Press. - Kassel.
- SCHULZE, K.; ROSENTHAL, G.; PERINGER, A. (2018): Intermediate foraging large herbivores maintain semi-open habitats in wilderness landscape simulations. – *Ecological Modelling*, 379: 10-21.
- SCHUPHAN, I. (2011): Habitat-Strukturen und populationsdynamische Parameter einer Population der Zippammer (*Emberiza cia*): Nutzbare Basisdaten für zukünftige Zippammer-Managementpläne – *Vogelwarte* 49: 65–74.
- SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; GOSSNER, M. M.; THORN, S.; ULYSHEN, M. D.; MÜLLER, J. (2015): Experimental studies of dead-wood biodiversity - A review identifying global gaps in knowledge – *Biological Conservation* 191: 139–149.
- SEIBOLD, S.; HAGGE, J.; MÜLLER, J.; GRUPPE, A.; BRANDL, R.; BÄSSLER, C.; THORN, S. (2018): Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. – *Forest Ecology and Management* 409: 564-570.
- SENN-IRLET, B. (2005): Pilzkartierung Schweiz. Der Leuchtende Weichporling - eine Pilzart auf dem Vormarsch? *Wald und Holz*: 34-36. *Waldwirtschaft Schweiz*.
- SHEA, P. J.; LAUDENSLAYER JR, W. F.; FERRELL, G.; BORYS, R. (2002): Girdled versus bark beetle-created ponderosa pine snags: utilization by cavity-dependent species and differences in decay rate and insect diversity – *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR 181*: 145–153.
- SIEPE, A. (2006): Dynamische Überflutungen am Oberrhein: Entwicklungs-Motor für die Auwald-Fauna. – *WSG Baden-Württemberg* 10: 149–158.
- SIITONEN, J. (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example – *Ecological bulletins* 49: 11–41.
- SIITONEN, J.; MARTIKAINEN, P.; PUNTTILA, P.; RAUH, J. (2000): Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland – *Forest Ecology and Management* 128 (3): 211–225.
- SIKORA, L. G. (2008): Entwicklung von Schwarzspechthöhlen im östlichen Schurwald zwischen 1997 und 2007 – *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 24 (1): 1–19.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas and keystones: is single species management passé in the landscape era? *Biol Conserv* 83(3): 247–257.
- SIPURA, M. (2002): Contrasting Effects of Ants on the Herbivory and Growth of Two Willow Species. – *Ecology* 83 (10).
- SITZIA, T.; MICHIELON, B.; LACOPINO, S.; KOTZE, D. J. (2016). – *Ecological Engineering* 95: 828-838.

- SKOKANOVÁ, H.; UNAR, P.; JANÍK, D.; HAVLÍČEK, M. (2015): Potential influence of river engineering in two West Carpathian rivers on the conservation management of *Calamagrostis pseudophragmites*. - *Journal for Nature Conservation* 25: 42-50.
- SMOLDERS, A. J. P.; LAMERS, L. P. M.; HARTOG, C. DEN; ROELOFS, J. G. M. (2003): Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands. Sulphate as a key variable. – *Hydrobiologia* 206-209 (1-3): 603-610.
- SOLIŃSKA-GÓRNICKA, B. & SYMONIDES, E. (2014): Long-term changes in the flora and vegetation of Lake Mikołajskie (Poland) as a result of its eutrophication. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 70 (4): 323-334.
- SØNDERGAARD, M.; JOHANSSON, L. S.; LAURIDSEN, T. L.; JØRGENSEN, T. B.; LIBORIUSSEN, L.; JEPPESEN, E. (2010): Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. – *Freshwater Biology* 55 (4): 893-908.
- SOUTULLO, A.; URIOS, V.; FERRER, M.; PEÑARRUBIA, S. G. (2006): Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. – *Bird Study* 53(3): 258-264.
- STEFFEN, K.; LEUSCHNER, C.; MÜLLER, U.; WIEGLEB, G.; BECKER, T. (2014): Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. – *Aquatic Botany* 113: 46-55.
- STEINHAUSER, D.; BURGER, F.; HOFFMEISTER, U.; MAETZ, G.; TEIGE, T.; STEINHAUSER, P.; WOLZ, I. (2002): Untersuchungen zur Ökologie der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) und der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) im Süden des Landes Brandenburg – *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 71: 81–98.
- STELTER, C.; REICH, M.; GRIMM, V.; WISSEL, C. (1994): Ein Modell zur Dynamik einer Metapopulation von *Bryodema tuberculata* (*Saltatoria*, *Acrididae*): Kann diese Art überleben? – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* (Hrsg. J. Pfadenhauer, Freising), Bd. 23: 0–383.
- STERNBERG, K. (1997): Adaptation of *Aeshna caerulea* (Ström) to the severe climate of its environment (*Anisoptera: Aeshnidae*) – *Odonatologica* 26 (4): 439–449.
- STRÄTZ, C. & MÜLLER, J. (2006): Zur Bedeutung von Nadel- und Laubtotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtals, Nordbayern – *Waldökologie online* 3: 43–55.
- STRAUB, F.; MAYER, J.; TRAUTNER, J. (2011): Arten-Areal-Kurven für Brutvögel in Hauptlebensraumtypen Südwestdeutschlands - Referenzwerte zur Skalierung der „Artenvielfalt“ von Flächen – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (11): 325–333.
- STREB, P.; AUBERT, S.; BLIGNY, R. (2003): High Temperature Effects on Light Sensitivity in the Two High Mountain Plant Species *Soldanella alpina* (L.) and *Ranunculus glacialis* (L.). – *Plant Ecology* 5 (4): 432-440.
- STRIEGEL, M. (2018): Biodiversität und Ökologie von totholzbewohnenden Pilzen auf *Fagus sylvatica* in Nordhessen – unter besonderer Berücksichtigung des Nationalparks Kellerwald-Edersee. Dissertation Universität Kassel.
- SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1990): Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebenswelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore, 2. Aufl., Lizenzausg. Thun (Deutsch).
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung): 622.

- SUDFELDT, C.; WAHL, J.; BOSCHERT, M. (2003): Brütende und überwinternde Wasservögel in Deutschland – Corax 19, Sonderheft 2: 51–81.
- SUTER, W. (1995): The effect of predation by wintering cormorants (*Phalacrocorax carbo*) on grayling (*Thymallus thymallus*) and trout (*Salmonidae*) populations: two case studies from Swiss rivers – Journal of Applied Ecology 32: 29–46.
- SUTER, W.; GRAF, R.F.; HESS, R. (2002): Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. – Conserv. Biol. 16: 778–788.
- TEUNISSEN, W.; SCHEKKERMANN, H.; WILLEMS, F.; MAJOUR, F. (2008): Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output – Ibis 150 (Suppl. 1): 74–85.
- THYEN, S. & EXO, K.-M. (2004): Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln *Tringa totanus* – In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (Hrsg.): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland (Tagungsbericht): 20–26.
- THYEN, S.; BÜTTGER, H.; EXO, K.-M. (2005): Nistplatzwahl von Rotschenkeln *Tringa totanus* im Wattenmeer: Konsequenzen für Reproduktion, Prädation und Salzrasen-Management – Vogelwelt 126: 365–369.
- TILLMANN, J.; BUNZEL-DRÜCKE, M.; FINCK, P.; REISINGER, E.; RIECKEN, U. (2012): Etablierung einer freilebenden Wisentherde im Rothaargebirge – Naturschutz und Landschaftsplanung 44 (9): 267–272.
- TOMASELLI, M.; PETRAGLIA, A.; ROSSI, G.; ADORNI, M. (2005): Contribution to the environmental ecology of *Cryptogramma crispa* (L.) R. Br. ex Hooker in the Alps. – Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 200 (2): 175-186.
- TORRES, A.; JAEGER, J. A. G.; ALONSO, J. C. (2016): Assessing large-scale wildlife responses to human infrastructure development – PNAS 113 (30): 1–31.
- TORTIĆ, M. (1998): An attempt to a list of indicator fungi (*Aphylllophorales*) for old forests of beech and fir in former Yugoslavia. Folia Cryptog. Estonica 33: 139-146.
- TOTLAND, Ø. & ALATALO, J. M. (2002): Effects of temperature and date of snowmelt on growth, reproduction, and flowering phenology in the arctic/alpine herb, *Ranunculus glacialis*. – Oecologia 133 (2): 168-175.
- TRIEST, L. & SIERENS, T. (2013): Is the genetic structure of Mediterranean *Ruppia* shaped by bird-mediated dispersal or sea currents? – Aquatic Botany 104: 176-184.
- TROCHET, A.; MOULHERAT, S.; CALVEZ, O.; STEVENS, V.; CLOBERT, J.; SCHMELLER, D. (2014): A database of life-history traits of European amphibians – Biodiversity data journal 2: e4123.
- TROST, M. (2007): Laufkäfer der Salzstellen Sachsen-Anhalts - eine Übersicht – Angewandte Carabidologie 8: 35–49.
- TURKINGTON, R.; JOHN, E.; WATSON, S.; SECCOMBE-HETT, P. (2002): The effects of fertilization and herbivory on the herbaceous vegetation of the boreal forest in northwestern Canada. A 10-year study. – Journal of Ecology 90 (2): 325-337.
- TYLER, C. (1984): Calcareous Fens in South Sweden. Previous Use, Effects of Management and Management Recommendations. – Biological Conservation 30: 69-89.

- UTSCHICK, H. & HELFER, W. (2003): Vergleichende ökologische Untersuchungen mittel-schwäbischer Pilzzönosen in Wäldern unterschiedlicher Naturnähe. *Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 27: 115-145.
- VEEN, G. F. C.; SARNEEL, J. M.; RAVENSBERGEN, L.; HUIG, N.; VAN PAASSEN, J.; RIP, W.; BAKKER, E. S. (2013): Aquatic grazers reduce the establishment and growth of riparian plants along an environmental gradient. – *Freshwater Biology* 58 (9): 1794-1803.
- VERHOEVEN, J.T.A. (1979): The ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe. – I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. – *Aquat. Bot.* 6: 197-268.
- VERMAAT, J. E.; HARMSSEN, J.; HELLMANN, F. A.; VAN DER GEEST, H. G.; KLEIN, J. J.M. DE; KOSTEN, S.; SMOLDERS, A. J. P.; VERHOEVEN, J. T. A.; MES, R. G.; OUBOTER, M. (2016): Annual sulfate budgets for Dutch lowland peat polders. The soil is a major sulfate source through peat and pyrite oxidation. – *Journal of Hydrology* 533: 515-222.
- VÖLKL, W.; HANSBAUER, G.; GROSCH, M. (2011): Das Artenhilfsprogramm Kreuzotter (*Vipera berus*) im Fichtelgebirge: Umsetzung und Ergebnisse – *Zeitschrift für Feldherpetologie* 18(2): 137–148.
- VON SIEMENS, M.; HANFLAND, S.; BINDER, W.; HERRMANN, M.; REHKLAU, W. (2009): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche: 56.
- VÖSSING, A. (2009): Wasserbüffel im Nationalpark Unteres Odertal. – Cottbus (Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Allgemeine Ökologie). – Tagungsbericht 1. Cottbuser Weidetagung und 2. Workshop zum Wasserbüffel in der Landschaftspflege vom 10. - 11. September 2009: 100–109.
- WACHLIN, V.; STARKE, W.; VEGELIN, K. J. (2003): Konzeption und erste Ergebnisse eines Monitoringprogramms im Anschluss an das LIFE-Projekt „Erhaltung und Wiederherstellung des Trebeletalmoores“ 1998-2002 – *Laufener Seminarbeiträge* 03 (1): 89–110.
- WAGENITZ, G. (1987): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Spermatophyta. Angiospermae, Dico-tyledones 4; Teil 4. 2., überarb. und erw. Aufl. Berlin (Parey).*
- WAHL, J.; DRÖSCHMEISTER, R.; GERLACH, B.; GRÜNEBERG, C.; LANGGEMACH, T.; TRAUTMANN, S.; SUDFELDT, C. (2015): *Vögel in Deutschland 2014*. – Münster (DDA-Eigenverlag): 71.
- WALTER, D. (1994): Zur Verbreitung und Fortpflanzungsbiologie des Steinschmätzers (*Oenanthe oenanthe*) in den Allgäuer Alpen, Bayern – *Orn. Anz* 33(1-3): 43–53.
- WARREN, P. K. & BAINES, D. (2002): Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England – *Wildlife biology* 8 (2): 91–97.
- WARREN, S. D. & BÜTTNER, R. (2008): Aktive militärische Übungsplätze als Oasen der Artenvielfalt – *Natur und Landschaft* 83(6): 267–272.
- WATSON, J. W.; DUFF, A. A.; DAVIES, R. W. (2014): Home Range and Resource Selection by GPS-Monitored Adult Golden Eagles in the Columbia Plateau Ecoregion: Implications for Wind Power Development. – *J. Wildl. Managem.* 78: 1012-1021.
- WEISS, J. & SCHULZE-HAGEN, K. (2014): Viele Menschen – viele Vögel? Ornithologie und Vogelschutz in Nordrhein-Westfalen – *Charadrius* 50 (1): 3–22.
- WERMELINGER, B.; MORETTI, M.; DUELLI, P.; LACHAT, T.; PEZZATTI, G. B.; OBRIST, M. K. (2017): Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods – *Forest Ecology and Management* 391: 9–18.

- WERTH, S. & SCHEIDEGGER, C. (2014): Gene flow within and between catchments in the threatened riparian plant *Myricaria germanica*. – *PloS one* 9 (6).
- WHITE, P.S. & JENTSCH, A. (2001): The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. - *Progress in Botany*: 399-450.
- WHITE, P.S. & PICKETT, S.T.A. (1985): Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. – In: PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (Eds.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc, Orlando Florida: 3–13.
- WHITTAKER, R. J. & MATTHWES, T. J. (2014): The varied form of species-area relationships – *Journal of Biogeography* 41 (2): 209–210.
- WILCOX, B. A. (1984): In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. – In: MCNEELY, J. A. & MILLER, K. R. (Eds.): *National parks, conservation, and development – The role of protected areas in sustaining society*. Washington; IUCN and Smithsonian Institution Press: 639-647.
- WINTER, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – Dresden (Technische Universität Dresden – Dissertation): 397.
- WINTER, S.; FLADE, M.; SCHUMACHER, H.; KERSTAN, E.; MÖLLER, G. (2005): The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests – *Snow Landsc. Res* 79: 127–144.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; FLADE, M.; MÖLLER, G. (2004): F+E-Vorhaben Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – “Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland”. Sachbericht. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; FLADE, M.; MÖLLER, G. (2004): F+E-Vorhaben Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – “Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland”. Sachbericht. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- WITT, K. (1970): Zur Verbreitung und Ökologie der Zippammer (*Emberiza cia*) im Hochschwarzwald – *Anz. Orn. Ges. Bayern* 9 (3): 197–201.
- WULF, M. & KELM, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchung naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. *NNA-Berichte* 3: 15-50.
- WULF, M. (2004): Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Verbreitungsmuster von Waldpflanzen - Konsequenzen für den Naturschutz.- *Dissertationes Botanicae* 392: 306.
- ZAHN, A. & HERZOG, R. (2015): Wasserbüffel als Habitatkonstrukteure: Das Verhalten von Wasserbüffeln auf einer Standweide und die Auswirkungen auf Amphibienpopulationen. – *ANLiegen Natur* 37 (1): 46–57.
- ZAHNER, V. (1999): Biologische Vielfalt durch Totholz - Zeitgeist oder Notwendigkeit. In: *Totes Holz - lebendiger Wald! LWF aktuell*, Bayrisches Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Druckerei Lerchel, Freising: 14-17.
- ZANTOUT, N.; WILFERT, O.; SMOLDERS, A. J. P.; WEBER, G.; ZACHARIAS, D. (2011): Effects of sediment pore water qualities on the decline of *Stratiotes aloides* L. stands in Bremen, Germany. – *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 179 (2): 131-136.

- ZEIMENTZ, K. (1983): Auer- und Birkwild und Tourismus – Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufener Seminarbeiträge 4/83: 16–25.
- ZIMMERMANN, F. & BREITENMOSER, U. (2007): Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. – *Wildlife Biology* 13 (4): 406-416.
- ZÖLLER, S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (LATREILLE, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität – *Articulata* 19 (1): 21–59.