

Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung

Monitoringkonzept für den Landeswald in
Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein

David Singer, Jonas Hagge, Falko Engel, Tobias Hoppmann,
Katja Lorenz, Andreas Mölder, Marcus Schmidt, Peter Meyer



NW-FVA

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt

Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung

**Monitoringkonzept für den Landeswald in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt
und Schleswig-Holstein**

Inhaltsverzeichnis

1	Präambel	5
2	Wälder mit natürlicher Entwicklung	7
2.1	Bedeutung von Wäldern mit natürlicher Entwicklung	7
2.2	Definition von Wäldern mit natürlicher Entwicklung	8
2.3	Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland	9
2.4	Wälder mit natürlicher Entwicklung in Niedersachsen	10
2.5	Wälder mit natürlicher Entwicklung in Hessen	13
2.6	Wälder mit natürlicher Entwicklung in Sachsen-Anhalt	16
2.7	Wälder mit natürlicher Entwicklung in Schleswig-Holstein	19
3	Zielsetzung des Monitorings	23
3.1	Waldtypische Biodiversität	23
3.2	Zustand und Entwicklung	24
3.3	Benchmarking	26
3.4	Kausales Verständnis	27
4	Stichprobendesign	29
4.1	Anforderungen an das Stichprobendesign	29
4.2	Methodik der Stichprobenziehung	30
4.3	Ergebnisse der Stichprobenziehung	37
4.4	Jährliche Erfassungen in rollierendem System	41
5	State-Indikatoren	43
5.1	Vögel	45
5.2	Fledermäuse	47
5.3	Totholzkäfer	49
5.4	Wanzen	51
5.5	Laufkäfer	53
5.6	Spinnen	55
5.7	Pilze	57
6	Driver-Indikatoren	59
6.1	Waldstruktur	61
6.2	Totholz	62
6.3	Baummikrohabitate	63
6.4	Klima	65
6.5	Waldkontinuität	67
6.6	Landschaftskonfiguration	69
	Literaturverzeichnis	71

Impressum

Herausgeberin:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Prof.-Oelkers-Straße 6

34346 Hann. Münden

0551-64901-0

zentrale@nw-fva.de

www.nw-fva.de

Autor:innen:

David Singer, Dr. Jonas Hagge, Dr. Falko Engel, Tobias Hoppmann, Katja Lorenz, Dr. Andreas Mölder, Dr. Marcus Schmidt, Dr. Peter Meyer

Zitiervorschlag:

Singer, D.; Hagge, J.; Engel, F.; Hoppmann, T.; Lorenz, K.; Mölder, A.; Schmidt, M.; Meyer, P. (2025): Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung – Monitoringkonzept für den Landeswald in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, 78 S., doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14535159>

Bildnachweise:

Kaula, Chris: Titelseite, S. 44, 46, 48, 52, 54, 56, 58; Mölder, Andreas: S. 22, 70; Schmidt, Marcus: Rückseite; Schmidt, Robin: S. 50; Singer, David: S. 4, 6, 28, 42, 60, 64, 66, 68

Erste Auflage

Hann. Münden, März 2025



1 Präambel

Um ihrer besonderen Gemeinwohlverpflichtung gerecht zu werden, überlassen die Landesforstbetriebe in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein rund 10 % ihrer Waldfläche einer natürlichen Entwicklung. Damit leisten die Trägerländer der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) einen wesentlichen Beitrag zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007, BMU 2024). Da in vielfacher Hinsicht unklar ist, wie sich die Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung (NWE) insbesondere im Klimawandel entwickelt, wurde die NW-FVA von ihren Trägerländern und Landesforstbetrieben mit der Konzeption und Umsetzung eines Biodiversitätsmonitorings im NWE-Flächensystem beauftragt. Damit soll der Beitrag einer natürlichen Waldentwicklung zum Erhalt und zur Wiederherstellung walddtypischer Biodiversität untersucht werden.

Mit der Umsetzung eines innovativen und länderübergreifenden Biodiversitätsmonitorings in Wäldern mit natürlicher Entwicklung (kurz: NWE-Monitoring) übernehmen die vier Landesforstbetriebe gemeinsam mit der NW-FVA eine Vorreiterrolle im Biodiversitätsmonitoring der Wälder in Deutschland. Von 2019 bis 2021 wurde die Entwicklung eines entsprechenden Monitoringkonzeptes von den Niedersächsischen Landesforsten finanziert und im Rahmen einer durch das Land Niedersachsen über das Programm „Stadt.Land.ZUKUNFT“ geförderten Pilotphase in den Jahren 2022/2023 erfolgreich in Niedersachsen umgesetzt und weiterentwickelt. In das vorliegende Konzept sind zudem Erkenntnisse aus weiteren Forschungsvorhaben der NW-FVA (u.a. WABI, natwald100, DANK¹) sowie dem Entwicklungsprozess des bundesweiten Insektenmonitorings (STREITBERGER et al. 2024) eingeflossen. Die projektbegleitenden Arbeitsgruppen in Niedersachsen und Hessen (Landesforstbetriebe, zuständige Ministerien, Schutzgebietsverwaltungen, Naturschutzbehörden, Wissenschaft) unterstützten die Konzeptentwicklung.

Im vorliegenden Konzept werden Hintergründe, Ziele, Stichprobendesign und Methoden des NWE-Monitorings zusammenfassend beschrieben. Die Umsetzung des NWE-Monitorings, wie in diesem Konzept dargelegt, wurde am 22.11.2023 vom Steuerungsausschuss der NW-FVA bestätigt und beschlossen.

¹WABI: „Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Wäldern“, Projekt 2020-2023; natwald100: „Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität“, Projekt 2020-2023; DANK: „Dynamik und Anpassung der Naturwälder an den Klimawandel“, Projekt 2022-2025



2 Wälder mit natürlicher Entwicklung

2.1 Bedeutung von Wäldern mit natürlicher Entwicklung

Die Ausweisung von Wäldern mit natürlicher Entwicklung ist eine Naturschutzstrategie, die darauf abzielt, natürliche Prozesse und Abläufe in Ökosystemen möglichst vollständig zu gewährleisten. Im Gegensatz zu anderen Naturschutzstrategien, wie dem aktiven Habitatmanagement im pflegenden Naturschutz, verfolgt der Prozessschutz in Wäldern mit natürlicher Entwicklung keine vorab definierte Zielrichtung, um die Natur in eine bestimmte Richtung zu lenken. Diese Strategie ergänzt andere Naturschutzansätze, indem Freiräume für solche natürlichen Sukzessionsstadien und Entwicklungsphasen gelassen werden, die in bewirtschafteten Wäldern unterrepräsentiert sind. Besonders die Alters- und Zerfallsphasen sowie frühe Sukzessionsstadien auf belassenen Störungsflächen haben für die Biodiversität im Wald eine besondere Bedeutung (SWANSON et al. 2011, HILMERS et al. 2018, THORN et al. 2018).

Darüber hinaus sind Wälder mit natürlicher Entwicklung Lernort für die natürliche Dynamik von Wäldern (MEYER et al. 2022). In einer Zeit des globalen Biodiversitätsverlusts und der Gefährdung unserer natürlichen Lebensgrundlagen durch den fortschreitenden Klimawandel ist es von entscheidender Bedeutung, Ökosysteme besser zu verstehen. Durch die Einbeziehung von NWE-Gebieten kann beispielsweise die Resilienz von Wäldern und Arten nach klimabedingten Störungen besser eingeschätzt werden. Dieses Verständnis kann dazu beitragen, nachhaltige Lösungen für den Umgang mit den Auswirkungen des Klimawandels in Wäldern zu finden.

Insgesamt sind Wälder mit natürlicher Entwicklung ein wichtiges Element eines multifunktionalen und nachhaltigen Waldmanagements, um die ökologische Integrität von Wäldern zu bewahren und die Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen zu fördern.

2.2 Definition von Wäldern mit natürlicher Entwicklung

Die Kriterien für Wälder mit natürlicher Entwicklung gemäß der bundesweit anerkannten Definition (ENGEL et al. 2016a, 2016b) umfassen die dauerhafte Aufgabe der forstlichen Nutzung und naturschutzfachlicher Pflegeeingriffe auf einer zusammenhängenden Fläche von mindestens 0,3 ha. Die verbindliche Sicherung des dauerhaften Nutzungsverzichts kann durch verschiedene Ansätze gewährleistet werden (Tabelle 2.1). Waldschutz- und Verkehrssicherungsmaßnahmen sind unter bestimmten Voraussetzungen zulässig (Tabelle 2.2). Forschung mit störungsarmen Methoden ist erwünscht, um die Entwicklung der Gebiete zu dokumentieren und zu untersuchen.

Tabelle 2.1: Mindestanforderungen an Wälder mit natürlicher Entwicklung (NWE-Flächen)

Kriterium	Definition
Definition NWE	Wald oder waldfähige Flächen, auf denen dauerhaft weder forstliche noch naturschutzfachliche oder landschaftspflegerische Eingriffe stattfinden, und für die dies rechtsverbindlich festgesetzt ist.
Flächengröße	$\geq 0,3$ ha
Rechtsverbindliche Sicherung	Hoheitliche Unterschutzstellung, vertragliche oder dingliche Sicherung der dauerhaften natürlichen Waldentwicklung. Beispiele: Erlass / Verordnung als Schutzgebiet, Vertragsnaturschutz, Kompensationsmaßnahme, Grundbucheintrag, veröffentlichtes Naturschutzkonzept als dokumentierte Eigenbindung, Stiftungssatzung
Aktuelle Bestockung	Naturnähe der aktuellen Bestockung ist aus naturschutzfachlicher Sicht wünschenswert, jedoch im Sinne der Mindestanforderungen nicht obligatorisch. Auch waldfähige Sukzessionsflächen (z.B. stillgelegte Truppenübungsplätze) sind anerkennungsfähig.

Tabelle 2.2: In NWE-Flächen zulässige Maßnahmen

Kriterium	Definition
Waldschutz	Jagd, Brandschutz- und Forstschutzmaßnahmen bei Gefahr im Verzug
Erholung	Öffentlicher Zutritt, Verkehrssicherungsmaßnahmen, soweit nicht durch andere Regelungen unterbunden
Forschung	Nicht zerstörend wirkende Forschungsaktivitäten

2.3 Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland

Im Jahr 2007 verabschiedete das Bundeskabinett mit der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt 2020 (NBS 2020) ein Ziel- und Maßnahmenpaket zur Umsetzung des UN-Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD). Für den Wald beinhaltet die NBS 2020 u.a. das sogenannte „Fünf-Prozent-Ziel“, nach dem bis 2020 fünf Prozent der Waldfläche Deutschlands bzw. zehn Prozent der Wälder der öffentlichen Hand einer natürlichen Waldentwicklung (NWE) überlassen werden sollten (BMU 2007).

Für Deutschland wurden an der NW-FVA zu den Stichjahren 2013, 2019 und 2020 Bilanzen der NWE-Flächen aufgestellt (ENGEL et al. 2019, STEINACKER et al. 2020, STEINACKER et al. 2023). Hierzu wurde jeweils eine möglichst vollständige Abfrage von NWE-Flächen bei allen relevanten Akteuren, wie den Behörden der Forst- und Naturschutzverwaltung, den Landesforstbetrieben, Schutzgebietsverwaltungen, Stiftungen, Waldbesitzerverbänden und Naturschutzorganisationen durchgeführt.

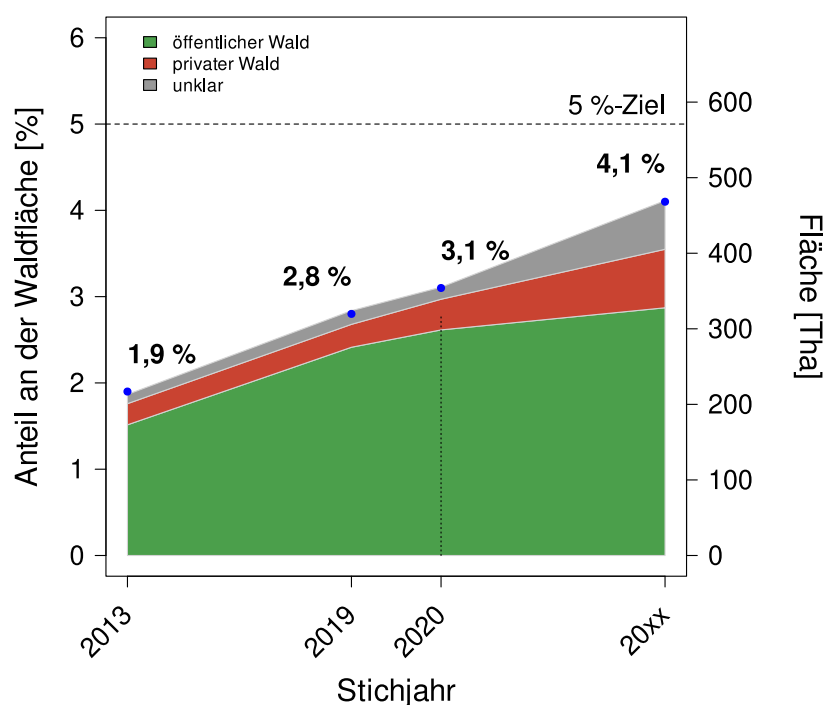


Abbildung 2.1: Entwicklung des Anteils von NWE-Flächen an der Waldfläche Deutschlands nach Besitzarten

Der Anteil der NWE-Flächen an der Gesamtwaldfläche hat sich seit der ersten Bilanzierung kontinuierlich von 1,9 % im Jahr 2013 auf 3,1 % im Jahr 2020, dem Zieljahr der NBS, erhöht (Abbildung 2.1). Das angestrebte Ziel von 5 % konnte noch nicht erreicht werden. Es zeichnet sich anhand der ebenfalls bilanzierten geplanten NWE-Flächen ab, dass der Anteil in absehbarer Zeit weiter auf 4,1 % steigen wird. Ein genauerer Blick auf die den NWE-Flächen zugrunde liegenden Eigentumsverhältnisse zeigt, dass im öffentlichen Wald deutlich mehr NWE-Flächen vorhanden

sind als im privaten Wald. Dies liegt vor allem daran, dass die meisten Landesforstbetriebe in Deutschland bereits das für den öffentlichen Wald angestrebte „10-Prozent-Ziel“ umsetzen. Mit der im Dezember 2024 beschlossenen Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 (NBS 2030) wurde das „Fünf-Prozent-Ziel“ erneut bestätigt und soll bis 2030 umgesetzt werden (BMU 2024).

2.4 Wälder mit natürlicher Entwicklung in Niedersachsen

2.4.1 Entstehungsgeschichte

Im Jahr 1969 wurde am Rand des Sollings erstmals in Niedersachsen ein Gebiet als Naturwald ausgewiesen. Bis 1974 wurde ein Flächensystem von insgesamt 63 „Naturwaldreservaten für Forschung und Lehre“ etabliert (MEYER et al. 2006). Im Laufe der vergangenen Jahrzehnte wurde die NWE-Kulisse durch Erweiterungen des Naturwaldprogramms und die Ausweisung des Nationalparks Harz im Jahre 1994 sukzessive vergrößert. Die Naturdynamikzonen des Nationalparks haben einen wesentlichen Anteil an der aktuellen NWE-Kulisse. Zum Stichjahr 2015 hatte sich der Bestand der NWE-Flächen in den Niedersächsischen Landesforsten auf 24.145 ha vergrößert.

Als Beitrag zu den Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie von 2007 entschied die niedersächsische Landesregierung 2017, insgesamt 10 % der Fläche des Landeswaldes für eine natürliche Entwicklung zum Stichjahr 2020 vorzusehen. Im Jahr 2021 wurde die NWE-Kulisse darüber hinaus durch die im Rahmen des „Niedersächsischen Weges“ erfolgte Ausweisung eines Wildnisgebietes mit einer Fläche von über 1.000 ha im östlichen Solling noch einmal erweitert.

2.4.2 Aktuelle Kulisse

In den Wäldern der Niedersächsischen Landesforsten werden aktuell rund 33.000 ha einer natürlichen Waldentwicklung überlassen. Dies entspricht einem Anteil von 10 % der Landeswaldfläche. Die NWE-Kulisse setzt sich aus bereits vorher bestehenden Naturwäldern, den Naturdynamikzonen der Großschutzgebiete Nationalpark Harz, Biosphärenreservat Elbtalaue sowie Biosphärenreservat Drömling, dem Naturwald Hohenstein, dem Wildnisgebiet Solling und weiteren im Zuge eines Lückenschlusses ausgewählten NWE-Flächen zusammen (Abbildung 2.2), die vielfach ebenfalls in Schutzgebieten liegen.

Die vorherrschenden Baumarten in der niedersächsischen NWE-Kulisse sind Buche und Fichte (Abbildung 2.3). Beide nehmen jeweils etwas mehr als ein Drittel der Gesamtfläche ein. Die hohen Fichtenanteile sind auf den Nationalpark Harz zurückzuführen, während die Buche vor allem im niedersächsischen Bergland dominiert. Weichlaubhölzer und Eiche finden sich dagegen eher im Tiefland. Ein erheblicher Teil der Fichtenbestände im Harz ist abgestorben und befindet sich derzeit in Sukzession.

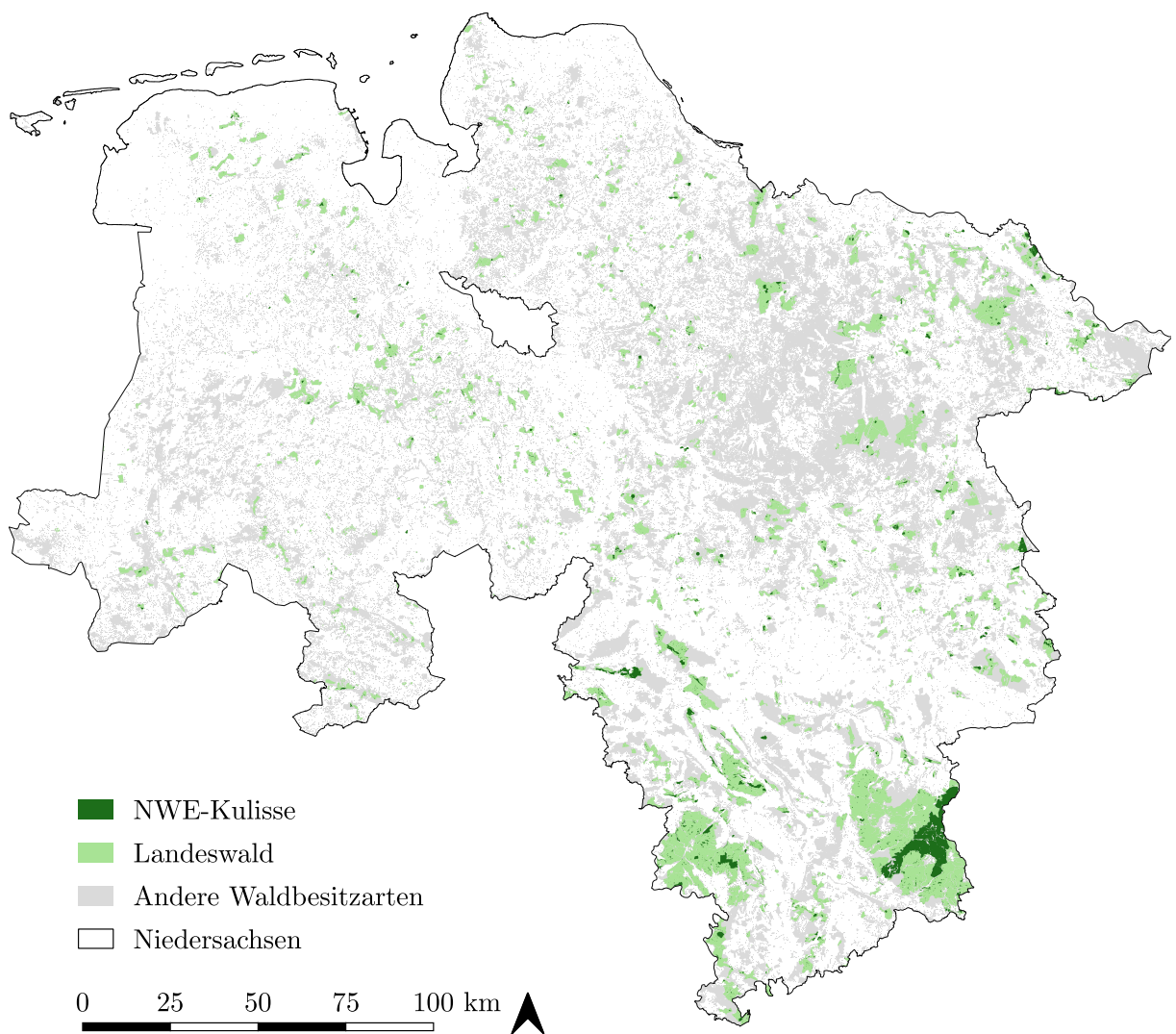


Abbildung 2.2: Flächenkulisse der Wälder mit natürlicher Entwicklung innerhalb des niedersächsischen Landeswaldes

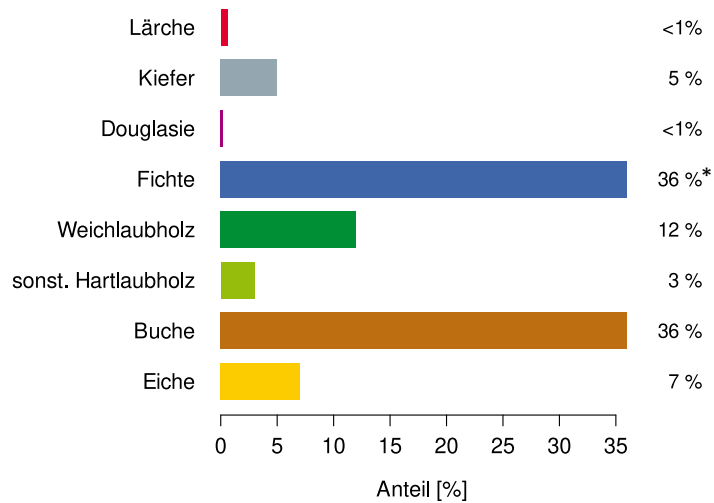


Abbildung 2.3: Flächenanteile der Hauptbaumarten in der NWE-Kulisse in Niedersachsen, Daten: Forsteinrichtung 2020 (*Ein erheblicher Teil der Fichtenbestände ist abgestorben)

Bei der Verteilung der NWE-Flächen in Niedersachsen auf Größenklassen fällt der hohe Anteil von zwei Flächen mit einer Größe von über 1.000 ha auf (Abbildung 2.4). Es handelt sich hierbei um den Nationalpark Harz sowie das Wildnisgebiet Solling. Ein weiterer Schwerpunkt liegt in der Größenklasse ≥ 20 bis < 100 ha, in der sich die meisten Naturwälder befinden. Die kleinen Flächen der Größenklasse $\geq 0,3$ bis < 5 ha weisen mit 1.932 zwar eine hohe Anzahl auf, ihre absolute Fläche beträgt aber lediglich 2.900 ha. Die einzelnen Größenklassen – abgesehen von den Flächen > 1.000 ha – sind ausgewogen besetzt. Flächen wurden als zusammenhängend betrachtet, wenn sie nicht mehr als 40 m voneinander entfernt lagen. Da das 1.300 ha große NWE-Gebiet Hohenstein aus räumlich nicht unmittelbar zusammenhängenden Teilflächen besteht, fällt es nicht in die Größenklasse über 1.000 ha.

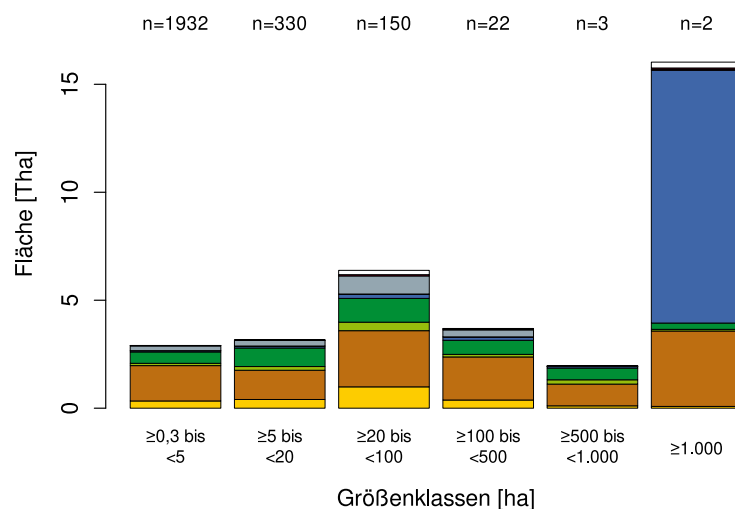


Abbildung 2.4: Verteilung der NWE-Kulisse in Niedersachsen auf Größenklassen inkl. Anzahl der Flächenteile und Anteile der Hauptbaumarten (Farbcodierung der Hauptbaumarten siehe Abbildung 2.3), Daten: Forsteinrichtung 2020

2.5 Wälder mit natürlicher Entwicklung in Hessen

2.5.1 Entstehungsgeschichte

Mit dem „Altholzinselprogramm“ wurden ab dem Jahr 1977 erstmals in Hessen in einem systematischen Ansatz Waldflächen aus der forstlichen Nutzung entlassen. Obwohl die Altholzinseln ursprünglich nicht dauerhaft ausgewiesen, sondern nach dem Zusammenbruch des Altbestandes wieder bewirtschaftet werden sollten, sind viele von ihnen letztlich in der heutigen NWE-Kulisse aufgegangen und gehören zu den am längsten nutzungsfreien Waldflächen in Hessen. Ein wichtiger Meilenstein war 1987 die Begründung des „Laubwaldforschungsprogramms“ als Basis des ein Jahr später begonnenen „Hessischen Naturwaldreservate-Programms“. Zwischen 1988 und 2000 wurden insgesamt 31 Naturwaldreservate ausgewählt und rechtlich gesichert (SCHMIDT u. SUNDERMANN 2013). Die Totalreservate umfassen heute zusammen genommen 1.255 ha. 1990 wurde das Biosphärenreservat Rhön begründet, dessen hessische Kernzone heute 1.317 ha Landeswald umfasst. Der 2004 gegründete und 2020 erweiterte Nationalpark Kellerwald-Edersee enthält aktuell 6.982 ha NWE-Fläche, wobei im Zuge der Zonierungsplanung Änderungen absehbar sind.

Zwischen 2013 und 2019 wurden in drei Tranchen weitere Waldflächen dauerhaft aus der Bewirtschaftung entlassen. Die 1. Tranche (2013) basierte auf der ersten Fassung der Naturschutzleitlinie (NLL, HessenForst 2011) und die 2. Tranche (2016) auf der hessischen Biodiversitätsstrategie. Mit der 3. Tranche (2019) wurde ein Flächenanteil von 10 % NWE im hessischen Staatswald erreicht. In der 2. und vor allem der 3. Tranche war man bestrebt, möglichst große Gebiete auszuwählen bzw. bestehende zu arrondieren. Die dauerhaft nutzungsfreien Waldflächen wurden in Hessen bis 2020 als „Kernflächen“ bezeichnet und danach in „Naturwaldentwicklungsflächen“ umbenannt. Bis Ende 2022 war die gesamte NWE-Kulisse im hessischen Staatswald auf 32.759 ha angewachsen (Abbildung 2.5). Dies entspricht einem Anteil von 10 % der Staatswaldfläche (Landeswald).

2.5.2 Aktuelle Kulisse

Die NWE-Kulisse im hessischen Staatswald besteht aus Naturwaldreservaten, der Naturzone des Nationalparks Kellerwald-Edersee, den Kernzonen des Biosphärenreservats Rhön und sonstigen NWE-Flächen (Abbildung 2.5).

In der hessischen NWE-Kulisse dominieren Buchenwälder (Abbildung 2.6). Zweithäufigste Baumart ist die Eiche. Der Nadelbaumanteil ist mit 11 % gering, im Gesamtwald von HessenForst liegt er bei knapp 43 %. Somit wurden Laubwälder bei der Auswahl der NWE-Kulisse deutlich bevorzugt. In der dritten Ausweisungstranche von Kernflächen wurden zur Arrondierung größerer Flächen auch erhöhte Nadelbaumanteile mit einbezogen.

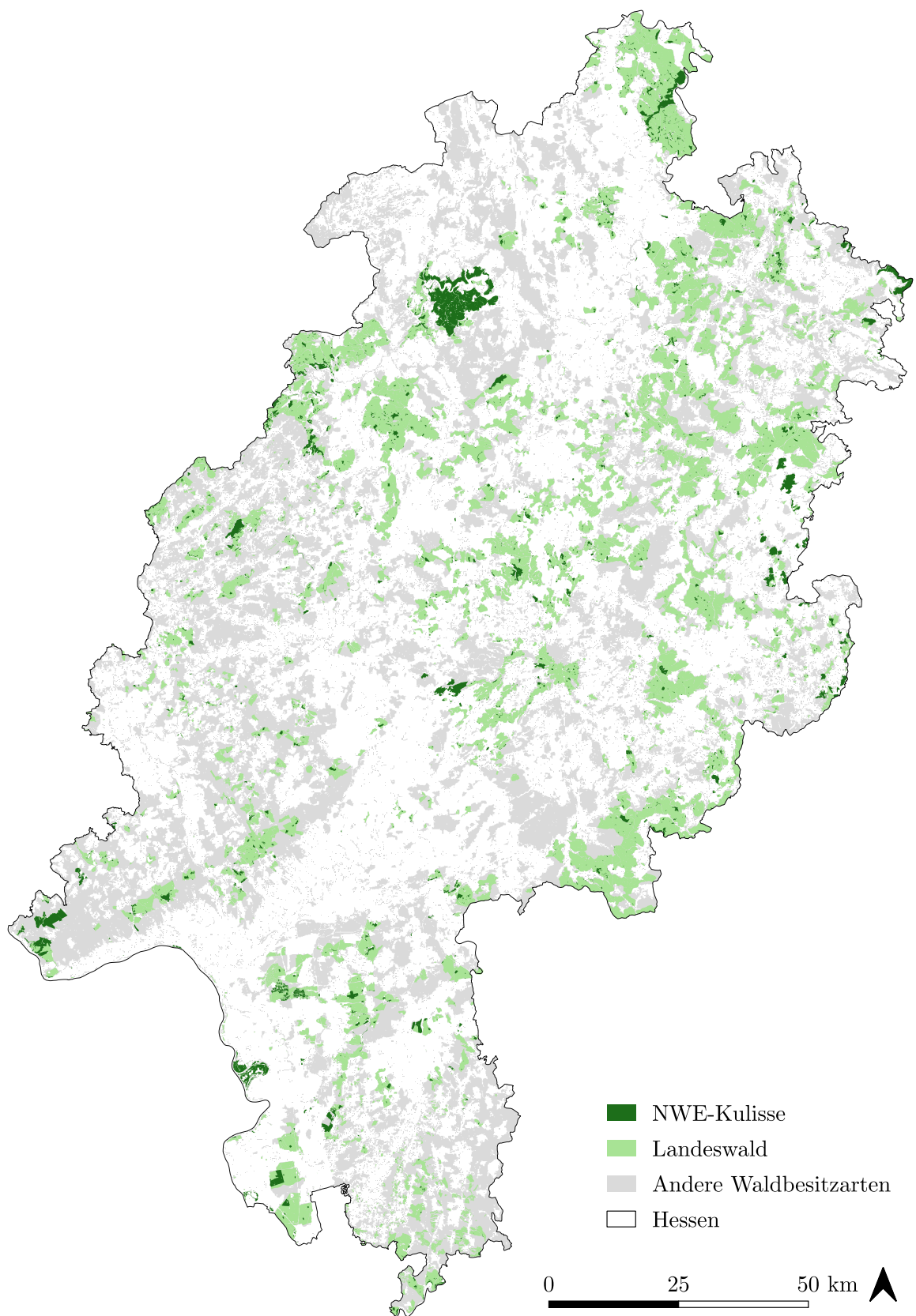


Abbildung 2.5: Kulisse der Wälder mit natürlicher Entwicklung innerhalb des hessischen Landeswaldes

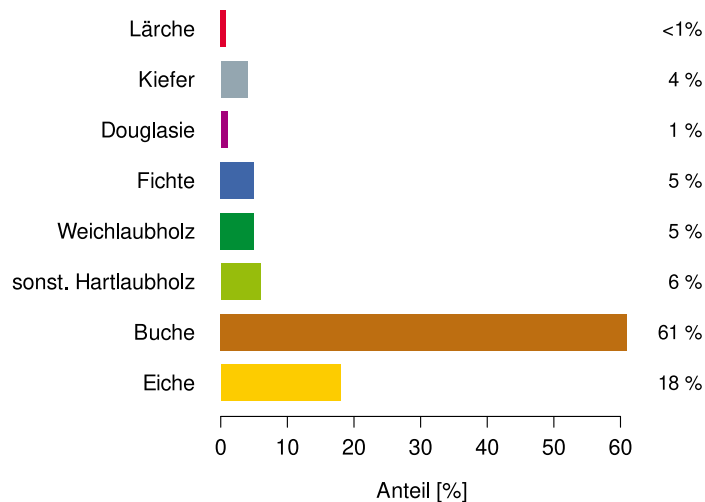


Abbildung 2.6: Flächenanteile der Hauptbaumarten in der NWE-Kulisse in Hessen, Daten: Forsteinrichtung 2023

Die Verteilung der NWE-Flächen auf die Größenklassen zeigt einen Schwerpunkt in der Klasse ≥ 100 bis < 500 ha, gefolgt von den Klassen ≥ 20 bis 100 sowie ≥ 1.000 ha (Abbildung 2.7). Beispiele für große Flächen sind neben dem Nationalpark Kellerwald-Edersee zusammenhängende Gebiete im Reinhardswald, im Hinterlandswald/Wispertaunus und im Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau (Abbildung 2.5). Die Klasse $\geq 0,3$ bis < 5 ha weist den kleinsten Flächenanteil, aber die größte Anzahl an Einzelflächen auf. Flächen, die nicht weiter als 40 m voneinander entfernt lagen, wurden als zusammenhängend betrachtet. Dies wurde auch bei Wasserflächen angewandt, so sind etwa Kühkopf und Knoblochsau hier als zwei Gebiete enthalten. Insgesamt kann für den hessischen Landeswald festgestellt werden, dass die unterschiedlichen Größenklassen weitgehend ausgewogen besetzt sind.

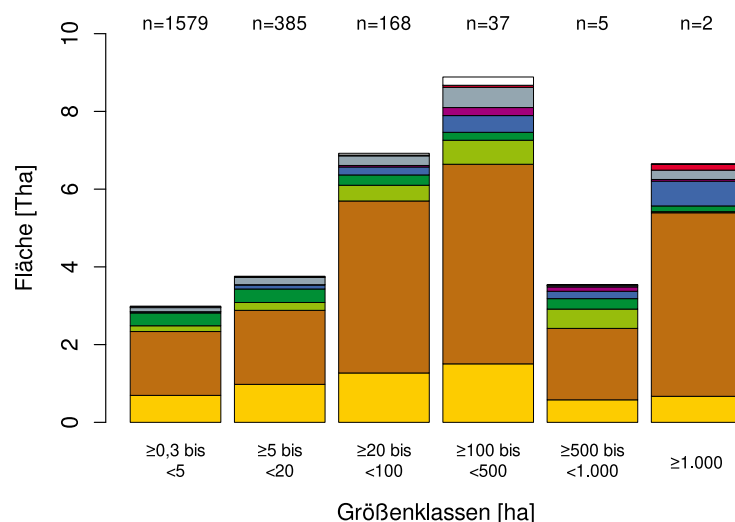


Abbildung 2.7: Verteilung der NWE-Kulisse in Hessen auf Größenklassen inkl. Anzahl der Flächenteile und Anteile der Hauptbaumarten (Farbcodierung der Hauptbaumarten siehe Abbildung 2.6), Daten: Forsteinrichtung 2023

2.6 Wälder mit natürlicher Entwicklung in Sachsen-Anhalt

2.6.1 Entstehungsgeschichte

Auf dem Gebiet des heutigen Landes Sachsen-Anhalt wurde schon im Verlauf der 1960er Jahre ein repräsentatives System von Naturwaldzellen geschaffen. Nach einer Reform des Flächensystems ab 1996 umfasst es heute 20 Naturwaldzellen (MEYER et al. 2018). Davon befinden sich 16 Gebiete mit einer Gesamtfläche von 826 ha im Landeswald. Sieben Gebiete bestanden – wenn auch in veränderter Flächenausdehnung – durchgängig seit den 1960er Jahren.

In Sachsen-Anhalt haben Großschutzgebiete einen erheblichen Anteil an der NWE-Kulisse. Der Nationalpark Hochharz wurde im Jahr 1990 ausgewiesen. Die Fusion mit dem niedersächsischen Nationalpark Harz erfolgte 2006. Die Ursprünge des Biosphärenreservates Mittelbe reichen in die 1970er Jahre zurück. Ab den 1990er Jahren wurden außerdem die Biosphärenreservate Drömling und Karstlandschaft Südharz entwickelt. Die Kernzonen der Biosphärenreservate stellen bedeutende Teile der heutigen NWE-Kulisse des Landes dar. Die Stiftung für Umwelt-, Natur- und Klimaschutz des Landes Sachsen-Anhalt (SUNK) übernahm 2011 größere Waldflächen des Nationalen Naturerbes bei Blankenburg, die schrittweise einer natürlichen Waldentwicklung überlassen werden. Da es sich um eine landeseigene Stiftung handelt, zählen sie zur NWE-Kulisse im Landeswald. 2021 wurde das „10-Prozent-Ziel“ erreicht.

2.6.2 Aktuelle Kulisse

Im Landeswald des Landes Sachsen-Anhalt werden aktuell rund 14.000 ha einer natürlichen Waldentwicklung überlassen. Die NWE-Kulisse setzt sich aus Naturwaldzellen, der Naturdynamikzone des Nationalparks Harz, den Kernzonen der Biosphärenreservate Mittelbe, Drömling und Karstlandschaft Südharz, dem Flächenkomplex der SUNK bei Blankenburg und weiteren kleineren NWE-Flächen zusammen (Abbildung 2.8).

Die NWE-Kulisse in Sachsen-Anhalt wird von der Hauptbaumart Fichte dominiert (Abbildung 2.9). Ihr Anteil entspricht etwa dem Flächenanteil des Nationalparks Harz. Es ist davon auszugehen, dass die Fichtenbestände zum großen Teil abgestorben und in Sukzession übergegangen sind. Außerhalb des Nationalparks ist die Fichte selten. Dementsprechend nehmen Buchen- und Eichenwälder hier die größten Flächenanteile ein. Eine naturschutzfachlich wertvolle Besonderheit der NWE-Kulisse in Sachsen-Anhalt sind die ausgedehnten Auwaldbereiche, die auch die ungewöhnlich hohen Anteile von Weichlaubholz und sonstigem Hartlaubholz bedingen. Die Baumart Kiefer nimmt nur einen geringen Anteil ein, obwohl sie in weiten Teilen des Landes prägend und auch die bestimmende Baumart mancher Naturwaldzellen ist.

Die Größenklassenverteilung zeigt einen deutlichen Schwerpunkt bei den Flächen in der Klasse ≥ 1.000 ha (Abbildung 2.10). Hierbei handelt es sich um die Kernzone des Nationalparks Harz sowie die Fläche der SUNK, die gemeinsam mehr als die Hälfte der Gesamtkulisse ausmachen.

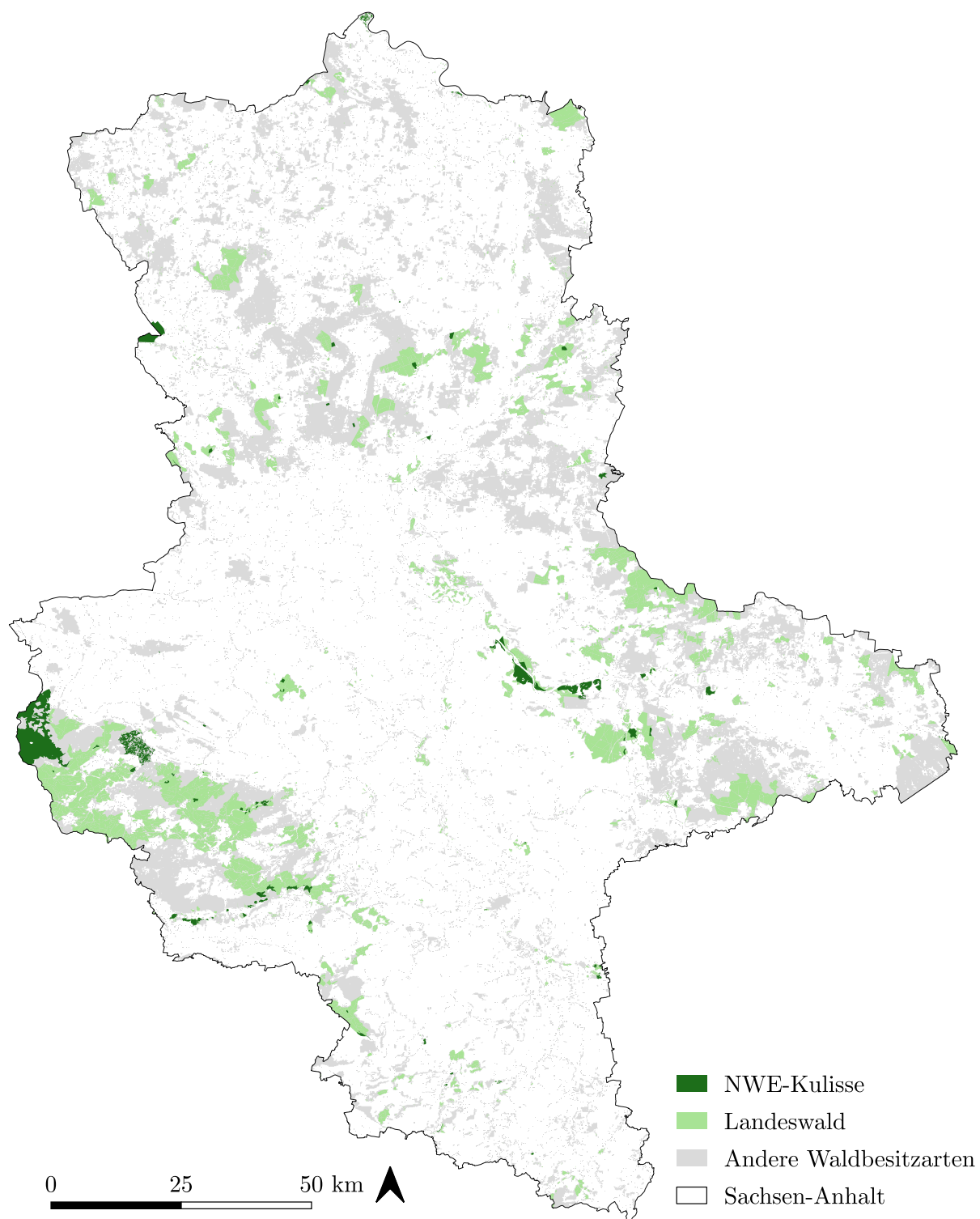


Abbildung 2.8: Kulisse der Wälder mit natürlicher Entwicklung innerhalb des sachsen-anhaltischen Landeswald

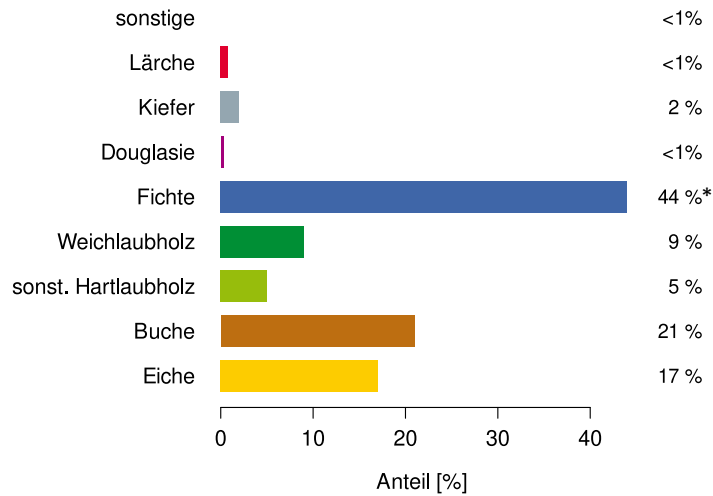


Abbildung 2.9: Flächenanteile der Hauptbaumarten in der NWE-Kulisse in Sachsen-Anhalt, Daten: Forsteinrichtung 2022 (*Ein erheblicher Teil der Fichtenbestände ist abgestorben)

Die SUNK-Flächen bestehen überwiegend aus Buchenwäldern. Die Größenklassen zwischen 20 und 1.000 ha nehmen weitgehend gleich große Flächenanteile ein. Die größeren Flächen liegen eher in den Biosphärenreservaten, während die kleineren Flächen zwischen 20 und 100 ha eher von Naturwaldzellen gebildet werden. Kleine Flächen unter 20 ha sind im Vergleich zu Hessen oder Niedersachsen selten und machen nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtfläche aus.

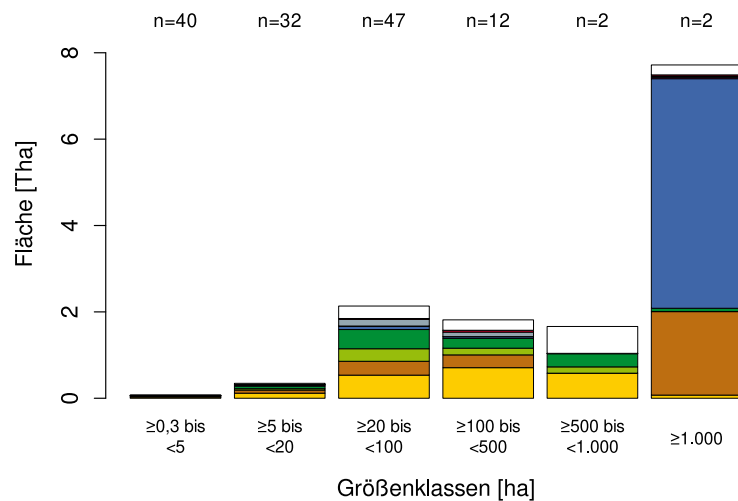


Abbildung 2.10: Verteilung der NWE-Kulisse in Sachsen-Anhalt auf Größenklassen inkl. Anzahl der Flächenteile und Anteile der Hauptbaumarten (Farbcodierung der Hauptbaumarten siehe Abbildung 2.9), Daten: Forsteinrichtung 2022

2.7 Wälder mit natürlicher Entwicklung in Schleswig-Holstein

2.7.1 Entstehungsgeschichte

Bereits im Jahr 1969 gab es erste Überlegungen zur Ausweisung von Naturwäldern in Schleswig-Holstein. In den Jahren 1980 bis 1982 wurden schließlich 39 Naturwaldzellen im staatlichen Waldbesitz ausgewiesen. Bis 1987 wurden noch 10 weitere Flächen aus der Bewirtschaftung genommen. 1988 ergänzten auch die Stadt Lübeck (4 Flächen) und die Kreisforsten Lauenburg (8 Flächen) die Gesamtkulisse an Naturwaldzellen. Im Jahr 1990 wurden alle Gebiete als „Vorrangflächen für Naturschutz“ definiert und durch eine sie umgebende Pufferzone vergrößert. Nach weiteren Anpassungen der Flächenkulisse wurde im Jahr 2008 ein Gesamtbestand von 37 Naturwäldern per Erlass als Naturwälder gesichert.

Im Jahr 2012 waren 5 % der Holzbodenfläche des Landes Schleswig-Holstein als Naturwälder gesichert. Mit der Umsetzung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt wurde die bestehende Kulisse erweitert, sodass seit 2016 nun 10% der öffentlichen Waldfläche einer dauerhaft natürlichen Entwicklung überlassen sind (Abbildung 2.11). Die Auswahl weiterer Naturwaldflächen orientierte sich dabei an den Ergebnissen einer Hotspotanalyse, die besonders schützenswerte Waldhabitate sowohl im Bereich von Beständen der Alters- und Zerfallsphase als auch auf Extremstandorten modelliert und im Feld überprüft hat (ENGEL et al. 2018).

2.7.2 Aktuelle Kulisse

In den Waldflächen in staatlichem Besitz und der Betreuungshoheit der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten AöR werden aktuell 4.857 Hektar einer natürlichen Waldentwicklung überlassen (Abbildung 2.11). Diese Flächenkulisse weist einen hohen Naturnähegrad auf. Mit einem Anteil von 95 % prägen Laubbaumarten der potenziell natürlichen Vegetation das Bestandesbild. Neben den Hauptbaumarten Buche und Eiche wird fast die Hälfte der NWE-Flächen durch Weich- und/oder Hartlaubhölzer geprägt (Abbildung 2.12).

Eichendominierte Flächen wurden im Rahmen der Hotspotanalyse und Neuausweisung von NWE-Flächen explizit nicht für eine natürliche Waldentwicklung vorgesehen, da für ihren langfristigen Fortbestand pflegende Eingriffe erforderlich sind (ENGEL et al. 2018). Der dargestellte Eichenanteil geht auf bereits vor diesem Prozess ausgewiesene Naturwaldflächen zurück. Bei den Hartlaubhölzern handelt es sich vornehmlich um Eschen, die insbesondere im Bereich bachbegleitender Erlen-Eschen- sowie Quell-Wälder oder auch auf Niedermoortorfen der grund- und stauwasserbeeinflussten Standorte bestandesbildend auftreten. Fast ein Viertel der NWE-Flächen befindet sich auf Moor- oder zumindest Anmoorstandorten, auf denen vor allem Birken und Erlen in Form von ärmeren oder reicheren Bruchwäldern die herrschende Bestandesschicht bilden.

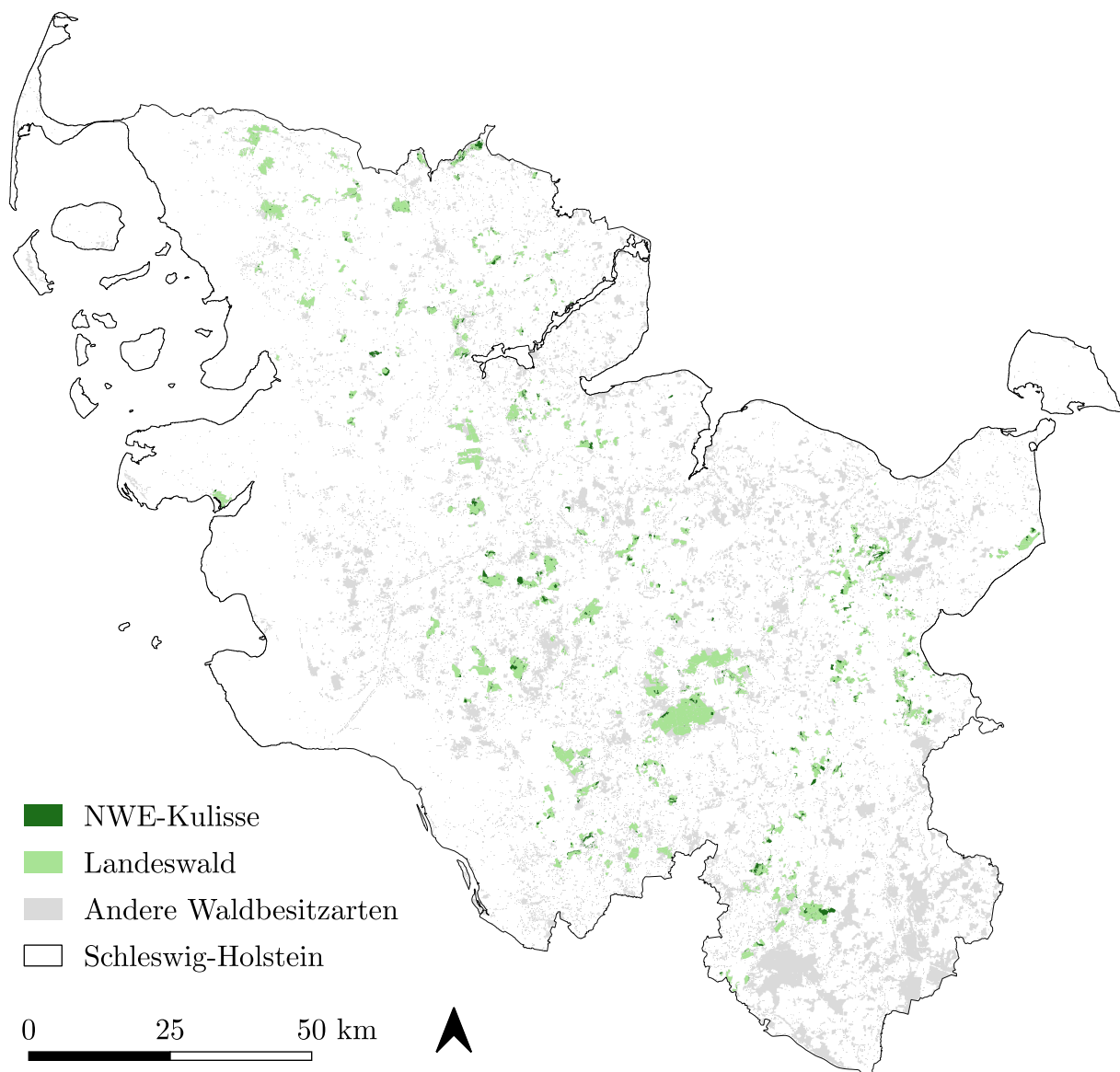


Abbildung 2.11: Kulisse der Wälder mit natürlicher Entwicklung innerhalb des Landeswaldes Schleswig-Holstein

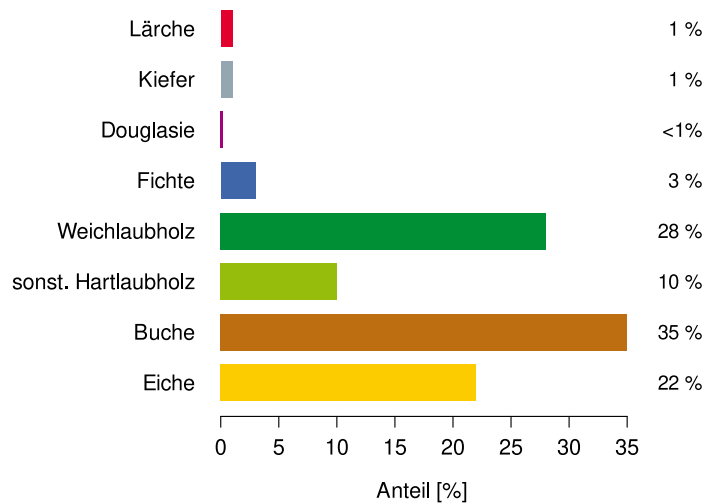


Abbildung 2.12: Flächenanteile der Hauptbaumarten in der NWE-Kulisse in Schleswig-Holstein, Daten: Forsteinrichtung 2020

Der geringe Waldanteil Schleswig-Holsteins bedingt eine Splitterverteilung und nur wenige größere zusammenhängende Waldflächen. 92% aller NWE Flächen sind kleiner als 20 ha, 70% sogar kleiner als 5 ha. Nur fünf NWE-Flächen sind größer als 100 ha (Abbildung 2.13). Sowohl in den größeren als auch in den kleinen Flächen kommen nicht nur Buchen und Eichen, sondern auch Hart- und Weichlaubholz in ähnlicher Verteilung wie in der Gesamtgebietskulisse vor. In den größeren Flächen gibt es einen etwas höheren Anteil an Buchen- und Eichenbeständen, während in den kleinen Flächen das Weichlaubholz etwas stärker vertreten ist. Dies entspricht der Verteilung der eher kleinflächigen Ausprägung azonaler Standortsbedingungen. In den mittleren Flächengrößenklassen sind aktuell größere Anteile ohne Waldbestockung. Hierbei handelt es sich vorwiegend um offene Moor- und Sumpfflächen.

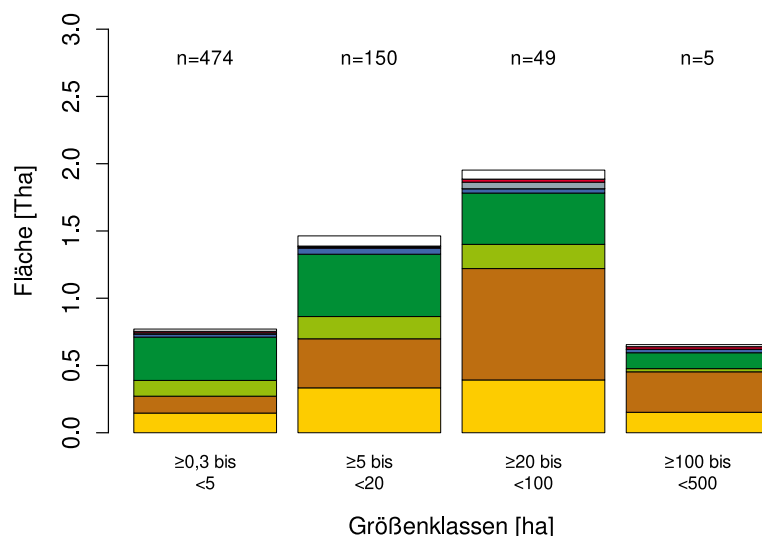


Abbildung 2.13: Verteilung der NWE-Kulisse in Schleswig-Holstein auf Größenklassen inkl. Anzahl der Flächenteile und Anteile der Hauptbaumarten (Farbcodierung der Hauptbaumarten siehe Abbildung 2.12), Daten: Forsteinrichtung 2020



3 Zielsetzung des Monitorings

Da die Ausweisung der NWE-Flächen auf die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt zurückgeht und ein Instrument zum Erhalt und zur Wiederherstellung der walddtypischen Biodiversität darstellt (BMU 2007), steht die walddtypische Biodiversität im Fokus des NWE-Monitorings. Mit dem Monitoring werden drei grundlegende Ziele verfolgt:

1. **Evaluation und Wirkungskontrolle der Ausweisung von Wäldern mit natürlicher Entwicklung**
2. **Quantifizierung des Beitrages der natürlichen Waldentwicklung zum Schutz der walddtypischen Biodiversität**
3. **Erkenntnisgewinn für naturnahen Waldbau und integrativen Waldnaturschutz**

Das Konzept des NWE-Monitorings setzt auf Dauerhaftigkeit und eine hohe Anpassungsfähigkeit an sich mit der Zeit verändernden Anforderungen und Fragestellungen unterschiedlicher Stakeholder (LINDENMAYER u. LIKENS 2018). Im Sinne eines adaptiven Monitorings (LINDENMAYER u. LIKENS 2009, LINDENMAYER et al. 2011) sollen in möglichst großem Umfang jeweils aktuelle Fragen der forstlichen und naturschutzfachlichen Praxis sowie der Politik und Forschung bearbeitet werden.

3.1 Walddtypische Biodiversität

Das NWE-Monitoring betrachtet die Artebene der Biodiversität. Der Begriff Diversität umfasst dabei sowohl die Vielfalt selbst als auch die Häufigkeit und Zusammensetzung der vorkommenden Artengemeinschaften. Um Biodiversität ausreichend vollständig zu untersuchen, wird zwischen der Alpha-Diversität (lokal), der Beta-Diversität (Unterschiede zwischen Lokalitäten) und der Gamma-Diversität (Vielfalt im gesamten Untersuchungsraum) unterschieden (Abbildung 3.1). Diese verschiedenen Ebenen werden im NWE-Monitoring in ihrer zeitlichen Entwicklung betrachtet. Der Fokus liegt dabei auf der walddtypischen Biodiversität. Unter walddtypischer Biodiversität werden landbewohnende Arten mit einer engen Bindung an den Lebensraum Wald verstanden (SCHMIDT et al. 2011, SCHNEIDER et al. 2021, HEINKEN et al. 2022).

3.2 Zustand und Entwicklung

Ein grundlegendes Ziel des NWE-Monitorings ist es, den aktuellen Zustand und die darauffolgende **zeitliche Entwicklung der verschiedenen Dimensionen der Artendiversität** in Wäldern mit natürlicher Entwicklung zu dokumentieren und zu analysieren (Abbildung 3.1). Als kurzfristiges Ergebnis des NWE-Monitorings liegen Biodiversitäts- und Waldstrukturdaten vor, die erstmals eine umfassende **naturschutzfachliche Bewertung des Zustandes** der gesamten NWE-Flächenkulisse erlauben.

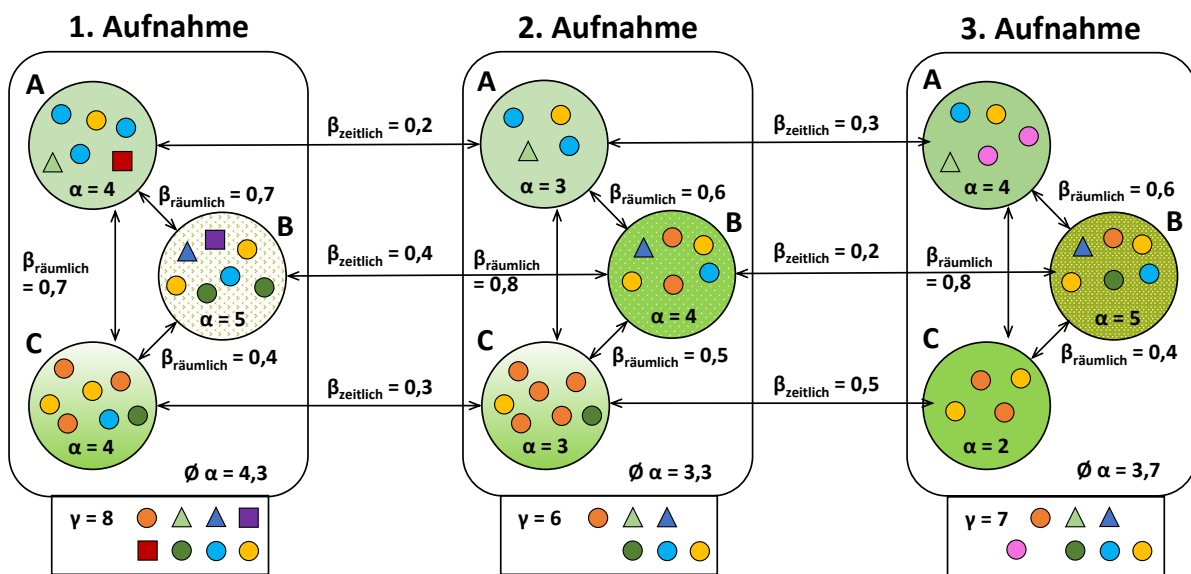


Abbildung 3.1: Räumliche und zeitliche Dimension des NWE-Monitorings mit schematischer Darstellung von Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität. Das Vorkommen und die Häufigkeit von Arten werden für exemplarisch drei NWE-Untersuchungsflächen (A, B, C) und für drei erste aufeinanderfolgende Aufnahmen (1., 2., 3.) mit neun farbigen Symbolen (Arten) dargestellt. Die Form der Symbole (Kreis, Dreieck, Quadrat) repräsentiert relevante Eigenschaften der Arten, wie beispielsweise Kategorien der Waldbindung, den Gefährdungsstatus oder die Zugehörigkeit zur Gruppe der sog. Urwaldreliktarten. Unterschiede in den Habitatsigenschaften und der Bewirtschaftungsintensität der Untersuchungsflächen sind durch die Hintergrundmuster der Untersuchungsflächen dargestellt und können räumlich und zeitlich variieren. Neben der quantitativen Betrachtung der Artenvielfalt (Zahlen in der Grafik für Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität) ist die qualitative Betrachtung der Artidentitäten und ihrer Häufigkeiten (farbige Artsymbole) von zentraler Bedeutung. Verändert aus HAGGE et al. (2021b).

Die folgende Liste praktischer Fragestellungen verdeutlicht das Potential des NWE-Monitorings zur datenbasierten Beantwortung vielfältiger Fragestellungen, welche aktuell oder in der Zukunft aus der forstlichen und naturschutzfachlichen Praxis, von Behörden oder politischen Akteuren gestellt werden.

Beispiele für Fragestellungen zum Zustand der Biodiversität in den NWE-Flächen:

- Wie häufig sind die unterschiedlichen Spechtarten in NWE-Flächen anzutreffen?
- Finden wir Urwaldreliktarten unter den Käfern in den NWE-Flächen?
- Wie viele gefährdete Pilzarten wachsen in NWE-Flächen?
- Welche Fledermaus-Gattung zeigt in NWE-Flächen die höchste Aktivität?
- Welche Baummikrohabitate sind in NWE-Flächen in welcher Häufigkeit vertreten?
- Welche Baumarten- und Durchmesserverteilungen sind für NWE-Flächen charakteristisch?
- ...

Ein weiteres kurzfristiges Ergebnis des NWE-Monitorings ist die **Evaluation des Auswahlprozesses der NWE-Flächenkulisse**. Sind die unmittelbaren Zielsetzungen bei der Umsetzung der NWE-Flächenauswahl aus naturschutzfachlicher Sicht erfolgreich gewesen? Diese Erkenntnisse ermöglichen es, Leitlinien für aktuelle und zukünftig anstehende Entscheidungen des Flächenmanagements im Landeswald abzuleiten.

Durch die Dauerhaftigkeit können mit dem NWE-Monitoring zudem erstmals Ergebnisse zur **langfristigen Entwicklung der Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung** erzielt werden, die auf echten Zeitreihen basieren. Langfristige Datenreihen gibt es bisher nur aus der Forschung in Naturwaldreservaten (MEYER et al. 2023), welche eine verhältnismäßig kleine und nicht flächenrepräsentative Teilfläche der NWE-Kulisse darstellen. Zudem lag und liegt der Fokus in der klassischen Naturwaldforschung auf der Entwicklung der Waldstrukturen und eingeschränkt der Vegetation (MEYER 2020). Erfassungen zur Diversität von Tierartengruppen haben im Rahmen der Naturwaldforschung in den Trägerländern der NW-FVA bisher nur auf Einzelflächen stattgefunden (MEYER 2020). Hier leistet das NWE-Monitoring bundesweit Pionierarbeit und liefert Zeitreihendaten zur Entwicklung der Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung. Dies ist ein substanzieller Beitrag zu dem fachlich und politisch geforderten Ziel, die natürlichen Anpassungsprozesse von Wäldern an sich rapide verändernde Klimabedingungen zu dokumentieren und zu analysieren. Zudem werden **Wälder mit natürlicher Entwicklung als Lernorte für naturnahen Waldbau und integrativen Waldnaturschutz** über die bisherige Naturwaldforschung hinaus in Wert gesetzt.

3.3 Benchmarking

Die Ergebnisse des NWE-Monitorings lassen sich fachlich nur dann bewerten und einordnen, wenn **Wälder mit natürlicher Entwicklung mit bewirtschafteten Wäldern verglichen** werden. Daher soll der exklusive Beitrag natürlicher Waldentwicklung für den Erhalt und den Schutz der walddtypischen Biodiversität im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern quantifiziert werden, indem der initiale Unterschied bei der Bewertung der realen Veränderung über die Zeit mit berücksichtigt wird (Abbildung 3.2). Nur auf diese Weise lässt sich der Einfluss der natürlichen Waldentwicklung von anderen großflächig wirksamen und von der forstlichen Bewirtschaftung unabhängigen Einflussgrößen wie beispielsweise den sich allgemein auf Wälder auswirkenden Stickstoffeinträgen oder dem fortschreitenden Klimawandel trennen.

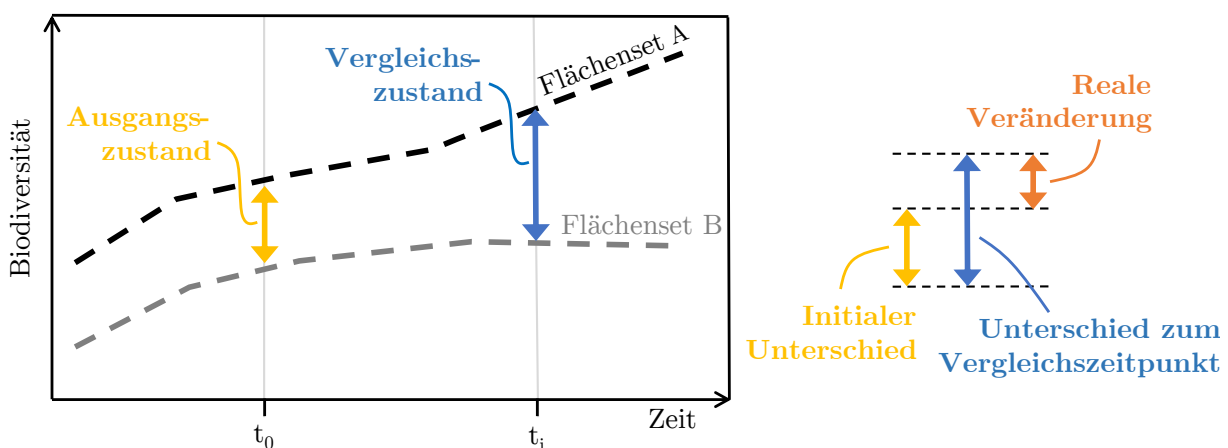


Abbildung 3.2: Um die reale Veränderung der Biodiversität zwischen zwei Behandlungsvarianten (Flächensets A und B) zu einem Vergleichszeitpunkt (t_1) ermitteln, muss der Unterschied zum Ausgangszeitpunkt (t_0) berücksichtigt werden.

Beispiele für Fragestellungen zum Vergleich der Biodiversität zwischen den NWE-Flächen und dem bewirtschafteten Landeswald:

- Welche Vogelarten profitieren von einer Bewirtschaftung des Waldes, welche von einer natürlichen Waldentwicklung?
- Welchen Beitrag leisten Wälder mit natürlicher Entwicklung für den Erhalt gefährdeter Pilzarten?
- Kommen Urwaldreliktarten unter den Käfern nur in Wäldern mit natürlicher Entwicklung vor?
- Wie unterscheidet sich das Angebot an Baummikrohabitaten zwischen bewirtschafteten Wäldern und NWE-Flächen?
- ...

3.4 Kausales Verständnis

Das NWE-Monitoring dient des Weiteren dazu, das grundlegende Wissen zu **kausalen Zusammenhängen von Arten, Habitateigenschaften und ökologischen Prozessen** in Wäldern auszubauen und verbessert damit die Grundlagen für einen evidenzbasierten Waldnaturschutz und eine naturnahe Waldwirtschaft. Dazu soll das Zusammenspiel von State-Indikatoren (Zustandsgrößen; hier: Arten) und Driver-Indikatoren (Treiber oder Ursachen; hier: Habitateigenschaften) innerhalb der NWE-Kulisse und des bewirtschafteten Landeswaldes analysiert werden.

Beispiele für Fragestellungen zum kausalen Verständnis der Biodiversität:

- Welchen Einfluss haben eine starke Waldfragmentierung und ein hoher Anteil landwirtschaftlicher Flächen in der Umgebung auf die walddtypische Biodiversität?
- Welche Arten sind Klimawandelgewinner, welche Arten sind Klimawandelverlierer?
- Kommt es mit zunehmender Klimaerwärmung zu einer Verschiebung der jahreszeitlichen Aktivität von Vögeln?
- Wie beeinflusst das Mikroklima das Vorkommen von Laufkäfern und Spinnen?
- Welche Waldstrukturelemente haben einen Einfluss auf die akustische Fledermausaktivität?
- Welche Vogel-, Fledermaus-, Insekten- und Pilzarten profitieren von Störungen?
- Welche Urwaldreliktarten unter den Käfern kommen nur in Wäldern mit Laubwaldkontinuität vor?
- ...



4 Stichprobendesign

4.1 Anforderungen an das Stichprobendesign

Ein robustes, statistisch belastbares Stichprobendesign und eine einheitliche Methodik sind essentiell für den langfristigen Erfolg von Monitoringprogrammen (KREBS 1999, LINDENMAYER u. LIKENS 2018). Im NWE-Monitoring wird **eine zufällige und repräsentative Stichprobe** aus der zu untersuchenden Grundgesamtheit erfasst.

Wichtige Grundlagen eines soliden Stichprobendesigns (vgl. KREBS (1999); HUGHES et al. (2017); LINDENMAYER u. LIKENS (2018)):

- Die Abgrenzung der Grundgesamtheit (*hier: Geodaten des Suchraums für die Ziehung einer Stichprobe*) muss im Hinblick auf die Ziele und Fragestellungen des Monitoringprogramms gut begründet und dokumentiert werden, da die erzielten Ergebnisse unmittelbar nur für diese Grundgesamtheit gültig sind. Eine Übertragung auf andere Systeme setzt eine Prüfung auf Vergleichbarkeit voraus.
- Alle Elemente der Grundgesamtheit sollten bei der Stichprobenziehung eine gleiche Auswahlwahrscheinlichkeit haben, um unverzerrte und damit unmittelbar repräsentative Ergebnisse zu erhalten.
- Die Datenerhebung muss umfangreich genug sein, um die definierten Ziele und Fragestellungen mit den zu erwartenden Daten voraussichtlich statistisch belastbar beantworten zu können. Neben der Anzahl der untersuchten Stichprobenpunkte ist der zeitliche Wiederholungsturnus der Datenerhebung eine substantielle Stellgröße für den Nachweis zeitlicher Trends und räumlicher Muster.
- Da die Varianz der erfassten Parameter vorab unbekannt ist und bislang – aufgrund fehlender vergleichbarer Monitoringprogramme – auch keine spezifischen Erfahrungswerte dazu vorliegen, müssen die notwendige Anzahl der Stichprobenpunkte und ein sinnvoller Wiederholungsturnus auf der Basis stichprobentheoretischer Überlegungen bei freilandökologischen Erfassungen gutachtlich im Abgleich mit den zur Verfügung stehenden personellen und finanziellen Ressourcen abgeschätzt werden (MARTÍNEZ-ABRAIN 2014).
- Die Anzahl der Stichproben und der zeitliche Wiederholungsturnus sind von den untersuchten Parametern und den eingesetzten Methoden abhängig. Während beispielsweise für die Erfassung zeitlicher Trends der Totholzmenge ein mehrjähriger Turnus ausreichend

wäre, muss für die Erfassung zeitlicher Trends von Arten mit teils großen jährlichen Populationsschwankungen ein möglichst enger zeitlicher Turnus gewählt werden.

- Umfang und zeitlicher Turnus der Stichprobe sowie die eingesetzten Methoden zur Erfassung von Arten müssen wohl überlegt mit den verfügbaren Ressourcen abgestimmt werden. Dabei sollte die langfristige Realisierbarkeit bestmöglich abgeschätzt und Möglichkeiten zur späteren Nachjustierung im Sinne eines adaptiven Monitorings eingeplant werden.

4.2 Methodik der Stichprobenziehung

Die Erfüllung der skizzierten Anforderungen an ein robustes Stichprobendesign wird durch eine dreiteilige Stichprobenziehung mittels eines reproduzierbaren Auswahlalgorithmus sichergestellt. Dadurch entsteht ein statistisch belastbares, langfristig stabiles und gut dokumentiertes Stichprobendesign.

Algorithmus zur zufälligen Auswahl von Stichprobenpunkten

- Zur Auswahl von Zufallspunkten wurde ein Algorithmus in der Statistiksoftware R programmiert.
- Die Zufallsauswahl der Punkte erfolgt in einem iterativen Prozess im Wechsel zwischen NWE-Kulisse und bewirtschaftetem Wald, solange, bis die erforderliche Stichprobengröße erreicht ist.
- Liegt ein gewählter Zufallspunkt weniger als 20 m vom Rand der Grundgesamtheit entfernt, wird der Punkt kleinräumig ins Flächeninnere verschoben, bis er einen Abstand von 20 m zum Rand hat (Grund: 0,1 ha großer Probekreis soll vollflächig in Grundgesamtheit fallen).
- Nach Auswahl eines Zufallspunktes wird dessen Umfeld in einem 250 m Radius von der Auswahl weiterer Punkte ausgeschlossen, um kleinräumige Überlagerungen von Punkten auszuschließen.

4.2.1 Flächenrepräsentative Zufallsstichprobe

Ein wesentliches Ziel des NWE-Monitorings ist es, Aussagen zum Zustand der Biodiversität (z.B. durchschnittliche Anzahl von Arten, durchschnittliche Häufigkeit von Arten etc.) im NWE-Flächensystem treffen zu können und diese Ergebnisse in den Kontext des Zustandes im bewirtschafteten Landeswald zu stellen. Damit anhand des NWE-Monitorings Aussagen zu mittleren Eigenschaften und der Varianz von Biodiversität innerhalb der NWE-Kulisse und innerhalb des bewirtschafteten Landeswaldes möglich sind, ist eine flächenrepräsentative Stichprobenziehung notwendig. Daher wurden im ersten Schritt der Stichprobenziehung zufällige Stichprobenpunkte innerhalb der NWE-Kulisse (NZ-Stichprobe) und im bewirtschafteten Landeswald (WZ-Stichprobe) mithilfe des oben beschriebenen Algorithmus gezogen (Abbildung 4.3). Daten zur aktuellen Bestockung oder anderen Umweltparametern wurden dabei explizit nicht berücksichtigt, damit die Stichprobenauswahl auch bei künftigen Bestockungs- und Waldstrukturänderungen dauerhaft repräsentativ bleibt.

Bundeslandspezifischer Stichprobenumfang

Der Stichprobenumfang wurde entsprechend der zuvor skizzierten Anforderungen gewählt. Durch die Entscheidung den Nationalpark Harz (vorerst) nicht in das Monitoring einzubeziehen, wird in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt nur ein Teil der 10%-NWE-Kulisse in das Monitoring einbezogen. Da in Hessen und Schleswig-Holstein jeweils die vollständige 10%-Kulisse in das Monitoring einbezogen wird, ergibt sich eine bundeslandspezifische Definition der NWE-Grundgesamtheit.

Die bundeslandspezifische Stichprobengröße der flächenrepräsentativen Stichprobe errechnete sich daher wie folgt:

1. Berechnung der Waldflächenverteilung (Wirtschaftswald + NWE) auf die Bundesländer (ohne NLP Harz), welche die Grundgesamtheit des Monitorings darstellt.
2. Aufteilung von 210 Stichprobenpunkten auf die Grundgesamtheit entsprechend der Landeswaldfläche des jeweiligen Bundeslandes. Dieser Teil der Stichprobe wird „Basisstichprobe“ genannt.
3. Aufteilung der Basisstichprobe auf Wirtschaftswald und NWE-Kulisse entsprechend des landesspezifischen NWE-Flächenanteils (nach Abzug NLP Harz in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt = ca. 6 %).
4. Bundeslandspezifische Verdichtung der Stichprobe für die NWE-Kulisse auf die gleiche Anzahl an Stichprobenpunkten wie in der Basisstichprobe im Wirtschaftswald des jeweiligen Bundeslandes. Dieser Teil der Stichprobe wird im Folgenden *Verdichtungsstichprobe NWE* genannt.
5. Anwendung des Auswahlalgorithmus pro Bundesland

Tabelle 4.1: Verteilung der Grundgesamtheit und der flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe auf die Bundesländer Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein. Die Stichprobe umfasst dabei eine flächenrepräsentative Basisstichprobe und eine Verdichtungsstichprobe NWE, welche eine gleiche Anzahl an Stichprobenpunkten in der NWE-Kulisse und im Wirtschaftswald gewährleistet.

Bundesland	Nieder- sachsen	Hessen	Sachsen- Anhalt	Schleswig- Holstein	Grund- gesamtheit
Gesamtfläche	307.725 ha	327.953 ha	124.855 ha	47.091 ha	807.624 ha
Anteil der Gesamtfläche	38,1 %	40,6 %	15,5 %	5,8 %	100,0 %
Fläche NWE-Kulisse	19.046 ha	32.775 ha	7.614 ha	4.854 ha	64.289 ha
Anteil NWE-Kulisse an Gesamtfläche	6,2 %	10,0 %	6,1 %	10,3 %	8,0 %
Basisstichprobe	80	85	32	12	209
davon Wirtschaftswald	75	77	30	11	193
davon NWE-Kulisse	5	8	2	1	16
Verdichtung NWE-Kulisse	70	69	28	10	177
Gesamtstichprobe	150	154	60	22	386

4.2.2 Verdichtung des Klima- und Landschaftsgradienten

Mit der flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe (NZ, WZ) werden flächenmäßig kleinräumige Zustände der in der Grundgesamtheit vorkommenden Klima- und Landschaftsgradienten nur mit entsprechend wenigen Stichprobenpunkten abgedeckt. Für das Teilziel des NWE-Monitorings zu einem kausalen Verständnis zu zentralen Treibern der Biodiversität wie dem Klima und der Fragmentierung des Waldes beizutragen, ist allerdings eine über den betrachteten Gradienten möglichst gleichmäßig verteilte Stichprobe erforderlich. Daher erfolgte in einem zweiten Schritt der Stichprobenziehung eine Nachverdichtung der vorkommenden Klima- und Landschaftsgradienten jeweils für die NWE-Kulisse (NG-Stichprobenpunkte) und den bewirtschafteten Landeswald (WG-Stichprobenpunkte) (Abbildung 4.2).

Jahresmitteltemperatur und -niederschlag wiesen innerhalb der Grundgesamtheit eine starke Korrelation auf, sodass der Klimagradient auf die Jahresmitteltemperatur (°C) beschränkt wurde (REDLICH et al. 2021). Hinsichtlich der Untersuchung von Einflüssen der Landschaftskonfiguration auf Biodiversität werden häufig die Effekte von Habitatmenge und Fragmentierung *per se* (Abbildung 4.1) vermischt (FAHRIG et al. 2019, RIVA et al. 2024). Um diese Effekte unabhängig betrachten zu können, wurden daher der Waldanteil (%) sowie die Waldranddichte (m/ha) als weitere Faktoren in die Nachverdichtung einbezogen. Die Einflüsse von klimatischen oder landschaftlichen Extremen, z.B. besonders trockenen Standorten oder einer starken Fragmentierung des Waldes, auf die walddtypische Biodiversität lassen sich so mit dem NWE-Monitoring statistisch belastbar untersuchen.

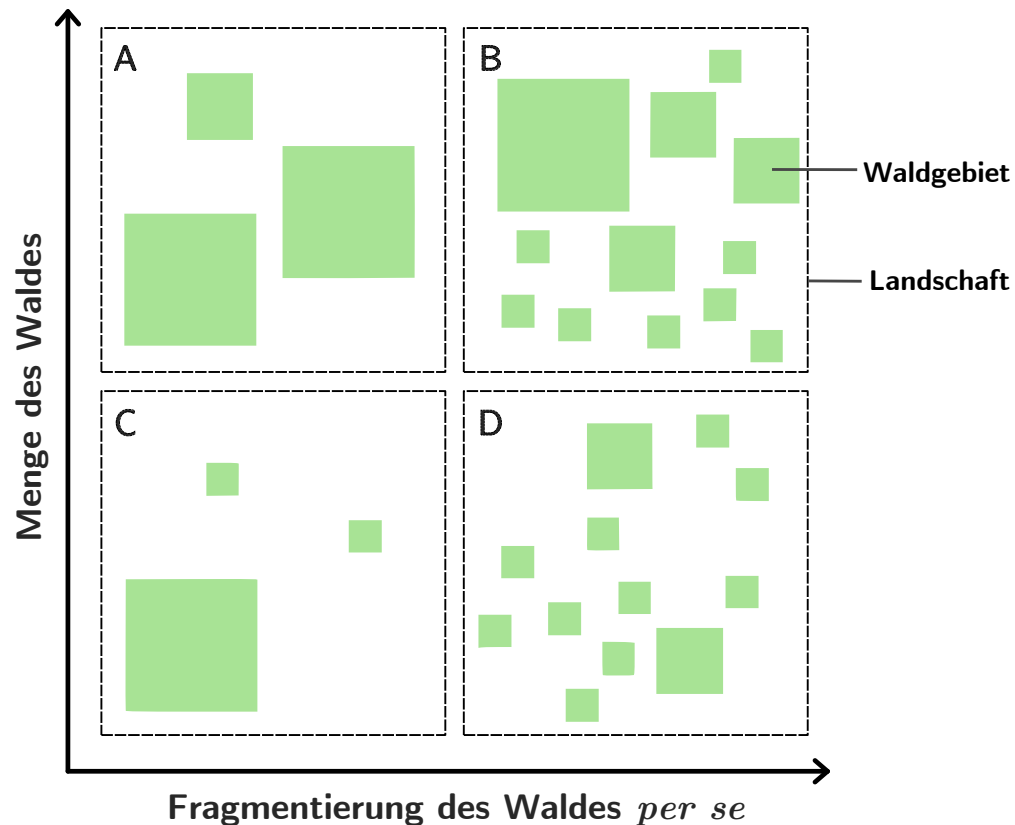


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung von vier Landschaften (A, B, C, D) zur Unterscheidung der zwei Dimensionen von Fragmentierung: 1) Verlust von Habitatmenge in einer Landschaft und 2) der Habitatfragmentierung *per se*. Die Landschaften A und B sowie die Landschaften C und D verfügen über die gleiche Fläche an Wald, wobei A und B über die doppelte Waldfläche im Vergleich zu C und D verfügen. Im Gegensatz dazu ist der Grad der Fragmentierung des Waldes bei A und C derselbe und auch bei B und D ist Grad der Fragmentierung gleich, aber fällt doppelt so stark wie bei A und C aus. Verändert nach Fahrig et al. (2019)

Vorgehensweise bei der Nachverdichtung des Klima- und Landschaftsgradienten

- Analyse der existierenden Klima- (Jahresmitteltemperatur in °C) und Landschaftskonfiguration (Waldanteil in %, Waldranddichte in km/ha) anhand des 1-km-Radius von 100.000 Zufallspunkten innerhalb der Grundgesamtheit (Landeswald aller vier Trägerländer)
- Stratifizierung des dreidimensionalen Parameter-Raums der betrachteten Gradienten für die NWE-Kulisse und den Wirtschaftswald in jeweils 45 mögliche Straten:
 - Fünf Stufen der Jahresmitteltemperatur (0% - $\leq 10\%$, $> 10\%$ - $\leq 25\%$, $> 25\%$ - $\leq 75\%$, $> 75\%$ - $\leq 90\%$, $> 90\%$ - 100% Perzentil)
 - Drei Stufen des Waldanteils (0% - $\leq 10\%$, $> 10\%$ - $\leq 25\%$, $> 25\%$ - 100% Perzentil)
 - Drei Stufen der Waldranddichte (0% - $\leq 75\%$, $> 75\%$ - $\leq 90\%$, $> 90\%$ - 100% Perzentil)
- Zuordnung der bereits festgelegten 386 Zufallsstichprobenpunkte (NZ/WZ) zu den möglichen Straten.
- Nachverdichtung mit Gradientenstichprobenpunkten in der NWE-Kulisse (NG-Stichprobe) und im Wirtschaftswald (WG-Stichprobe) mit dem Ziel jedes Stratum mit mindestens drei Stichprobenpunkten repräsentiert zu haben. Die Auswahl der Nachverdichtungspunkte erfolgte durch zufällige Ziehung aus einem Pool von 100.000 Zufallspunkten jeweils für die NWE-Kulisse und den Wirtschaftswald, die den 45 möglichen Straten zugeordnet wurden (Abbildung 4.2).
- Bei der Nachverdichtung wurde zudem auf eine bestmögliche räumliche Unabhängigkeit der Gradientenstichprobenpunkte je Stratum geachtet (räumliche Clusteranalyse der möglichen Zufallspunkte je Stratum).
- Es kamen dieselben Kriterien zum Mindestabstand zwischen zwei Punkten (250 m) sowie zum Rand der Grundgesamtheit (20 m) wie bei der flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe (NZ, WZ) zur Anwendung.

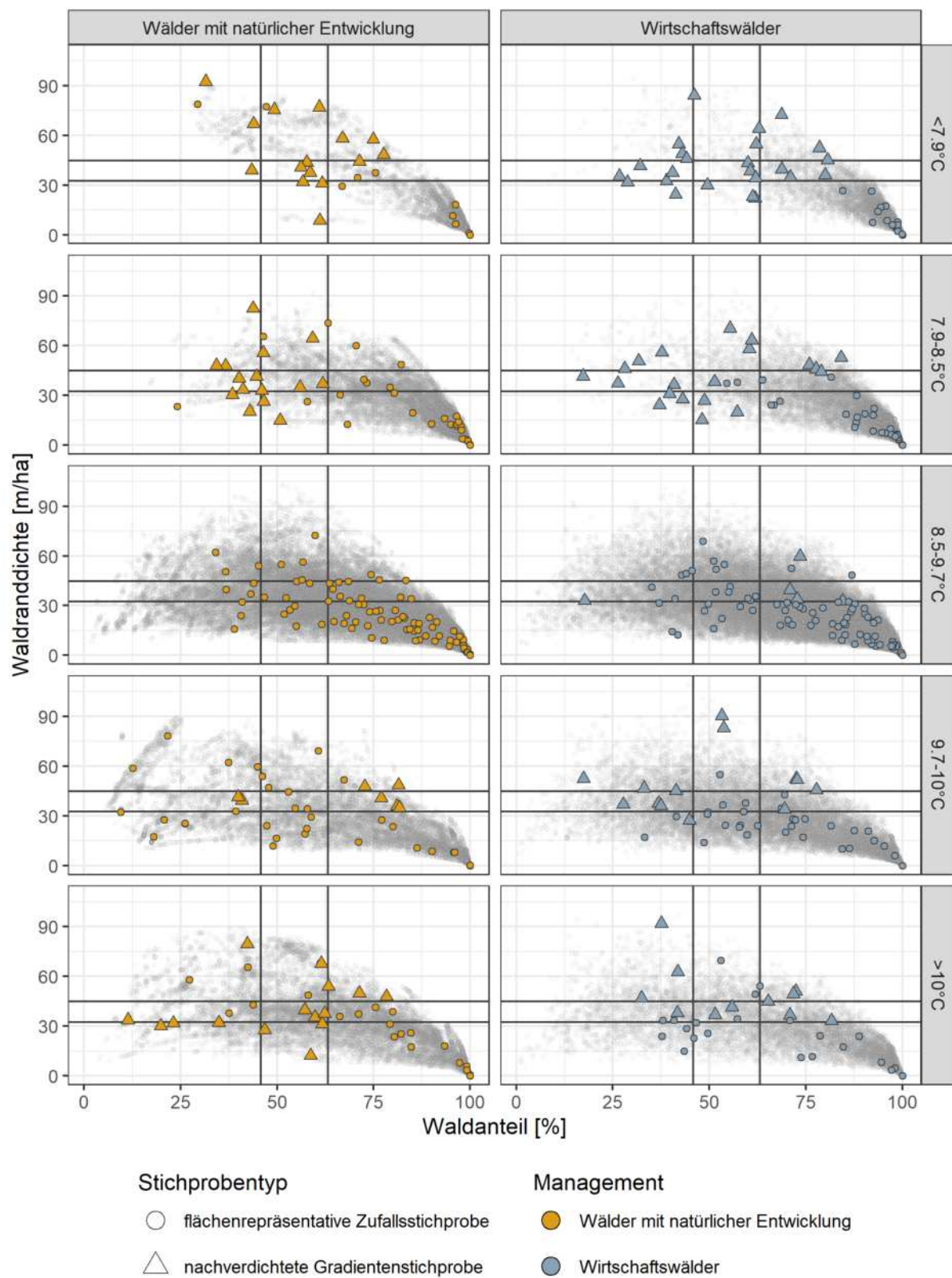


Abbildung 4.2: Ergebnis der Nachverdichtung von Stichprobenpunkten im Klima- und Landschaftsgradienten-Raum. Die fünf Zeilen entsprechen den fünf Stufen der Jahresmitteltemperatur. Die horizontalen und vertikalen Linien stellen die Grenzen der Straten dar. Grau: 100.000 Zufallspunkte je Grundgesamtheit

4.2.3 Verdichtung in langfristig bestehenden Naturwäldern

Langjährig bestehende Naturwälder können im Sinne eines „Space-for-Time“-Ansatzes bereits zum aktuellen Zeitpunkt wertvolle Hinweise auf die langfristige Entwicklung der walddtypischen Biodiversität in den Wäldern mit natürlicher Entwicklung liefern. Dabei ist allerdings zu beachten, dass sich die Ausgangssituation in weiten Teilen der aktuellen NWE-Kulisse von der damaligen Ausgangssituation der Naturwälder z. B. hinsichtlich der Bestockung, der Art der Bewirtschaftung und vielen weiteren Faktoren unterscheiden dürfte. Ergebnisse aus den langjährig bestehenden Naturwäldern im Vergleich zu neu ausgewiesenen NWE-Flächen müssen daher vorsichtig interpretiert werden, erlauben jedoch zeitnah die Ableitung von Hinweisen auf mittel- bis langfristige Effekte einer natürlichen Waldentwicklung. In einem dritten Schritt der Stichprobenziehung wurden daher gezielt weitere Stichprobenpunkte im Zentrum bereits länger (ca. 30-50 Jahre) ausgewiesener Naturwälder (NN-Stichprobe) ausgewählt. Zwar sind die schon länger ausgewiesenen Naturwälder ein Teil der NWE-Kulisse, aufgrund ihres geringen Flächenanteils werden sie aber durch die reine Zufallsauswahl von Stichprobenpunkten nur unzureichend abgedeckt. Durch die Auswahl zusätzlicher, zentral in den langjährig bestehenden Naturwäldern gelegenen Stichprobenpunkten wurde dieses Teilkollektiv gezielt nachverdichtet.

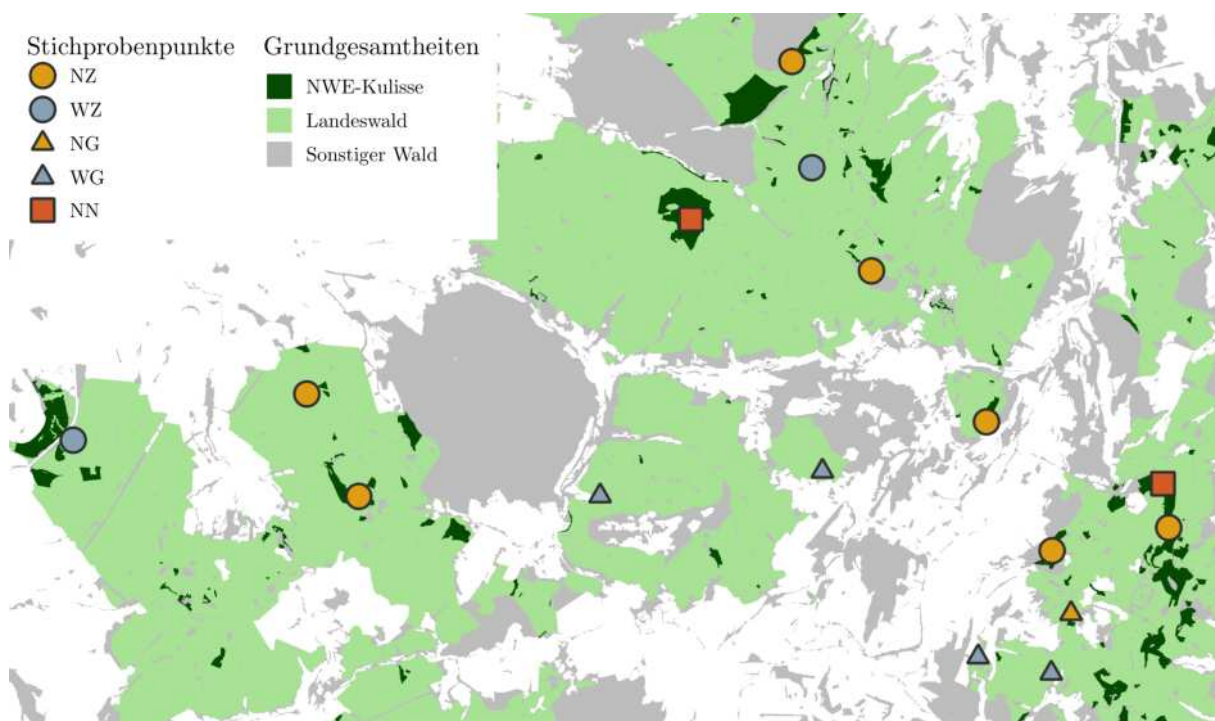


Abbildung 4.3: Beispielhafte Darstellung zufällig ausgewählter Stichprobenpunkte in der NWE-Kulisse und dem bewirtschafteten Landeswald. NZ: zufällig gewählter Punkt NWE-Kulisse, WZ: zufällig gewählter Punkt bewirtschafteter Landeswald, NG: nachverdichteter Punkt NWE-Kulisse, WG: nachverdichteter Punkt bewirtschafteter Landeswald, NN: zentral gelegener Punkt in Naturwald/Naturwaldreservat

4.3 Ergebnisse der Stichprobenziehung

Die zuvor beschriebene Stichprobenziehung in drei Schritten führte zur Auswahl von insgesamt 590 Stichprobenpunkten in den vier betrachteten Bundesländern (Tabelle 4.2, Abbildung 4.4). Schritt 1 der Stichprobenziehung resultierte in 386 flächenrepräsentativen Stichprobenpunkten (NZ, WZ), welche sich entsprechend der jeweiligen Landeswaldfläche auf die vier Bundesländer verteilen. Im Schritt 2 wurden 125 weitere Stichprobenpunkte (NG, WG) ausgewählt, welche die in den Landeswäldern vorhandenen Klima- und Landschaftsgradienten nachverdichteten, um auch flächenmäßig seltene Klima- und Landschaftskonfigurationen im Monitoring statistisch belastbar abzubilden. In Schritt 3 wurden langjährig bestehende Naturwälder mit 79 Stichprobenpunkten (NN) nachverdichtet, um bereits kurzfristig im Sinne eines „Space-for-Time“-Ansatzes Aussagen über die Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung treffen zu können.

Tabelle 4.2: Verteilung der Anzahl an Stichprobenpunkten nach den vier betrachteten Bundesländern und der Einteilung der Stichprobenpunkte nach flächenrepräsentativen Zufallsstichprobenpunkten (NZ, WZ), Gradientstichprobenpunkten zur Nachverdichtung der Klima- und Landschaftsgradienten (NG, WG) und der Verdichtung in langjährig bestehenden Naturwäldern (NN). Der erste Buchstabe gibt jeweils an, ob ein Stichprobenpunkt in die NWE-Kulisse (N) oder in den bewirtschafteten Teil des Landeswaldes fällt (W)

Typ	Niedersachsen	Hessen	Sachsen-Anhalt	Schlewsig-Holstein	Gesamt
NZ	75	77	30	11	193
WZ	75	77	30	11	193
NG	12	35	5	0	52
WG	16	39	18	0	73
NN	27	31	7	14	79
Summe	205	259	90	36	590

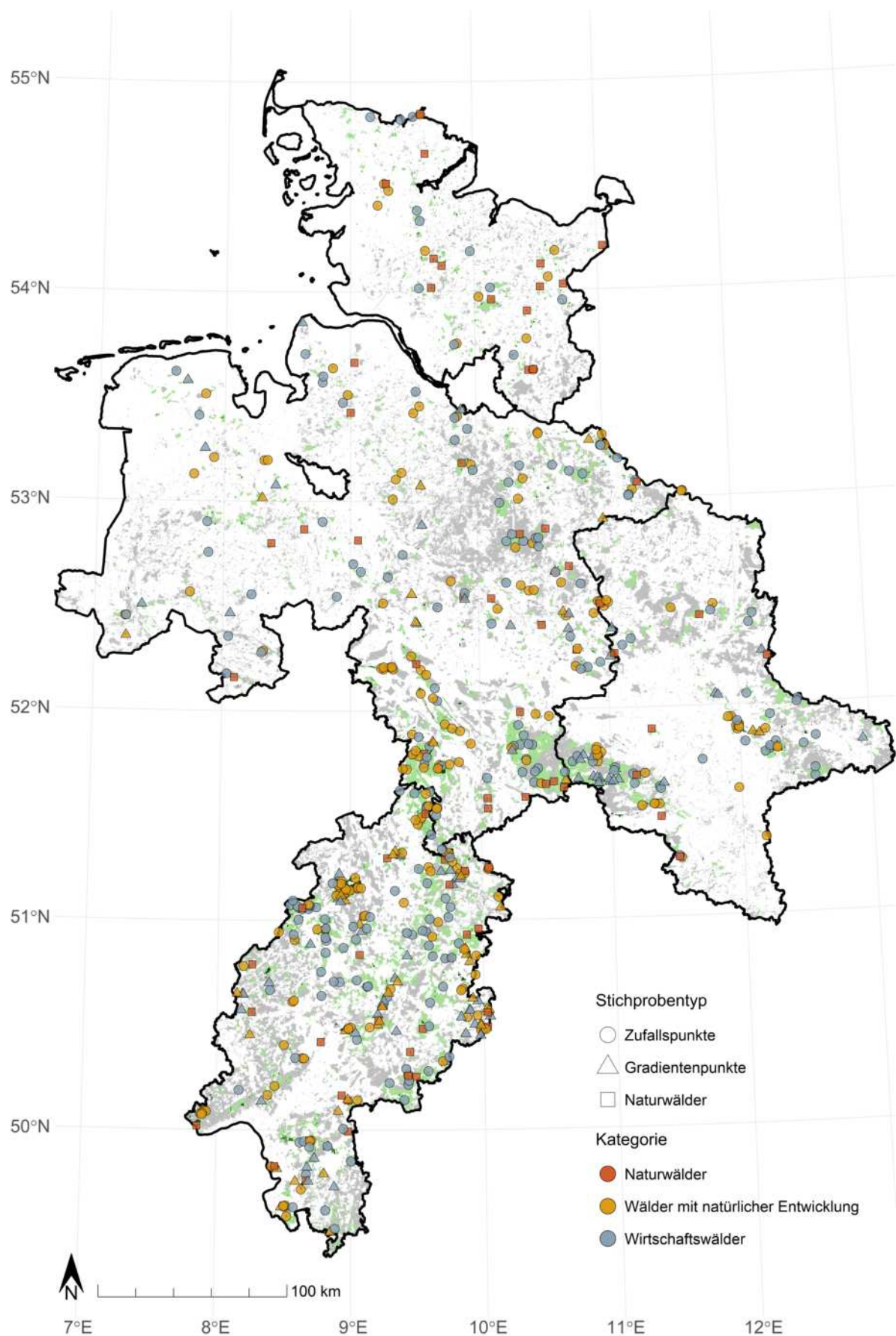


Abbildung 4.4: Stichprobenpunkte des Biodiversitätsmonitorings in Wäldern mit natürlicher Entwicklung in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein

4.3.1 Niedersachsen

Der Auswahlalgorithmus ergab in Niedersachsen insgesamt 205 Stichprobenpunkte. NWE-Flächen im Nationalpark Harz wurden entsprechend des Beschlusses der projektbegleitenden Arbeitsgruppe bei der Stichprobenziehung aufgrund der naturräumlichen Sondersituation, von Zuständigkeit und logistischer Herausforderungen vorerst nicht berücksichtigt. Eine Ausweitung auf die gesamte NWE-Kulisse inkl. NLP Harz ist bei entsprechender Verfügbarkeit von Ressourcen zu einem späteren Zeitpunkt weiterhin möglich und mit einem fachlichen Mehrwert verbunden. Mit Mitteln des Förderprogramms „Stadt.Land.ZUKUNFT“ wurde ein erster Durchgang des NWE-Monitorings in Niedersachsen in den Jahren 2022-2023 bereits erfolgreich durchgeführt.

Grundgesamtheiten in Niedersachsen

- NWE (NZ, NG): NWE-Kulisse in den niedersächsischen Landesforsten abzüglich der Flächen im Nationalpark Harz
- Wirtschaftswald (WZ, WG): Waldfläche im Besitz der niedersächsischen Landesforsten abzüglich der NWE-Kulisse
- Naturwälder (NN): 27 >50 Jahre unbewirtschaftete Naturwälder, die zum Ausweisungszeitpunkt >10 ha Flächengröße erreichten

4.3.2 Hessen

Der Auswahlalgorithmus ergab in Hessen insgesamt 259 Stichprobenpunkte. NWE-Flächen im Nationalpark Kellerwald-Edersee wurden entsprechend des Beschlusses der projektbegleitenden Arbeitsgruppe bei der Stichprobenziehung als normaler Teil der NWE-Kulisse behandelt. Bei den Stichprobenpunkten im Nationalpark Kellerwald-Edersee erfolgte eine kleinräumige Verschiebung der Zufallspunkte auf das bestehende Untersuchungsraaster der Permanenten Stichprobeninventur des Nationalparks zwecks bestmöglicher Anschlussfähigkeit an die bestehende Forschung.

Grundgesamtheiten in Hessen

- NWE (NZ, NG): NWE-Kulisse im Landesbetrieb HessenForst und im Nationalpark Kellerwald-Edersee
- Wirtschaftswald (WZ, WG): Waldfläche im Landesbetrieb HessenForst abzüglich der NWE-Kulisse
- Naturwälder (NN): 31 bestehende Naturwaldreservate im Landesbetrieb HessenForst

4.3.3 Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt ergab der Auswahlalgorithmus insgesamt 90 Stichprobenpunkte. Die NWE-Flächen im Nationalpark Harz wurden mit gleicher Begründung wie in Niedersachsen nicht in die Stichprobenziehung einbezogen.

Grundgesamtheiten in Sachsen-Anhalt

- NWE (NZ, NG): NWE-Kulisse im Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt (inkl. Flächen der Stiftung Umwelt, Natur- und Klimaschutz des Landes Sachsen-Anhalt) abzüglich der Flächen im Nationalpark Harz
- Wirtschaftswald (WZ, WG): Waldfläche im Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt abzüglich der NWE-Kulisse
- Naturwälder (NN): 7 seit den 1960er Jahren bestehende Totalreservate (Naturwaldzellen)

4.3.4 Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein ergab der Auswahlalgorithmus insgesamt 36 Stichprobenpunkte.

- NWE (NZ, NG): NWE-Kulisse der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten
- Wirtschaftswald (WZ, WG): Waldfläche der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten abzüglich der NWE-Kulisse
- Naturwälder (NN): 14 seit den 1980er Jahren bestehende Naturwälder

4.4 Jährliche Erfassungen in rollierendem System

Auf Grund jährlicher Unterschiede des Auftretens und der Abundanz von Arten durch Schwankungen der Witterung („Jahreseffekt“) wird im NWE-Monitoring eine jährliche Erfassung umgesetzt. Um dies bei der großen Anzahl an Stichprobenpunkten im Monitoring erfolgreich umzusetzen, wurden die 590 Stichprobenpunkte in fünf Kohorten eingeteilt. In einem rollierenden System werden so jährlich ein Fünftel, also 118 Stichprobenpunkte, erfasst (Abbildung 4.5). Die Einteilung in die fünf Kohorten erfolgte gleichmäßig, sodass die jährlichen Kohorten jeweils eine vergleichbare Untereinheit aller Stichprobenpunkte enthalten, in denen die State- (Kapitel 5) und Driver-Indikatoren (Kapitel 6) erfasst werden.

Dieses Vorgehen bietet gegenüber einer Kompletterfassung aller Stichprobenpunkte in nur einem Stichjahr viele Vorteile. Der jährliche Bedarf an Personal- und Sachmitteln bleibt gleich und effiziente jährliche Arbeitspläne ermöglichen routinierte Arbeitsabläufe. Aus inhaltlicher Sicht bietet ein rollierendes System den Vorteil, dass jahresweise Schwankungen sukzessive ausgeglichen werden. Zeitliche Entwicklungen werden robuster als in einem aussetzenden System abgebildet.

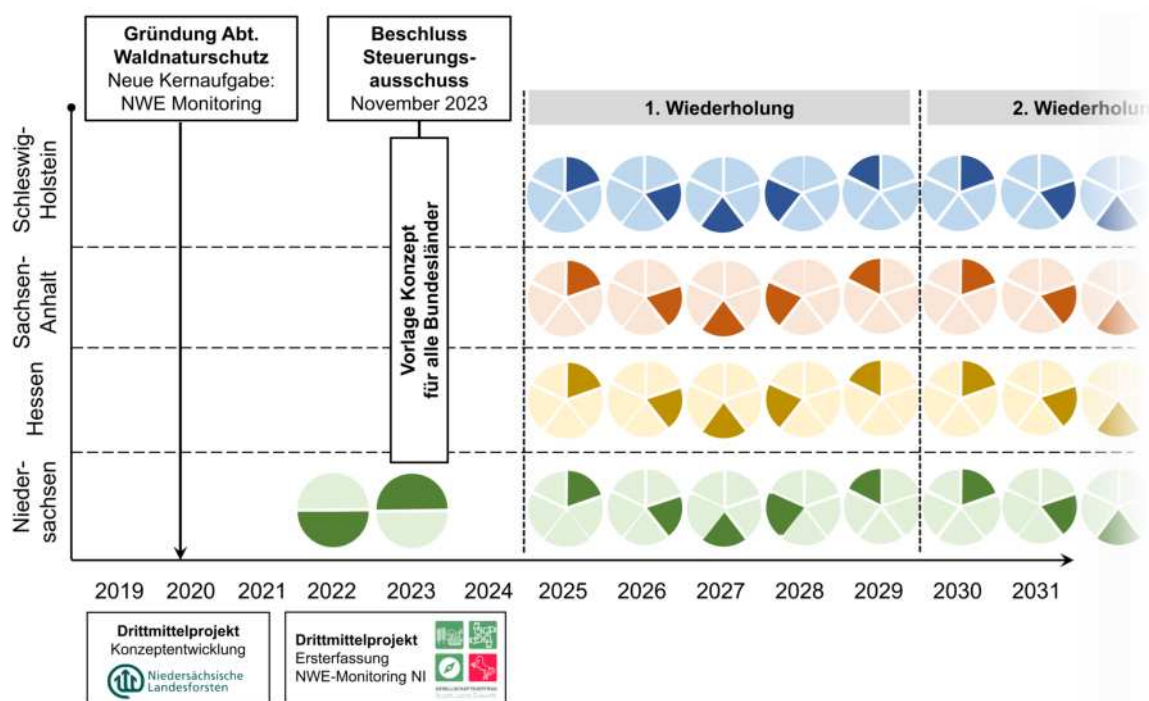


Abbildung 4.5: Seit 2019 wurde das vorliegende Konzept zum Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung (NWE-Monitoring) entwickelt. Ab 2025 erfolgt die Umsetzung in einem rollierenden System mit 5-jährigem Turnus in Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein.



5 State-Indikatoren

Im NWE-Monitoring werden Diversität und Zusammensetzung ausgewählter Artengruppen unmittelbar erfasst. Indirekte Indikatoren für die Artendiversität (z.B. Waldstrukturen, Baummikrohabitate) haben sich oft als zu ungenau erwiesen, um belastbare und eindeutige Aussagen zur Biodiversitätsentwicklung abzuleiten (CARO 2010, ZELLER et al. 2023), die wiederum Voraussetzung für die Aufdeckung kausaler Zusammenhänge sind.

In Deutschland sind etwa 71.500 Arten nachgewiesen, darunter 48.000 Tierarten, 9.500 Pflanzenarten und 14.000 Pilzarten (BfN 2023b). Innerhalb dieser drei Reiche stellen die Insekten mit 33.000 nachgewiesenen Arten die mit Abstand größte Klasse dar (VÖLKL et al. 2004). Mehr als 60 % aller Arten haben eine mehr oder weniger starke Bindung an den Lebensraum Wald und rund ein Viertel aller Arten kommt exklusiv in Wäldern vor (SCHMIDT et al. 2011, DOROW et al. 2019). Aufgrund dieser großen Vielfalt an Arten ist eine gezielte Auswahl von Artengruppen für ein Biodiversitätsmonitoring unerlässlich (CARO 2010). Die Auswahl der zu erfassenden Artengruppen orientiert sich dabei an den zu beantwortenden Fragestellungen und hat den Anspruch komplementäre Artengruppen verschiedener trophischer Ebenen abzudecken (SEIBOLD et al. 2018). Ein nicht minder wichtiger Aspekt ist, dass für die Erfassung der ausgewählten Artengruppen zuverlässige und standardisierte Methoden zur Verfügung stehen müssen, die mit den verfügbaren Ressourcen umsetzbar sind (LINDENMAYER u. LIKENS 2018).

Bezogen auf die Zielsetzung des NWE-Monitorings bedeutet dies, dass eine methodisch gut erfassbare Auswahl an Artengruppen aus verschiedenen trophischen Ebenen getroffen wurde, für die aufgrund ihrer Lebensweise ein Zusammenhang mit den zu erwartenden Entwicklungsprozessen (z.B. zunehmendes Baumalter, verstärkte Entstehung von Mikrohabitaten, steigende Totholz mengen, natürliche Störungen, Veränderungen des Mikroklimas) bekannt bzw. anzunehmen ist (ZELLER et al. 2023). Neben der Expertise der Abteilung Waldnaturschutz der NW-FVA und externer Expertinnen und Experten sind in diesen Auswahlprozess Erfahrungen aus aktuellen Forschungsprojekten der NW-FVA (u.a. WABI, natwald100, DANK¹) eingeflossen und mit dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Literatur abgeglichen worden. Im Folgenden werden die sieben im NWE-Monitoring erfassten Artengruppen, die jeweiligen Auswahlkriterien und die zugehörigen Methoden vorgestellt.

¹WABI: „Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Wäldern“, Projekt 2020-2023; natwald100: „Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität“, Projekt 2020-2023; DANK: „Dynamik und Anpassung der Naturwälder an den Klimawandel“, Projekt 2022-2025



5.1 Vögel

Die Artengruppe der Vögel hat sowohl in der gesellschaftlichen Wahrnehmung als auch im Naturschutzrecht (Vogelschutzrichtlinie – Richtlinie 2009/147/EG) eine besondere Bedeutung. In Wäldern übernehmen Vögel wichtige ökologische Funktionen wie die Regulation von Schadorganismen oder die Ausbreitung von Samen (BÖHM et al. 2011). Insbesondere Spechte fungieren durch die Schaffung von Baumhöhlen, die anschließend als Fortpflanzungs- und Ruhestätten für eine Vielzahl von Arten dienen, als Schlüsselarten (VIRKKALA 2006, SINGER et al. 2021). Eine Berücksichtigung von Vögeln ist daher in einem Biodiversitätsmonitoring nahezu unverzichtbar. Vögel besitzen eine große Ausbreitungsfähigkeit und sind daher wichtige Indikatoren für Veränderungen der Landschaftsqualität. Sie dienen deshalb auch als Indikatoren der Zielerreichung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt in den verschiedenen Lebensraumtypen (SUDFELDT et al. 2007).

In einem großflächigen und standardisierten Vogelmonitoring weisen klassische Methoden der Vogelerfassung, wie Punkt-Stopp-Zählungen oder Revierkartierungen (BIBBY et al. 1995, SÜDBECK et al. 2005), eine Reihe methodischer Schwächen auf und sind sehr kostenintensiv. Daher wird im NWE-Monitoring auf ein passives akustisches Monitoring gesetzt. Durch die technologische Entwicklung sind inzwischen energieeffiziente, automatische Audiorecorder und leistungsstarke Algorithmen zur automatischen Arterkennung mittels Künstlicher Intelligenz verfügbar (GIBB et al. 2019, SINGER et al. 2024a). Durch die lange Aufnahmedauer automatischer Audiorecorder können mit passivem akustischen Monitoring auch nachtaktive oder selten rufende Arten optimal erfasst werden. Die Daten ermöglichen neuartige, innovative Auswertungsmöglichkeiten beispielsweise zum zeitlichen Aktivitätsverlauf der Vogelgemeinschaft oder einzelner Arten (SINGER et al. 2024b).

Methodik im Überblick

- Erfassung akustisch aktiver Vogelarten durch passives akustisches Monitoring
- Von März bis Mai werden automatisch rund um die Uhr alle zehn Minuten 30-sekündige Audiodateien am Probekreismittelpunkt aufgezeichnet
- Mittels künstlicher Intelligenz werden die Vogelstimmen erkannt und bestimmt
- Eine Nachkontrolle der KI-Ergebnisse sichert die Qualität
- Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur akustischen Aktivität (quantitativ) der Vogelgemeinschaft sind auf flexiblen zeitlichen Skalen möglich



5.2 Fledermäuse

Vergleichbar mit den Vögeln genießen Fledermäuse gesellschaftlich eine hohe Sympathie und haben eine hohe Relevanz im Waldnaturschutz. Naturschutzrechtlich stehen Fledermäuse unter strengem Schutz (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) – Richtlinie 92/43/EWG und Bundesnaturschutzgesetz). Als flug- und nachtaktive Wirbeltiergruppe besetzen sie zudem eine besondere ökologische Nische und übernehmen als Insektenfresser eine wesentliche Funktion in der Regulation von Schadorganismen in Wäldern (BEILKE u. O’KEEFE 2023). Unter den Fledermausarten, die in Deutschland vorkommen, hat der überwiegende Anteil eine enge Bindung an den Lebensraum Wald (DIETZ 2007). Insbesondere strukturreiche, reife Wälder mit einer hohen Baumhöhlendichte haben eine essentielle Bedeutung für Fledermäuse (DIETZ 2012, SINGER et al. 2021).

Zur Erfassung von Fledermäusen stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die jeweils zur Bearbeitung spezifischer Fragestellungen eingesetzt werden können. Netzfänge, Telemetrie oder Detektorbegehungen kommen beispielsweise zum Einsatz, wenn Quartierbäume oder räumliche Aktivitätsmuster bestimmter Arten in einem kleinräumigen Untersuchungsgebiet ermittelt werden sollen. Für ein großflächiges, standardisiertes Monitoring bietet sich hingegen – wie bei den Vögeln – ein passives akustisches Monitoring als Methode zur punktbasierten Erfassung von Fledermausaktivität an (BRAUN DE TORREZ et al. 2017, BEHR et al. 2023). Für die automatische Erkennung und Bestimmung von Fledermausrufen stehen leistungsstarke Algorithmen zur Verfügung. Entsprechend werden mit der Methode im NWE-Monitoring mit vertretbarem Aufwand aussagekräftige Datensätze zur Fledermausaktivität erhoben.

Methodik im Überblick

- Erfassung von Fledermaus-Ultraschallrufen durch passives akustisches Monitoring
- In der Wochenstuben-Phase werden im Juli für mehrere Nächte automatisch Fledermaus-Ultraschallrufe am Probekreismittelpunkt aufgezeichnet
- Mittels künstlicher Intelligenz werden die Rufe soweit möglich automatisch auf Art- oder Gattungsniveau bestimmt
- Eine stichprobenbasierte Nachkontrolle der KI-Ergebnisse sichert die Qualität
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur akustischen Aktivität (quantitativ) auf Gattungsniveau, teilweise aber auch auf Art-Ebene, auf flexiblen zeitlichen Skalen



5.3 Totholzkäfer

Käfer sind mit über 6.500 nachgewiesenen Arten die artenreichste Ordnung innerhalb der Insekten. Mit ca. 1.400 Arten nehmen Totholzkäferarten für den Nährstoffkreislauf in Wäldern eine zentrale Rolle ein (SCHMIDL u. BUSSLER 2004). Jede dritte Totholzkäferart in Deutschland ist gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht (RIES et al. 2021). Die Ausprägung der Waldstrukturen und insbesondere die Vielfalt und die Menge an Totholz sind für das Ausmaß der Gefährdung von Totholzkäfern von besonderer Relevanz (SEIBOLD et al. 2015, HAGGE et al. 2021a).

Als Standardmethode zur Erfassung von Totholzkäfern in Wäldern haben sich sogenannte Kreuz-Flugfenster-Fallen etabliert (KÖHLER 2000, SVERDRUP-THYGESON u. BIRKEMOE 2008). Dabei prallen fliegende Arthropoden gegen durchsichtige Scheiben und fallen in einen darunter befindlichen Trichter der in einem Fanggefäß mündet. Diese Methodik hat den Vorteil, dass ein repräsentativer Ausschnitt der Aktivität flugaktiver Käfer über einen längeren Zeitraum standardisiert erfasst wird. Entsprechend eignet sich die Methode für logistisch anspruchsvolle, großflächige Monitoringprojekte wie das NWE-Monitoring in besonderer Weise. Da mit dieser Methodik nicht ausschließlich Totholzkäfer, sondern alle flugaktiven Käfer erfasst werden, ist es möglich, in Auswertungen sowohl Aussagen für an Totholz gebundene Arten (Totholzkäfer) als auch für nicht an Totholz gebundene Arten zu treffen (SEIBOLD et al. 2016, GRAF et al. 2022).

Methodik im Überblick

- Erfassung von Totholzkäfern durch drei Kreuz-Flugfenster-Fallen, die in einem Dreieck um den Probekreismittelpunkt angeordnet sind
- Anfang April werden die Fallen aufgestellt und bis Juli jeweils in der letzten Woche des Monats geleert
- Die Käfer werden aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur Aktivitäts-Dichte (quantitativ) der Käferarten pro Monat



5.4 Wanzen

In Deutschland sind aktuell über 900 Wanzenarten aus 44 Familien nachgewiesen, die ein breites Spektrum an Lebensräumen besiedeln (SIMON et al. 2021). Zwei Drittel aller Wanzenarten haben eine Bindung an den Lebensraum Wald und mehr als 10 % der Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern (DOROW et al. 2019). Waldlebende Wanzen sind nach der aktuellen Gefährdungseinstufung der Roten Liste insgesamt weniger stark gefährdet als Offenlandarten (SIMON et al. 2021). Mit ihren charakteristischen stechend-saugenden Mundwerkzeugen saugen Wanzen vorwiegend an krautigen Pflanzen und Bäumen (phytophag) und sind somit der trophischen Ebene der Primärkonsumenten zuzuordnen. Einige Wanzenarten ernähren sich jedoch auch räuberisch oder von Pilzen. Insbesondere die Familie der Rindenwanzen hat eine stark an Alt- und Totholz spezialisierte Lebensweise, da sie auf oder unter der Rinde toter oder absterbender Bäume lebt und sich dort von Fruchtkörpern und Myzelien holzzersetzender Pilze ernährt (MORKEL u. FRIESS 2021).

Für eine repräsentative und standardisierte Erfassung von Wanzen in Wäldern eignen sich wie bei den Totholzkäfern Kreuz-Flugfenster-Fallen (SCHUCH et al. 2020). Durch die Nutzung des gleichen Fallentyps zur Erfassung dieser zwei sich bezüglich ihrer Funktionen in Wäldern unterscheidenden Insektenordnungen, ergeben sich in Hinblick auf Arbeitsaufwand und Kosten umfassende Synergien.

Methodik im Überblick

- Erfassung von Wanzen durch drei Kreuz-Flugfenster-Fallen, die in einem Dreieck um den Probekreismittelpunkt angeordnet sind
- Anfang April werden die Fallen aufgestellt und bis Juli jeweils in der letzten Woche des Monats geleert
- Die Wanzen werden aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur Aktivitäts-Dichte (quantitativ) der Wanzenarten pro Monat



5.5 Laufkäfer

Laufkäfer sind eine taxonomisch und ökologisch gut erforschte Artengruppe mit 582 in Deutschland etablierten Arten und Unterarten. Die meisten Laufkäferarten leben am Boden (epigäisch) und ernähren sich räuberisch (TRAUTNER 2017). Als Prädatoren haben sie daher eine große Bedeutung für die Regulation auch von Schadorganismen und dienen selbst als wichtige Nahrungsquelle für Arten höherer trophischer Ebenen wie Vögel und Fledermäuse. Insgesamt sind 35 % der Laufkäfer bestandsgefährdet oder bereits ausgestorben (SCHMIDT et al. 2016). Laufkäfer haben sich aufgrund ihrer hohen Präsenz und Artenzahl sowie der Vielfalt ihrer ökologischen Nischen als geeignete qualitative und quantitative Indikatoren für das Monitoring von Umweltveränderungen etabliert (PEARCE u. VENIER 2006, TRAUTNER 2017). Laufkäfer kommen in den unterschiedlichsten Lebensräumen vor und sollen daher als wichtiger Baustein im bundesweiten Insektenmonitoring lebensraumübergreifend im Wald wie auch im Offenland erfasst werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2023a).

Die Erfassung von Laufkäfern im NWE-Monitoring erfolgt klassischerweise mittels Bodenfallen („Barber-Fallen“) (TRAUTNER 2017). Es handelt sich dabei um bündig mit der Bodenoberfläche eingegrabene Becher und ein Dach, welches ein Überlaufen bei Regen verhindert. Umherlaufende Arthropoden fallen entsprechend ihrer Aktivitätsdichte zufällig in die Fallen. So kann ein repräsentativer Ausschnitt aus der Aktivität der am Boden aktiven Laufkäfer erfasst werden. Nach der regelmäßigen Leerung der Fallen werden die Laufkäfer im NWE-Monitoring aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt. Potentiell sind zukünftig auch Methoden des Metabarcodings zur Artbestimmung einsetzbar. Aktuell bestehen hier aber noch methodische Herausforderungen und die Erfassung von Individuenzahlen in den Proben ist nur sehr eingeschränkt möglich.

Methodik im Überblick

- Erfassung von Laufkäfern durch drei Bodenfallen, die in einem Dreieck um den Probekreismittelpunkt angeordnet sind
- Anfang April werden die Fallen aufgestellt und bis Juli jeweils in der letzten Woche des Monats geleert
- Die Laufkäfer werden aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur Aktivitäts-Dichte (quantitativ) der Laufkäferarten pro Monat



5.6 Spinnen

In Deutschland sind knapp 1.000 Spinnenarten nachgewiesen (VÖLKL et al. 2004). Spinnen besiedeln ein breites Lebensraumspektrum und kommen in allen Vertikalschichten im Wald vor. Als generalistische Prädatoren haben sie eine wichtige Rolle für die Regulation der Populationen anderer Arthropoden (BfN 2023a). Waldstrukturparameter wie beispielsweise die Baumartenzusammensetzung, die Streuschicht und die Baumkronenstruktur können die Diversität kronen- wie auch bodenlebender Spinnen maßgeblich beeinflussen (SCHULDT et al. 2008, WILDERMUTH et al. 2023).

Bodenlebende Spinnen lassen sich gut mit Bodenfallen erfassen (BfN 2023a), während die Erfassung kronenlebender Spinnen methodisch deutlich anspruchsvoller und aufwendiger ist (WILDERMUTH et al. 2023). Wie bei den Laufkäfern kann mithilfe von Bodenfallen ein repräsentativer Ausschnitt aus der Aktivität der bodenlebenden Spinnen im NWE-Monitoring erfasst werden. Durch die Nutzung des gleichen Fallentyps wie bei den Laufkäfern ergeben sich im Hinblick auf Arbeitsaufwand und Kosten umfassende Synergien. Nach der regelmäßigen Leerung der Fallen werden die Spinnen aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt. Auch für die Spinnen besitzen zukünftig Methoden des Metabarcodings vermutlich ein großes Potential zur Artbestimmung. Zumindest aktuell sind jedoch nur sehr eingeschränkte Aussagen zur Individuenzahl möglich.

Methodik im Überblick

- Erfassung von bodenlebenden Spinnen durch drei Bodenfallen, die in einem Dreieck um den Probekreismittelpunkt angeordnet sind
- Anfang April werden die Fallen aufgestellt und bis Juli jeweils in der letzten Woche des Monats geleert
- Die Spinnen werden aus den Proben heraussortiert und anschließend durch Expertinnen und Experten auf Artniveau bestimmt
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur Aktivitäts-Dichte (quantitativ) der Spinnenarten pro Monat



5.7 Pilze

Pilze übernehmen als extrem artenreiche Gruppe mit circa 14.000 Arten die essentielle Rolle der chemischen Zersetzung organischen Materials und zählen damit zur trophischen Ebene der Destruenten. Sie haben somit eine herausragende Funktion für die Stoffkreisläufe in Ökosystemen, im Wald insbesondere für die Zersetzung von Laub- und Nadelstreu, Totholz und anderem organischen Material (RAYNER u. BODDY 1989, PASCOAL u. CAÍSIO 2004). Des Weiteren sind Mykorrhizapilze wichtig für die Wasser- und Nährstoffversorgung von Bäumen. Die Biomasse von Pilzen im Wald befindet sich überwiegend in Form des Myzels in der Humusschicht, in Totholz oder anderem organischen Material. Abgesehen von Pilzen mit mehrjährigen Fruchtkörpern, wie beispielsweise dem Zunderschwamm, sind das Wachstum und die Sichtbarkeit von Pilzfruchtkörpern stark von der Jahreszeit und den Witterungsbedingungen abhängig. Umweltfaktoren wirken sich auf die Biodiversität der Pilze deutlich anders aus als beispielsweise auf Spinnen oder Totholzkäfer (MÜLLER et al. 2020). Dies unterstreicht den Bedarf eines Biodiversitätsmonitorings, welches gleichzeitig mehrere Artengruppen berücksichtigt.

Trotz ihrer funktional grundlegenden Funktionen in Wäldern sind Pilze bisher in der Biodiversitätsforschung und in Monitoringprogrammen weniger berücksichtigt als andere Artengruppen. Im NWE-Monitoring werden Pilze auf einem festen Probekreis von 0,1 ha Größe in einer Frühjahrs- und einer Herbstbegehung durch Expertinnen und Experten nach einem vorgeschrieben und standardisierten Aufnahmeprotokoll erfasst.

Methodik im Überblick

- Erfassung von Pilzen durch Expertinnen und Experten während einer Frühjahrs- und einer Herbstbegehung
- Dabei werden alle im Gelände erkennbaren Fruchtkörper auf 0,1 ha großen Probekreisen erfasst
- Die Erfassungstiefe wird standardisiert indem nach fünf Minuten ohne weiteren Artenfund abgebrochen wird
- Die Methode ermöglicht Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) von Pilzarten je Frühjahrs/Herbstbegehung



6 Driver-Indikatoren

Die klimatischen Bedingungen, die Zusammensetzung der umgebenden Landschaft und ihre Entstehungsgeschichte, die vorkommenden Baumarten, die vertikale und horizontale Waldstruktur sowie die Menge und Qualität von Totholz oder Baummikrohabitaten beeinflussen maßgeblich das Vorkommen und die Häufigkeit von Arten in Wäldern. Viele dieser Habitateigenschaften hängen direkt oder indirekt mit der aktuellen oder historischen Bewirtschaftung des Waldes zusammen. Um räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der sieben im NWE-Monitoring erfassten Artengruppen besser zu verstehen, ist daher auch die Erhebung der wichtigsten potentiellen Treiber der Biodiversität an den Stichprobenpunkten als sogenannte Driver-Indikatoren notwendig.

Die verschiedenen Treiber können auf die Artengruppen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen wirken. Um diese skalenabhängigen Effekte untersuchen zu können, werden im NWE-Monitoring Parameter zu Waldstruktur, Totholz und Baummikrohabitaten zusätzlich zur Erfassung eines 0,1 ha großen Probekreises am Stichprobenpunkt auf drei weiteren im Abstand von 50, 100 und 150 m auf konzentrischen Kreislinien zufällig gewählten Satellitenprobekreisen erfasst (Abbildung 6.1). So wird die Waldstruktur und ihre Heterogenität im räumlichen Umfeld charakterisiert.

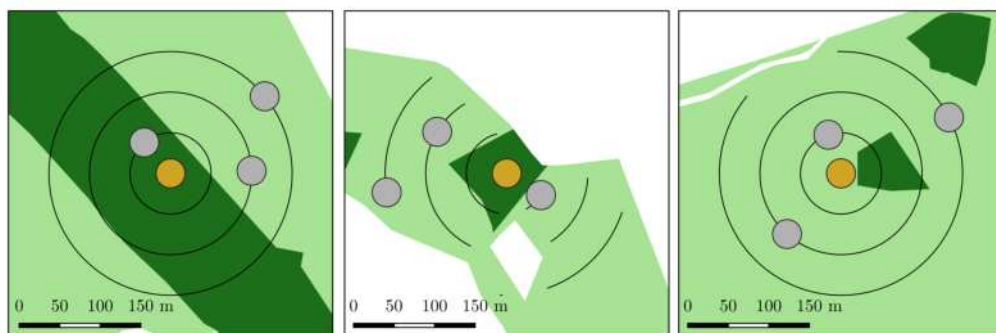


Abbildung 6.1: Parameter zu Waldstruktur, Totholz und Baummikrohabitaten werden auf dem zentralen Probekreis (gelb), auf dem auch die sieben Artengruppen als State-Indikatoren erfasst werden, sowie auf drei weiteren Probekreisen (grau) im Abstand von 50, 100 und 150 m erfasst. Die Probekreise haben eine Größe von 0,1 ha. Dunkelgrün: NWE-Flächen, Hellgrün: Landeswald.

Wiederum auf deutlich größeren räumlichen Skalen können sich Klima, Waldkontinuität oder Landschaftskonfiguration auf die walddtypische Biodiversität auswirken. Nachfolgend wird ein Überblick über die eingesetzten Methoden zur Erfassung der Driver-Indikatoren gegeben.



6.1 Waldstruktur

Wichtige biodiversitätsrelevante Merkmale der Waldstruktur sind die Baumartenzusammensetzung, die Durchmesser- und Kronenschlussverteilung und die vertikale Schichtung (STORCH et al. 2023). So gibt es beispielsweise walddtypische Arten, die bevorzugt an bestimmten Baumarten oder erst ab einem gewissen Mindestdurchmesser vorkommen (SINGER et al. 2021, SCHULDT et al. 2022, WILDERMUTH et al. 2023). Die Ausprägung von Waldstrukturmerkmalen wird einerseits durch ökologische Standortfaktoren wie Höhenlage, Relief und Exposition, Störungen, Wasserversorgung oder Boden beeinflusst. Andererseits hat der Waldbau – beispielsweise in Form der gezielten Pflanzung bestimmter Baumarten oder der Ernte zielstärker Bäume – einen wesentlichen Einfluss auf die Waldstruktur. Es ist daher davon auszugehen, dass sich in Wäldern mit natürlicher Entwicklung nach der Nutzungsaufgabe beispielsweise der mittlere Durchmesser erhöht oder die Baumartenzusammensetzung langfristig verschiebt und sich entsprechende Veränderungen der im NWE-Monitoring erfassten walddtypischen Biodiversität ergeben.

Zur Erfassung der Waldstruktur existieren diverse methodische Ansätze. In der Naturwaldforschung der NW-FVA kommen Probekreis-Erfassungen mit Einzelbaumverortung zum Einsatz (MEYER 2020). Anders als in der Naturwaldforschung steht die Entwicklung des Baumbestandes jedoch im NWE-Monitoring nicht im Fokus. Daher wurde für das NWE-Monitoring ein Verfahren entwickelt, welches einen Schwerpunkt auf die Beschreibung der Habitatqualität für die walddtypische Biodiversität legt. Mit der gewählten Methodik wird ebenfalls der komplette Derbholzbestand erfasst, um Baumartenanteile und Durchmesser- und Kronenschlussverteilungen abzuleiten. Zusätzlich werden Parameter zum Kronenschluss und Sonderstrukturen, wie Wurzelteller, erfasst. Zusammen mit den Totholzerfassungen sind mit den Daten anschließend Berechnungen des Old-Growth-Indikators (OGI) (MEYER et al. 2021) oder des Index zur „Forest management intensity“ (ForMI) (KAHL u. BAUHUS 2014) möglich.

Methodik im Überblick

- Erfassung auf vier Probekreisen à 0,1 ha im winterkahlen Zustand
- Erfassung des Derbholzbestandes ($BHD \geq 7$ cm) inkl. BHD und Baumart
- Bestimmung des Kronenschlusses insgesamt sowie getrennt für erste Baumschicht, zweite Baumschicht, Strauchschicht und Verjüngung
- Zählung von Wurzeltellern
- Die Methode ermöglicht eine Einstufung der vertikalen Schichtung sowie eine Berechnung von Grundflächen z.B. nach Baumart oder Durchmesserklasse je Wiederholungsturnus
- Grundlage zur Berechnung von Indizes (OGI, ForMI)

6.2 Totholz

Totholz ist für viele Arten im Wald eine essentielle Ressource (MÜLLER u. BÜTLER 2010, LASSAUCE et al. 2011). Die Menge, der Zersetzungsgrad, die Beschattung oder die Dimension von Totholz können einen entscheidenden Unterschied für das Vorkommen spezialisierter Arten machen (SEIBOLD et al. 2015, HAGGE et al. 2021a). Neben Insekten wie den Totholzkäfern oder Rindenwanzen sind auch viele Spechtarten von Totholz als geeignetes Substrat zur Nahrungssuche und zur Anlage von Bruthöhlen abhängig. In der Folge profitieren auch weitere insektenfressende bzw. baumhöhlenbewohnende Wirbeltierarten von hohen Totholzmengen. Auch beziehen einige Fledermäuse überwiegend Quartiere hinter abstehender Rinde abgestorbener Bäume. Aufgrund seiner großen ökologischen Bedeutung hat Totholz in den Naturschutzkonzepten der Landesforstbetriebe einen hohen Stellenwert.

In der Naturwaldforschung sind Probekreis-Erfassungen von Totholzobjekten das etablierte Verfahren (MEYER 2020). Dieses Verfahren wurde für das NWE-Monitoring vereinfacht. Auf denselben Probekreisen wie bei der Waldstruktur Erfassung wird stehendes (BHD ≥ 7 cm) und liegendes (≥ 20 cm Durchmesser am stärkeren Ende) Totholz objektweise mit seinen Längen bzw. Höhen und Durchmessern erfasst. Mit den erfassten Daten ist somit eine Grundflächenberechnung wie auch Voluminierung des stehenden und liegenden Totholzes möglich. Zur Beschreibung der Totholzqualität wird zu jedem erfassten Totholzobjekt sein Zersetzungsgrad und sein Ursprung (Sägespuren ja/nein) erfasst.

Methodik im Überblick

- Erfassung von stehenden und liegenden Totholzobjekten auf vier Probekreisen à 0,1 ha im winterkahlen Zustand
- Bestimmung der Baumart soweit möglich und Einstufung des Zersetzungsgrades (5 Stufen) (BÜTLER et al. 2020)
- Messung von BHD und Höhe von stehendem Totholz (≥ 7 cm BHD)
- Messung des mittleren Durchmessers und Länge liegender Totholzobjekte ab einem Minstdurchmesser von 20 cm am stärkeren Ende (nur Teile innerhalb des Probekreises)
- Erfassung von Sägespuren an Totholzobjekten und Stubben
- Die Methodik ermöglicht eine Voluminierung des Totholzes je Probekreis differenziert nach Baumarten, Zersetzungsgraden oder Durchmesserklassen je Wiederholungsturnus
- Grundlage zur Berechnung von Indizes (OGI, ForMI)

6.3 Baummikrohabitate

„Baummikrohabitate sind klar abgegrenzte Habitatstrukturen, die von teilweise hochspezialisierten Arten oder Artengemeinschaften während zumindest eines Teils ihres Lebenszyklus genutzt werden. Sie sind wichtige Zufluchts-, Brut-, Überwinterungs- oder Nahrungsstätten für Tausende von Arten“ (BÜTLER et al. 2020). Entsprechend können sie wichtige Treiber der walddtypischen Biodiversität sein. Baummikrohabitate haben eine unterschiedlich lange Entstehungsdauer. Da die meisten Baummikrohabitate Alterungs- und Zersetzungsprozesse von Bäumen darstellen, stellen sie aus holzwirtschaftlicher Sicht eine Qualitätsminderung dar. In bewirtschafteten Wäldern sind einige Baummikrohabitate daher selten zu finden, andere, wie z.B. offenes Splintholz, hingegen häufiger.

Zur standardisierten Erfassung von Baummikrohabitaten in europäischen Wäldern wurde ein einheitlicher Katalog von 47 Baummikrohabitat-Typen entwickelt (LARRIEU et al. 2018, BÜTLER et al. 2020). Dieser etablierte Katalog (vgl. Marteloskope der Landesforstbetriebe) kommt daher auch bei der Probekreiserfassung von Baummikrohabitaten als potentielle Treiber der Biodiversität im NWE-Monitoring zum Einsatz. Die Baummikrohabitate werden dabei sieben übergeordneten Formen zugeordnet:

1. Baumhöhlen
2. Stammverletzungen und freiliegendes Holz
3. Kronentotholz
4. Wucherungen
5. Pilzfruchtkörper
6. Epiphytische, epixylische und parasitische Strukturen
7. Ausflüsse

Methodik im Überblick

- Erfassung der Baummikrohabitate auf vier Probekreisen à 0,1 ha im winterkahlen Zustand
- Ansprache des Vorhandenseins der 47 Mikrohabitat-Typen nach LARRIEU et al. (2018) für alle stehenden Bäume (lebend und tot) ab 7cm BHD
- Anhand der Baummikrohabitate können Habitatbäume objektiv klassifiziert werden
- Die Methode ermöglicht flexible Auswertungen zur Dichte und Diversität von Baummikrohabitaten bzw. Habitatbäumen je Wiederholungsturnus



6.4 Klima

Klimaparameter bestimmen die Ausprägung von Ökosystemen und die Biodiversität grundlegend. Arten sind an spezifische klimatische Bedingungen angepasst und können nicht dauerhaft überleben, wenn sie klimatischen Bedingungen ausgesetzt sind, die ihre physiologischen Grenzen überschreiten. Extreme Witterungsereignisse wie beispielsweise ausgeprägte Trockenheit oder starker Frost wirken sich also direkt auf das Überleben, die Vitalität und die Reproduktion von Arten aus. Arten sind aber nicht nur an großräumige klimatische Bedingungen adaptiert, sondern können auch an kleinräumige (meso- und mikro-) klimatische Bedingungen angepasst sein. Durch natürliche Sukzessions- und Störungsprozesse, wie auch durch die Waldbewirtschaftung, können sich das Bestandesklima und damit die Lebensbedingungen für die vorkommenden Arten deutlich ändern. Durch den rapide fortschreitenden Klimawandel ändert sich auch das großräumige Klima, sodass sich bereits heute die Verbreitungsgebiete entsprechend sensibler Arten deutlich verschieben.

Für die Erfassung klimatischer Variablen gibt es in Mitteleuropa ein umfangreiches Netz an Wetterstationen, die mit standardisierten und weitgehend automatisierten Methoden regelmäßige Messungen durchführen. Die Klimadaten der Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) sind inzwischen tagesaktuell in entsprechenden Onlinedatenbanken frei verfügbar. Diese Daten können im NWE-Monitoring insbesondere für kausale Analysen zum Zusammenhang zwischen der walddtypischen Biodiversität und dem regionalen Klima eingesetzt werden. Zusätzlich werden mikroklimatische Parameter mit automatischen Datenloggern an den Stichprobenpunkten erfasst. Diese Daten können für Analysen zum Einfluss des Mikroklimas auf die walddtypische Biodiversität genutzt werden.

Methodik im Überblick

- Erfassung des Mikroklimas an den Stichprobenpunkten mittels automatischer Datenlogger
- Messung von Lufttemperatur, Bodentemperaturen, Bodenfeuchtigkeit in 10-min-Intervallen von Anfang März bis Ende Juli parallel zu den Biodiversitätserfassungen
- Einbezug öffentlich verfügbarer Klimadaten des DWD für Analysen auf Landschaftsebene
- Mit den Klimadaten sind flexible Auswertungen zum Mikroklima an den Stichprobenpunkten sowie zum Landschaftsklima möglich



6.5 Waldkontinuität

Die Verbreitung von walddisperser Biodiversität in der Landschaft Mitteleuropas steht in einem engen Zusammenhang mit der Landnutzungsgeschichte. Insbesondere ausbreitungsschwache Arten sind darauf angewiesen, dass Waldböden, Bestockung und Alt- und Totholzstrukturen über Jahrhunderte kontinuierlich als Lebensräume erhalten bleiben (NORDÉN et al. 2014). Entwaldung oder ein Baumartenwechsel können dazu führen, dass es zum Erlöschen von Populationen oder zum lokalen Aussterben von Arten kommt (FLENSTED et al. 2016). Neben Gefäßpflanzen, Moosen und Pilzen, die an alte Waldstandorte mit langer Bestockungskontinuität gebunden sind (MÖLDER et al. 2015), sind holzbewohnende Flechten, Pilze und Käfer oftmals auf eine lange Kontinuität von Alt- und Totholzstrukturen angewiesen (HUMPHREY et al. 2015).

Zur Analyse der Habitatkontinuität werden Methoden der historischen Landschaftsökologie eingesetzt. Neben der Auswertung von historischen Karten, Bestandesbeschreibungen, Nutzungsregelungen und Einrichtungswerken haben sich archäologische Geländebefunde und Luftbilder als wertvolle Datenquellen für eine Rekonstruktion des historischen Waldzustands erwiesen. Hochaufgelöste digitale Geländemodelle bieten weitere Möglichkeiten, historische Landnutzungsspuren zu erfassen. Für die Bewertung der Artenvielfalt innerhalb der genannten Organismengruppen sind differenzierte Informationen zu verschiedenen Ebenen der Habitatkontinuität sinnvoll. Im NWE-Monitoring wird daher zwischen Beständen, die eine mehrhundertjährige **Wald-Kontinuität** aufweisen und Beständen, die sich durch eine mehrhundertjährige **Laubwald-Kontinuität**, auszeichnen unterschieden.

Methodik im Überblick

- Erfassung der Bewaldungskontinuität anhand historischer Karten in verschiedenen Zeitschnitten (um 1800 und um 1900) und Abgleich mit der heutigen Bewaldung
- Unterscheidung von Laub-, Nadel- und Mischwald bzw. Nichtbewaldung in jedem Zeitschnitt
- Beurteilung der Dauer und Qualität der Bewaldungskontinuität
- Erkenntnisse zur Habitatkontinuität können zusammen mit den im Rahmen des Monitorings erfassten Biodiversitätsdaten ausgewertet werden und dabei helfen, Muster der Vorkommen von seltenen und schutzwürdigen Arten zu erklären.



6.6 Landschaftskonfiguration

Neben dem Klima und der Waldkontinuität spielt die aktuelle Landschaftskonfiguration eine wichtige Rolle für das Vorkommen oder Fehlen von Arten auf großräumiger Skala (BASILE et al. 2021). Landschaften in Mitteleuropa bestehen aus einem Mosaik verschiedener Landnutzungsarten. Um Verbreitungsmuster von Arten im NWE-Monitoring zu verstehen, ist es daher essentiell die Landschaftskonfiguration in der Umgebung der Stichprobenpunkte in entsprechende Analysen einzubeziehen.

Zur Analyse der Landschaftskonfiguration steht ein stetig wachsendes Set an nationalen oder europäischen Datensätzen, die z.B. aus Satellitenbildern abgeleitet wurden, zur freien oder lizenzierten Nutzung zur Verfügung. Entsprechend werden zur Analyse der Landschaftskonfiguration im NWE-Monitoring keine eigenen Datensätze erhoben, sondern die verfügbaren Fernerkundungsprodukte genutzt. So können in Kombination mit den erfassten Biodiversitätsdaten die Habitatansprüche der Arten auf Landschaftsebene analysiert werden.

Methodik im Überblick

- Nutzung verfügbarer Geodatenätze, z.B. aus nationalen oder europäischen Fernerkundungsprogrammen - keine eigene Datenerhebung
- Analyse der Landschaftskonfiguration im Umfeld der Stichprobenpunkte auf variablen räumlichen Skalen, z.B.:
 - Vitalitätsverluste, Störungen
 - Höhenlage, Relief, Exposition
 - Waldfragmentierung und -isolation
 - Anteile von Baumarten und deren Veränderungen
 - Anteile von Landnutzungsarten und deren Veränderungen
- Die Daten zur Landschaftskonfiguration können in Analysen zum Vorkommen und Zusammensetzung der Biodiversität als erklärende Parameter einbezogen werden



Literaturverzeichnis

- BASILE, M.; STORCH, I.; MIKUSIŃSKI, G. (2021): Abundance, species richness and diversity of forest bird assemblages - The relative importance of habitat structures and landscape context. *Ecological Indicators* 133: 108402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108402>
- BEHR, O.; BARRÉ, K.; BONTADINA, F.; BRINKMANN, R.; DIETZ, M.; DISCA, T.; FROIDEVAUX, J. S. P.; GHANEM, S.; HUEMER, S.; HURST, J.; KAMINSKY, S. K.; KELM, V.; KORNER-NIEVERGELT, F.; LAUPER, M.; LINTOTT, P.; NEWMAN, C.; PETERSON, T.; PROKSCH, J.; ROEMER, C.; SCHORCHT, W.; NAGY, M. (2023): Standardised and referenced acoustic monitoring reliably estimates bat fatalities at wind turbines: comments on 'Limitations of acoustic monitoring at wind turbines to evaluate fatality risk of bats'. *Mammal Review* 53(2): 65–71. <https://doi.org/10.1111/mam.12310>
- BEILKE, E. A.; O'KEEFE, J. M. (2023): Bats reduce insect density and defoliation in temperate forests: An exclusion experiment. *Ecology* 104(2): e3903. <https://doi.org/10.1002/ecy.3903>
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A.; BAUER, H.-G. (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Neumann
- BÖHM, S. M.; WELLS, K.; KALKO, E. K. V. (2011): Top-down control of herbivory by birds and bats in the canopy of temperate broad-leaved oaks (*Quercus robur*). *PLoS ONE* 6(4): e17857. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017857>
- BRAUN DE TORREZ, E. C.; WALLRICHS, M. A.; OBER, H. K.; MCCLEERY, R. A. (2017): Mobile acoustic transects miss rare bat species: implications of survey method and spatio-temporal sampling for monitoring bats. *PeerJ* 5: e3940. <https://doi.org/10.7717/peerj.3940>
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2023b): Artenzahlen der Tiere, Pflanzen und Pilze in Deutschland und weltweit. <https://www.bfn.de/daten-und-fakten/artenzahlen-der-tiere-pflanzen-und-pilze-deutschland-und-weltweit>
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2023a): [Einheitlicher Methodenleitfaden „Insektenmonitoring“ mit weiterentwickelter Methodik für die Erfassung von Insekten und Umweltvariablen. https://www.bfn.de/insektenmonitoring](https://www.bfn.de/insektenmonitoring)
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (Hrsg.) (2024): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 — Beschluss des Bundeskabinetts vom 18. Dezember 2024. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit,
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt — Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007
- BÜTLER, R.; LACHAT, T.; KRUMM, F.; KRAUS, D.; LARRIEU, L. (2020): Taschenführer der Baummikrohabitate. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL)

- CARO, T. (2010): Conservation by proxy — indicator, umbrella, keystone, flagship and other surrogate species. Island Press
- DIETZ, M. (2007): Naturwaldreservate in Hessen. Band 10. Ergebnisse fledermauskundlicher Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 43: 1–70
- DIETZ, M. (2012): Waldfledermäuse im Jahr des Waldes — Anforderungen an die Forstwirtschaft aus Sicht der Fledermäuse. Naturschutz und Biologische Vielfalt 128: 127–146
- DOROW, W. H. O.; BLICK, T.; PAULS, S. U.; SCHNEIDER, A. (2019): Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands: Lumbricidae, Araneae, Opiliones, Psudeoscorpiones, Heteroptera, Coleoptera, Aculeata, Macrolepidoptera. BfN-Skripten
- ENGEL, F.; BAUHUS, J.; GÄRTNER, S.; KÜHN, A.; MEYER, P.; REIF, A.; SCHMIDT, M.; SCHULTZE, J.; SPÄTH, V.; STÜBNER, S.; WILDMANN, S.; SPELLMANN, H. (2016a): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. Naturschutz und Biologische Vielfalt Landwirtschaftsverlag 145
- ENGEL, F.; MEYER, P.; BAUHUS, J.; GÄRTNER, S.; REIF, A.; SCHMIDT, M.; SCHULTZE, J.; WILDMANN, S.; SPELLMANN, H. (2016b): Wald mit natürlicher Entwicklung – ist das 5%-Ziel erreicht? AFZ-DerWald 71(9): 46–48
- ENGEL, F.; MEYER, PETER; DEMANT, LAURA; SPELLMANN, H. (2019): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. AFZ-Der Wald 74(13): 30–33
- ENGEL, F.; MÖLDER, A.; SCHMIDT, M.; MEYER, P. (2018): Identifizierung von Hotspots der Biodiversität im Wald; Kap. 1.5 —. Jahresbericht 2018 - Zur biologischen Vielfalt - Jagd und Artenschutz : 54–59
- FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, E.; CURRIE, D. J.; EIGENBROD, F.; FORD, A. T.; HARRISON, S. P.; JAEGER, J. A. G.; KOPER, N.; MARTIN, A. E.; MARTIN, J.-L.; METZGER, J. P.; MORRISON, P.; RHODES, J. R.; SAUNDERS, D. A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A. C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND, M.; WATLING, J. I. (2019): Is habitat fragmentation bad for biodiversity? Biological Conservation 230: 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- FLENSTED, K. K.; BRUUN, H. H.; EJRNÆS, R.; ESKILDSEN, A.; THOMSEN, P. F.; HEILMANN-CLAUSEN, J. (2016): Red-listed species and forest continuity — A multi-taxon approach to conservation in temperate forests. Forest Ecology and Management 378: 144–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.029>
- GIBB, R.; BROWNING, E.; GLOVER-KAPFER, P.; JONES, K. E. (2019): Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. Methods in Ecology and Evolution 10(2): 169–185. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101>
- GRAF, M.; SEIBOLD, S.; GOSSNER, M. M.; HAGGE, J.; WEISS, I.; BÄSSLER, C.; MÜLLER, J. (2022): Coverage based diversity estimates of facultative saproxylic species highlight the importance of deadwood for biodiversity. Forest Ecology and Management 517: 120275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120275>
- HAGGE, J.; MÜLLER, J.; BIRKEMOE, T.; BUSE, J.; CHRISTENSEN, R. H. B.; GOSSNER, M. M.;

- GRUPPE, A.; HEIBL, C.; JARZABEK-MÜLLER, A.; SEIBOLD, S.; SIITONEN, J.; SOUTINHO, J. G.; SVERDRUP-THYGESON, A.; THORN, S.; DRAG, L. (2021a): What does a threatened saproxylic beetle look like? Modelling extinction risk using a new morphological trait database. *Journal of Animal Ecology* 90(8): 1934–1947. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13512>
- HAGGE, J.; SCHMIDT, M.; AMMER, C.; DOROW, W.; KEYE, C.; PAULS, S.; ROSCHAK, C.; SCHNEIDER, A.; MEYER, P. (2021b): Zielsetzungen und Anforderungen an ein bundesweites Insektenmonitoring in Wäldern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53(11): 10–13
- HEINKEN, T.; DIEKMANN, M.; LIIRA, J.; ORCZEWSKA, A.; SCHMIDT, M.; BRUNET, J.; CHYTRÝ, M.; CHABRERIE, O.; DECOCQ, G.; DE FRENNE, P.; DŘEVOJAN, P.; DZWONKO, Z.; EWALD, J.; FEILBERG, J.; GRAAE, B. J.; GRYTNES, J.-A.; HERMY, M.; KRIEBITZSCH, W.-U.; LAIVIŇŠ, M.; LENOIR, J.; LINDMO, S.; MARAGE, D.; MAROZAS, V.; NIEMEYER, T.; PAAL, J.; PYŠEK, P.; ROOSALUSTE, E.; SÁDLO, J.; SCHAMINÉE, J. H. J.; TYLER, T.; VERHEYEN, K.; WULF, M.; VANNESTE, T. (2022): The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *Journal of Vegetation Science* 33(3): e13132. <https://doi.org/10.1111/jvs.13132>
- HILMERS, T.; FRIESS, N.; BÄSSLER, C.; HEURICH, M.; BRANDL, R.; PRETZSCH, H.; SEIDL, R.; MÜLLER, J. (2018): Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55(6): 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- HUGHES, B. B.; BEAS-LUNA, R.; BARNER, A. K.; BREWITT, K.; BRUMBAUGH, D. R.; CERNY-CHIPMAN, E. B.; CLOSE, S. L.; COBLENTZ, K. E.; NESNERA, K. L. DE; DROBNITCH, S. T.; FIGURSKI, J. D.; FOCHT, B.; FRIEDMAN, M.; FREIWALD, J.; HEADY, K. K.; HEADY, W. N.; HETTINGER, A.; JOHNSON, A.; KARR, K. A.; MAHONEY, B.; MORITSCH, M. M.; OSTERBACK, A.-M. K.; REIMER, J.; ROBINSON, J.; ROHRER, T.; ROSE, J. M.; SABAL, M.; SEGUI, L. M.; SHEN, C.; SULLIVAN, J.; ZUERCHER, R.; RAIMONDI, P. T.; MENGE, B. A.; GRORUD-COLVERT, K.; NOVAK, M.; CARR, M. H. (2017): Long-term studies contribute disproportionately to ecology and policy. *BioScience* 67(3): 271–281. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw185>
- HUMPHREY, J. W.; WATTS, K.; FUENTES-MONTEMAYOR, E.; MACGREGOR, N. A.; PEACE, A. J.; PARK, K. J. (2015): What can studies of woodland fragmentation and creation tell us about ecological networks? A literature review and synthesis. *Landscape Ecology* 30(1): 21–50. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0107-y>
- KAHL, T.; BAUHUS, J. (2014): An index of forest management intensity based on assessment of harvested tree volume, tree species composition and dead wood origin. *Nature Conservation* 7: 15–27. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.7.7281>
- KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands: Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Schriftenreihe / Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten. - Recklinghausen : Landesanst., 1994-2004 Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 352
- KREBS, C. J. (1999): *Ecological methodology*. 2nd ed. Benjamin/Cummings

- LARRIEU, L.; PAILLET, Y.; WINTER, S.; BÜTLER, R.; KRAUS, D.; KRUMM, F.; LACHAT, T.; MICHEL, A. K.; REGNERY, B.; VANDEKERKHOVE, K. (2018): Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194–207. <https://doi.org/gfdb72>
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H.; BOUGET, C. (2011): Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11(5): 1027–1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>
- LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E. (2009): Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 24(9): 482–486. <https://doi.org/d79qvr>
- LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E.; HAYWOOD, A.; MIEZIS, L. (2011): Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution* 26(12): 641–646. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.002>
- LINDENMAYER, D.; LIKENS, G. E. (2018): Effective ecological monitoring. Second edition. CSIRO Publishing
- MARTÍNEZ-ABRAIN, A. (2014): Is the ‘n = 30 rule of thumb’ of ecological field studies reliable? A call for greater attention to the variability in our data. *Animal Biodiversity and Conservation* 37(1): 95–100. <https://doi.org/10.32800/abc.2014.37.0095>
- MEYER, P. (2020): Stubborn and adaptive – five decades of monitoring and research of self-regulated tree demography in Lower Saxony, Germany. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190(5/6): 120–135
- MEYER, P.; ALJES, M.; CULMSEE, H.; FELDMANN, E.; GLATTHORN, J.; LEUSCHNER, C.; SCHNEIDER, H. (2021): Quantifying old-growthness of lowland European beech forests by a multivariate indicator for forest structure. *Ecological Indicators* 125: 107575. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107575>
- MEYER, P.; FELDMANN, E.; HAGGE, J.; KEYE, C.; LORENZ, K.; NAGEL, R.; MÖLDER, A.; ROSCHAK, C.; SCHMIDT, M.; SCHMIDT, W.; SINGER, D.; ZELLER, L. (2023): Fünf Jahrzehnte Naturwaldforschung in Niedersachsen. *AFZ-DerWald* 78(13): 14–18
- MEYER, P.; MÖLDER, A.; FELDMANN, E.; DEMANT, L.; SCHMIDT, M. (2022): Neue Naturwälder in Deutschland. Hotspots für Forschung und biologische Vielfalt im Klimawandel. *Geographische Rundschau* 74: 28–31
- MEYER, P.; SCHILLING, T.; SCHMIDT, M.; SUNDERMANN, M. (2018): Das Naturwaldzellen-Netz in Sachsen-Anhalt — Konzept und Stand der Ausweisung. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 55: 33–46
- MEYER, P.; WEVELL VON KRÜGER, A.; STEFFENS, R.; UNKRIG, W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen — Schutz und Forschung. Band 1: Niedersächsisches Tiefland. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
- MÖLDER, A.; SCHMIDT, M.; ENGEL, F.; SCHÖNFELDER, E.; SCHULZ, F. (2015): Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany). *Ecological*

- Indicators 54: 12–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.044>
- MORKEL, C.; FRIESS, T. (2021): Rindenwanzen (Insecta: Heteroptera: Aradidae) im Nationalpark Hunsrück-Hochwald: Vorkommen, Habitatansprüche und Indikatorfunktion. *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* 58: 179–209
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- MÜLLER, J.; ULYSHEN, M.; SEIBOLD, S.; CADOTTE, M.; CHAO, A.; BÄSSLER, C.; VOGEL, S.; HAGGE, J.; WEISS, I.; BALDRIAN, P.; TLÁSKAL, V.; THORN, S. (2020): Primary determinants of communities in deadwood vary among taxa but are regionally consistent. *Oikos* 129(10): 1579–1588. <https://doi.org/10.1111/oik.07335>
- NORDÉN, B.; DAHLBERG, A.; BRANDRUD, T. E.; FRITZ, Ö.; EJRNAES, R.; OVASKAINEN, O. (2014): Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21(1): 34–45. <https://doi.org/10.2980/21-1-3667>
- PASCOAL, C.; CAÍSIO, F. (2004): Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology* 70(9): 5266–5273. <https://doi.org/10.1128/aem.70.9.5266-5273.2004>
- PEARCE, J. L.; VENIER, L. A. (2006): The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6(4): 780–793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>
- RAYNER, A. D. M.; BODDY, L. (1989): Fungal Decomposition of Wood: Its Biology and Ecology. *Forest Science* 35(2): 647–648. <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.2.647>
- REDLICH, S.; ZHANG, J.; BENJAMIN, C.; DHILLON, M. S.; ENGLMEIER, J.; EWALD, J.; FRICKE, U.; GANUZA, C.; HAENSEL, M.; HOVESTADT, T.; KOLLMANN, J.; KOELLNER, T.; KÜBERT-FLOCK, C.; KUNSTMANN, H.; MENZEL, A.; MONING, C.; PETERS, W.; RIEBL, R.; RUMMLER, T.; ROJAS-BOTERO, S.; TOBISCH, C.; UHLER, J.; UPHUS, L.; MÜLLER, J.; STEFFAN-DEWENTER, I. (2021): Disentangling effects of climate and land use on biodiversity and ecosystem services—a multi-scale experimental design. *Methods in Ecology and Evolution* 13(2): 514–527. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13759>
- RIES, M.; BALZER, S.; GRUTTKE, H.; HAUPT, H.; HOFBAUER, N.; LUDWIG, G.; MATZKE-HAJEK, G. (Hrsg.) (2021): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands — Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(5): 602
- RIVA, F.; KOPER, N.; FAHRIG, L. (2024): Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews* 99(4): 1411–1424. <https://doi.org/10.1111/brv.13073>
- SCHMIDL, V. J.; BUSSLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36(7): 202–217
- SCHMIDT, J.; TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(4): 139–204
- SCHMIDT, M.; KRIEBITZSCH, W.-U.; EWALD, J. (2011): Waldartenliste der Farn- und

- Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. 299: 1–111
- SCHMIDT, M.; SUNDERMANN, M. (2013): Entstehung des Naturwaldreservate-Programms. *AFZ-Der Wald* 74(24): 7–8
- SCHNEIDER, A.; BLICK, T.; PAULS, S. U.; DOROW, W. H. O. (2021): The list of forest affinities for animals in Central Europe - A valuable resource for ecological analysis and monitoring in forest animal communities? *Forest Ecology and Management* 479: 118542. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118542>
- SCHUCH, S.; LUDWIG, H.; WESCHE, K. (2020): Erfassungsmethoden für ein Insektenmonitoring. BfN-Skripten. <https://doi.org/10.19217/skr565>
- SCHULDT, A.; FAHRENHOLZ, N.; BRAUNS, M.; MIGGE-KLEIAN, S.; PLATNER, C.; SCHAEFER, M. (2008): Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 17(5): 1267–1284. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9330-7>
- SCHULDT, A.; HUKÉ, P.; GLATTHORN, J.; HAGGE, J.; WILDERMUTH, B.; MATEVSKI, D. (2022): Tree mixtures mediate negative effects of introduced tree species on bird taxonomic and functional diversity. *Journal of Applied Ecology* 59(12): 3049–3060. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14300>
- SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BALDRIAN, P.; REINHARD, L.; THORN, S.; ULYSHEN, M. D.; WEISS, I.; MÜLLER, J. (2016): Dead-wood addition promotes non-saproxyllic epigeal arthropods but effects are mediated by canopy openness. *Biological Conservation* 204: 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.031>
- SEIBOLD, S.; BRANDL, R.; BUSE, J.; HOTHORN, T.; SCHMIDL, J.; THORN, S.; MÜLLER, J. (2015): Association of extinction risk of saproxyllic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29(2): 382–390. <https://doi.org/10.1111/cobi.12427>
- SEIBOLD, S.; CADOTTE, M. W.; MACIVOR, J. S.; THORN, S.; MÜLLER, J. (2018): The necessity of multitrophic approaches in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 33(10): 754–764. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.001>
- SIMON, H.; ACHTZIGER, R.; BRÄU, M.; DOROW, W.; GÖRICKE, P.; GOSSNER, M. M.; GRUSCHWITZ, W.; HECKMANN, R.; HOFFMANN, H.-J.; KALLENBORN, H.; KLEINSTEUBER, W.; MARTSCHEL, T.; MELBER, A.; MORKEL, C.; MÜNCH, M.; NAWRATIL, J.; REMANE, R.; RIEGER, C.; VOIGT, K.; WINKELMANN, H. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wanzen (Heteroptera) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(5): 465–624
- SINGER, D.; HAGGE, J.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A. (2024a): Aggregated time-series features boost species-specific differentiation of true and false positives in passive acoustic monitoring of bird assemblages. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 10(4): 517–530. <https://doi.org/10.1002/rse2.385>
- SINGER, D.; HONDONG, H.; DIETZ, M. (2021): Habitat use of Bechstein's Bat (*Myotis bechsteinii*) and woodpeckers reveals the importance of old-growth features in European beech forests. *Forest Ecology and Management* 498: 119547. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119547>

- SINGER, D.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A.; HAGGE, J. (2024b): Diel and seasonal vocal activity patterns revealed by passive acoustic monitoring suggest expert recommendations for breeding bird surveys need adjustment. Preprint. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34491.84003>
- STEINACKER, C.; ENGEL, F.; MEYER, P. (2023): Natürliche Waldentwicklung in Deutschland: auf dem Weg zum „5%-Ziel“ der Nationalen Biodiversitätsstrategie. *Natur und Landschaft* 98(12): 546–552. <https://doi.org/10.19217/NuL2023-12-01>
- STEINACKER, C.; ENGEL, F.; MEYER, PETER (2020): Bundesweite Abfrage — NW-FVA bilanziert Wälder mit natürlicher Entwicklung. *AFZ-Der Wald* 75(21): 7
- STORCH, F.; BOCH, S.; GOSSNER, M. M.; FELDHAAR, H.; AMMER, C.; SCHALL, P.; POLLE, A.; KROIHER, F.; MÜLLER, J.; BAUHUS, J. (2023): Linking structure and species richness to support forest biodiversity monitoring at large scales. *Annals of Forest Science* 80(1): 3. <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01169-1>
- STREITBERGER, M.; STUHLREHER, G.; FARTMANN, T.; ACKERMANN, W.; LUDWIG, H.; PÜTZ, S.; ZÜGHART, W. (2024): The German insect monitoring scheme: Establishment of a nationwide long-term recording of arthropods. *Basic and Applied Ecology* 80: 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.08.004>
- SÜDBECK, P.; ANDRETZKE, S.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K.; SUDFELDT, C. (Hrsg.) (2005): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. 1. Aufl. MUGLER
- SUDFELDT, C.; DRÖSCHMEISTER, R.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SCHÖPF, H.; WAHL, J. (2007): *Vögel in Deutschland — 2007*. DDA, BfN, LAG VSW
- SVERDRUP-THYGESON, A.; BIRKEMOE, T. (2008): What window traps can tell us: effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation* 13(2): 183–191. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9141-x>
- SWANSON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; BESCHTA, R. L.; CRISAFULLI, C. M.; DELLASALA, D. A.; HUTTO, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SWANSON, F. J. (2011): The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(2): 117–125. <https://doi.org/10.1890/090157>
- THORN, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; BURTON, P. J.; CAHALL, R.; CAMPBELL, J. L.; CASTRO, J.; CHOI, C.-Y.; COBB, T.; DONATO, D. C.; DURSKA, E.; FONTAINE, J. B.; GAUTHIER, S.; HEBERT, C.; HOTHORN, T.; HUTTO, R. L.; LEE, E.-J.; LEVERKUS, A. B.; LINDENMAYER, D. B.; OBRIST, M. K.; ROST, J.; SEIBOLD, S.; SEIDL, R.; THOM, D.; WALDRON, K.; WERMELINGER, B.; WINTER, M.-B.; ZMIHORSKI, M.; MÜLLER, J. (2018): Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55(1): 279–289. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>
- TRAUTNER, J. (Hrsg.) (2017): *Die Laufkäfer Baden-Württembergs*. Ulmer
- VIRKKALA, R. (2006): Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici* 43: 82–85
- VÖLKL, W.; BLICK, T.; KNORNACKER, P. M.; MARTENS, H. (2004): Quantitativer Überblick

- über die rezente Fauna von Deutschland. *Natur und Landschaft* 79(7): 293–295
- WILDERMUTH, B.; DÖNGES, C.; MATEVSKI, D.; PENANHOAT, A.; SEIFERT, C. L.; SEIDEL, D.; SCHEU, S.; SCHULDT, A. (2023): Tree species identity, canopy structure and prey availability differentially affect canopy spider diversity and trophic composition. *Oecologia* 203: 37–51. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05447-1>
- ZELLER, L.; FÖRSTER, A.; KEYE, C.; MEYER, P.; ROSCHAK, C.; AMMER, C. (2023): What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecological Indicators* 153: 110383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383>

