



NW-FVA

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt

Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema:

Ersterfassung von Biodiversität, Waldstruktur und Kohlenstoffspeicher in den Wäldern mit natürlicher Entwicklung im Vergleich zum Wirtschaftswald

Datum der Veröffentlichung:

Dezember 2024

Autor:innen:

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

Zuwendungsempfänger:

**Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Waldwachstum**

Projektlaufzeit:

01.04.2022 – 31.03.2024

Förderung:

**Durch das Land Niedersachsen im Rahmen
des Sondervermögens
„Wirtschaftsförderfonds – Ökologischer
Bereich“ (Maßnahmenpaket
Stadt.Land.Zukunft-SLZ),
Maßnahme: Forschung zur Anpassung
klimaresilienter Wälder**



GESELLSCHAFTSVERTRAG
Stadt.Land.Zukunft.

NWE-Monitoring

**Ersterfassung von Biodiversität, Waldstruktur und Kohlenstoffspeicher in Wäldern
mit natürlicher Entwicklung im Vergleich zum Wirtschaftswald**

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

Stand: 20.12.2024

Inhaltsverzeichnis

1 Übersicht	3
1.1 Aufgabenstellung	3
1.2 Ablauf des Projekts	4
1.3 Veröffentlichungen	4
2 Zielsetzung des Monitorings	6
2.1 Waldtypische Biodiversität	6
2.2 Zustand und Entwicklung	7
2.3 Benchmarking	9
2.4 Kausales Verständnis	10
3 Stichprobendesign	11
3.1 Stichprobenziehung	12
3.2 Ergebnisse der Stichprobenziehung	15
4 Module des NWE-Monitorings	17
4.1 Arten	18
4.2 Habitat & Landschaft	26
5 Ergebnisse Arten	34
5.1 Vögel	34
5.2 Arthropoden	41
6 Ergebnisse Habitat & Landschaft	47
6.1 Waldstruktur	47
6.2 Habitatkontinuität	51
Literaturverzeichnis	53

1 Übersicht

1.1 Aufgabenstellung

Um dem globalen Verlust der Artenvielfalt entgegenzuwirken, hat die Bundesregierung im Jahr 2007 eine Nationale Biodiversitätsstrategie verabschiedet. Ein zentrales Ziel der Strategie ist es, fünf Prozent der Waldfläche in Deutschland ihrer natürlichen Entwicklung zu überlassen (BMUV 2024). Dieses Ziel wird mit der aktuellen Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 erneut in den Fokus gesetzt. Dies ist naturschutzfachlich relevant, da besonders viele Tier- und Pflanzenarten auf die Alters- und Zerfallsphasen wie auch auf natürliche Störungsflächen angewiesen sind und solche Flächen im deutschen Wald im Vergleich zu ihrem natürlichen Anteil deutlich unterrepräsentiert sind. In den landeseigenen Wäldern soll dieser Flächenanteil als Vorbildfunktion zehn Prozent betragen. Die Niedersächsischen Landesforsten (NLF) haben dieses Ziel auf Grundlage einer systematischen Flächenauswahl (MEYER et al. 2015a) erfolgreich umgesetzt. Seit 2020 sind zehn Prozent der Waldfläche der NLF als Wälder mit natürlicher Entwicklung (NWE) ausgewiesen. In diesen Waldflächen findet zukünftig keine Waldbewirtschaftung mehr statt, sodass sich dort die Biodiversität und der Baumbestand unabhängig von direkten menschlichen Einflüssen entwickeln können.

Um den Beitrag der Wälder mit natürlicher Entwicklung für den Erhalt der waldtypischen Biodiversität und den Klimaschutz zu bemessen, wurden in den Jahren 2022 und 2023 an 256 Standorten über ganz Niedersachsen verteilt umfangreiche Datenerhebungen zu Totholzkäfern, Laufkäfern, Spinnen, Wanzen, Vögeln, Fledermäusen und Pilzen durchgeführt. Außerdem wurden Daten zur Waldstruktur und zum Mikroklima erfasst und die umgebende Landschaft mit ihrer Historie wurde analysiert. Mittels dieses Einstiegs in ein dauerhaftes NWE-Monitoring können sowohl der Beitrag der Wälder mit natürlicher Entwicklung zum Klima- und Biodiversitätsschutz bewertet als auch Handlungsempfehlungen zum Klima- und Biodiversitätsschutz abgeleitet werden. Zudem stellt das Monitoring der natürlichen Waldentwicklung einen wichtigen „Lernort“ dar, der die Möglichkeit bietet, aus der dynamischen Anpassung von Wäldern an den Klimawandel für eine integrative Waldwirtschaft zu lernen.

1.2 Ablauf des Projekts

In den Jahren 2022 und 2023 wurden jeweils im Zeitraum von März bis Juli umfangreiche Datenerhebungen im Gelände durchgeführt und anschließend mit den Datenauswertungen begonnen. Details zu den eingesetzten Methoden und den bislang vorliegenden Ergebnissen finden sich in den nachfolgenden Kapiteln.

1.3 Veröffentlichungen

1.3.1 Begutachtete Publikationen

- Begutachtete Publikation zur Methodik des Filterns der Ergebnisse des passiven akustischen Vogelmonitorings: SINGER, D.; HAGGE, J.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A. (2024): 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>
- Publikation zu den zeitlichen Aktivitätsmustern von Waldvogelarten in Niedersachsen (bislang als Preprint veröffentlicht, aktuell in Begutachtung beim “Journal of Ornithology”): 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. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34491.84003>

1.3.2 Vorträge und Poster

- Ausrichtung eines Onlinekolloquiums: “Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung” am 12.11.2024 von 13-17 Uhr mit vier Vorträgen zum Konzept und den Ergebnissen der Ersterfassung des NWE-Monitorings in Niedersachsen
 - Singer, David & Hagge, Jonas: Das NWE-Monitoringkonzept
 - Engel, Falko: Erste Ergebnisse zur Waldstrukturerfassung
 - Singer, David: Erste Ergebnisse des Vogelmonitorings
 - Hagge, Jonas: Erste Ergebnisse des Insektenmonitorings
- SINGER, D.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A.; HAGGE, J. (2024): Akustische Aktivitätsmuster mitteleuropäischer Waldvogelarten - Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft, 18.-22.09.2024 in Wien

- SINGER, D.; HAGGE, J.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A. (2024): How to filter BirdNET? - Aggregated time-series features boost species-specific differentiation of true and false positives in passive acoustic monitoring of bird assemblages - Poster auf der Tagung der Gesellschaft für Ökologie, 9.-12.09.2024 in Freising
- SINGER, D.; KAMP, J.; HONDONG, H.; SCHULDT, A.; HAGGE, J. (2024): Passives akustisches Vogelmonitoring im Wald Herausforderungen und Möglichkeiten bei großflächigen Anwendungen - Poster auf der Hessischen Landesnaturschutztagung, 5.11.2024 in Gießen

2 Zielsetzung des Monitorings

Da die Ausweisung der NWE-Flächen auf die Nationale Biodiversitätsstrategie zurückgeht und ein Instrument zum Erhalt und zur Wiederherstellung der waldtypischen Biodiversität darstellt (BMU 2007), steht diese im Fokus des NWE-Monitorings. Mit dem Biodiversitätsmonitoring in Wäldern mit natürlicher Entwicklung 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 waldtypischen 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 verändernde Anforderungen und Fragestellungen unterschiedlicher Stakeholder (LINDENMAYER u. LIKENS 2018). Im Sinne eines adaptiven Monitorings (LINDENMAYER u. LIKENS 2009, LINDENMAYER et al. 2011) sollen zukünftig in möglichst großem Umfang jeweils aktuelle Fragen der forstlichen und naturschutzfachlichen Praxis sowie der Politik und Forschung bearbeitet werden.

2.1 Waldtypische Biodiversität

Das NWE-Monitoring betrachtet die Arrebene 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 2.1). Diese verschiedenen Ebenen werden im NWE-Monitoring in ihrer zeitlichen Entwicklung betrachtet. Der Fokus liegt dabei auf der waldtypischen Biodiversität. Unter waldtypischer 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).

2.2 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 2.1). Als kurzfristiges Ergebnis der Ersterfassung liegen Biodiversitäts- und Waldstrukturdaten vor, die erstmals eine umfassende **naturschutzfachliche Bewertung des Zustandes** der gesamten NWE-Flächenkulisse erlauben.

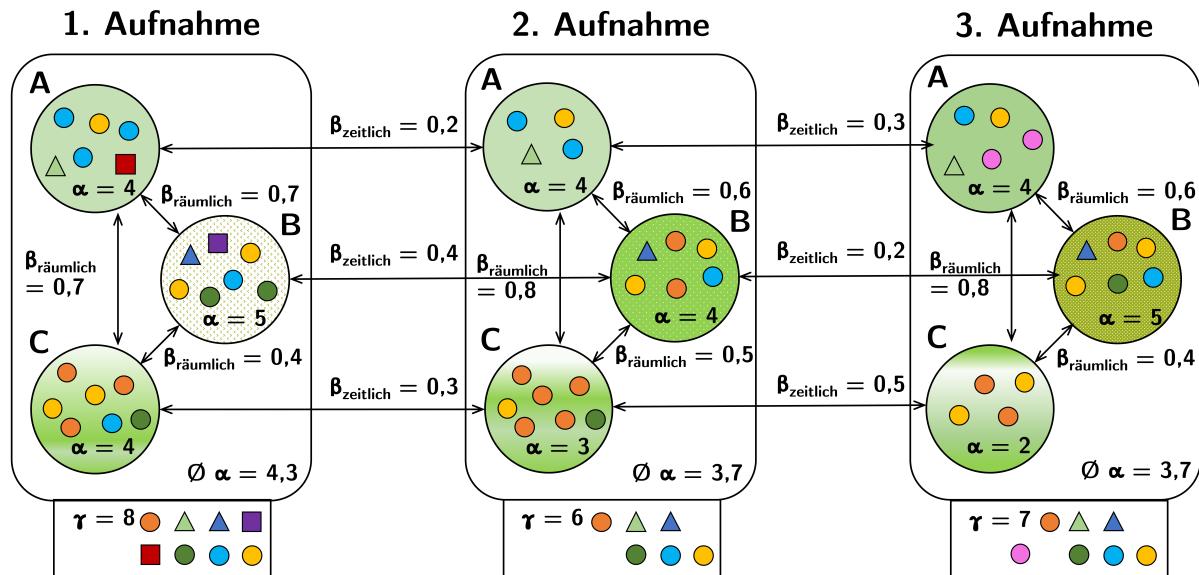


Abbildung 2.1: Räumliche und zeitliche Dimension des NWE-Monitorings mit schematischer Darstellung von Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität. Das Vorkommen und die Häufigkeit von Arten werden für exemplarisch drei NWE-Untersuchungsflächen (A, B, C) und für drei erste aufeinanderfolgende Aufnahmen (1., 2., 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 Habitateigenschaften 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 einer Auswahl an praktischen Fragestellungen verdeutlicht das Potential des NWE-Monitorings zur datenbasierten Beantwortung vielfältiger Fragen, 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 bei den Käfern in den NWE-Flächen?
- Wie viele gefährdete Pilzarten wachsen in NWE-Flächen?
- Welche ist die am häufigsten in NWE-Flächen nachzuweisende Fledermausart?
- Welche Baummikrohabitatem sind in NWE-Flächen in welcher Häufigkeit vertreten?
- Wie ist die Baumarten- und Durchmesserverteilung in den NWE-Flächen?
- ...

Ein weiteres Ergebnis der Ersterfassung im NWE-Monitoring ist die **Evaluation des Auswahlprozesses der NWE-Flächenkulisse** (vgl. MEYER et al. 2015a). 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 seine 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. Erfassungen zur Biodiversität von unterschiedlichen Artengruppen haben bisher nur exemplarisch auf Einzelflächen stattgefunden (MEYER 2019). Hier leistet das NWE-Monitoring bundesweit Pionierarbeit und liefert Zeitreihendaten zur Entwicklung der Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung. Das ist ein substanzialer 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 (MEYER et al. 2022).

2.3 Benchmarking

Die Ergebnisse des NWE-Monitorings lassen sich fachlich nur dann bewerten und einordnen, wenn **Wälder mit natürlicher Entwicklung mit bewirtschafteten Wäldern verglichen** werden. Von einem exklusiven Beitrag natürlicher Waldentwicklung für den Erhalt und den Schutz der waldtypischen Biodiversität ist auszugehen, wenn sich die Unterschiede zwischen weiterhin bewirtschafteten und ihrer natürlichen Entwicklung überlassenen Wäldern im Laufe der Zeit vergrößern (Abbildung 2.2). Nur auf diese Weise lässt sich zudem 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.

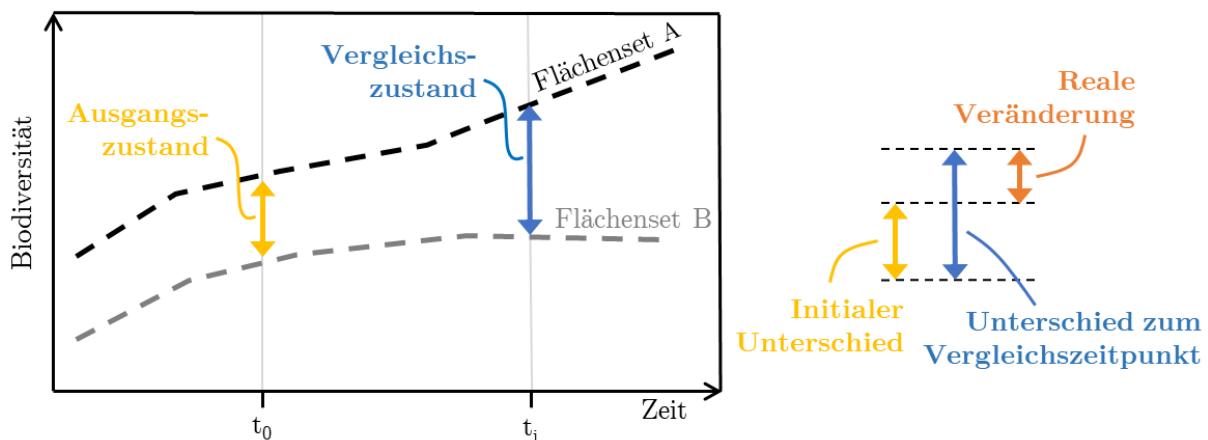


Abbildung 2.2: Um die reale Veränderung der Biodiversität zwischen zwei Behandlungsvarianten (Flächensets A und B) zu einem Vergleichszeitpunkt (t_1) ermitteln, muss der Unterschied zum Ausgangszeitpunkt (t_0) berücksichtigt werden.

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 nur in Wäldern mit natürlicher Entwicklung vor?
- Wie unterscheidet sich das Angebot an Baummikrohabitaten zwischen bewirtschafteten Wäldern und NWE-Flächen?
- ...

2.4 Kausales Verständnis

Das NWE-Monitoring dient des Weiteren dazu, das grundlegende Wissen zu **kausalen Zusammenhängen von Arten, Habitateigenschaften und ökologischen Prozessen** in Wäldern auszubauen (LINDENMAYER et al. 2022). 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 hat eine starke Waldfragmentierung und ein hoher Anteil landwirtschaftlicher Fläche in der Umgebung auf die waldtypische Biodiversität?
- Welche Arten sind Klimawandelgewinner, welche Arten sind Klimawandelverlierer?
- Kommt es mit zunehmender Klimaerwärmung zu einer Verschiebung der jahreszeitlichen Aktivität von Käfern und Wanzen?
- 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 kommen nur in Wäldern mit Laubwaldkontinuität vor?
- ...

3 Stichprobendesign

Ein robustes, statistisch belastbares Stichprobendesign und eine einheitliche Methodik sind essentiell für den langfristigen Erfolg von Monitoringprogrammen (KREBS 1999, LINDENMAYER u. LIKENS 2010). Im NWE-Monitoring wird **eine zufällige und repräsentative Stichprobe** aus der zu untersuchenden Grundgesamtheit erfasst.

Wichtige Grundlagen eines soliden Stichprobendesigns:

(vgl. KREBS 1999, LINDENMAYER u. LIKENS 2010, HUGHES et al. 2017):

- 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 die Detektierbarkeit zeitlicher Trends und räumlicher Muster.
- Da die Varianz der erfassten Parameter vorab unbekannt ist und bislang - aufgrund fehlender vergleichbarer großflächiger 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 wohlüberlegt 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.

3.1 Stichprobenziehung

Die Erfüllung der skizzierten Anforderungen an ein robustes Stichprobendesign wurde durch eine dreiteilige Stichprobenziehung mittels eines reproduzierbaren Auswahlalgorithmus sichergestellt. Dadurch entstand 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 (R CORE TEAM (2024)) programmiert.
- Die Zufallsauswahl der Punkte erfolgte in einem iterativen Prozess im Wechsel zwischen NWE-Kulisse und bewirtschaftetem Wald solange, bis die erforderliche Stichprobengröße erreicht ist.
- Lag ein gewählter Zufallspunkt weniger als 20 m vom Rand der Grundgesamtheit entfernt, wurde der Punkt kleinräumig ins Flächeninnere verschoben bis er einen Abstand von 20 m zum Rand hatte (Grund: 0,1 ha Probekreis soll vollflächig in Grundgesamtheit fallen).
- Nach Auswahl eines Zufallspunktes wurde dessen Umfeld in einem Radius von 250 m von der Auswahl weiterer Punkte ausgeschlossen, um kleinräumige Überlagerungen von Punkten auszuschließen.

3.1.1 Flächenrepräsentative Zufallsstichprobe (NZ, WZ)

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) und im bewirtschafteten Landeswald (WZ) mithilfe des oben beschriebenen Algorithmus gezogen (Abbildung 3.2). Daten zur aktuellen Bestockung oder anderen Umweltparametern wurden dabei explizit nicht berücksichtigt, damit die Stichprobenauswahl auch bei künftigen Bestockungs- und Waldstrukturänderungen dauerhaft repräsentativ bleibt.

3.1.2 Verdichtung des Klima- und Landschaftsgradienten (NG, WG)

Eine Eigenschaft der flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe (NZ, WZ) ist, dass flächenmäßig kleinräumige Zustände der in der Grundgesamtheit vorkommenden Klima- und Landschaftsgradienten mit entsprechend wenigen (oder keinen) Stichprobenpunkten abgedeckt sind. Für ein kausales Verständnis zu zentralen Treibern der Biodiversität wie dem Klima und der Fragmentierung des Waldes ist allerdings eine über den betrachteten Gradienten möglichst gleichmäßig verteilte Stichprobe erforderlich (REDLICH et al. 2021, RIVA et al. 2024). Daher erfolgte in einem zweiten Schritt der Stichprobenziehung eine Nachverdichtung der vorkommenden Klima- und Landschaftsgradienten jeweils für die NWE-Kulisse (NG) und den bewirtschafteten Landeswald (WG) (Abbildung 3.1). Die Einflüsse von klimatischen oder landschaftlichen Extremen, z.B. besonders trockenen Standorten oder einer starken Fragmentierung des Waldes, auf die waldtypische Biodiversität lassen sich so mit dem NWE-Monitoring statistisch belastbar untersuchen. Für die praktische Umsetzung dieser Nachverdichtung wurden 18 räumliche Straten basierend auf einer Kombination aus a) Jahresmitteltemperatur, b) Jahresniederschlag und c) Waldanteil im 1-km-Radius gebildet. Innerhalb der Straten wurden dann entsprechend des jeweiligen Bedarfs an Nachverdichtung mit dem oben beschriebenen Auswahlalgorithmus weitere Zufallspunkte getrennt für die NWE-Kulisse (NG) und den bewirtschafteten Landeswald (WG) gezogen. Auf diese Weise wurde allen Straten mindestens ein Stichprobenpunkt oder, in Abhängigkeit ihres Flächenanteils, bis zu 10 zusätzliche Punkte zugewiesen.

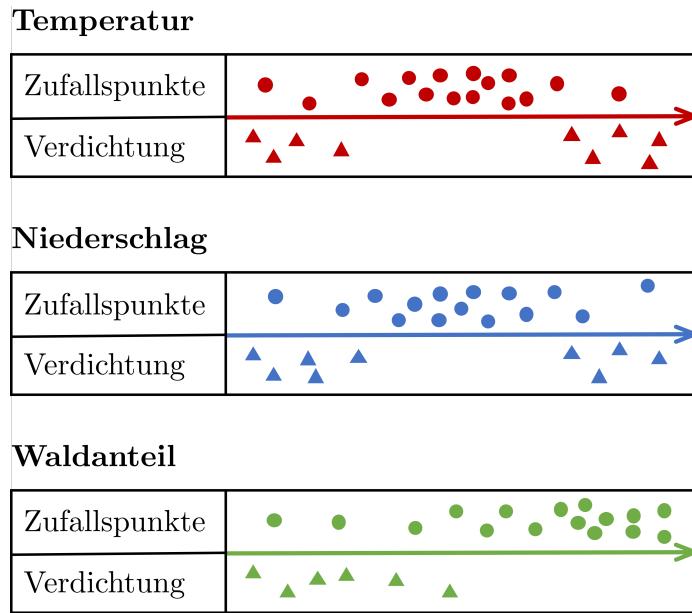


Abbildung 3.1: Flächenmäßig in den Grundgesamtheiten seltene Kombinationen aus Jahresmitteltemperatur, Jahresniederschlag und Waldanteil werden durch die gezielte Auswahl weiterer Zufallspunkte nachverdichtet, um die gesamte Bandbreite der zugrundeliegenden Klima- und Landschaftsgradienten gleichmäßiger abzudecken als dies durch die reinen Zufallspunkte der Fall ist.

3.1.3 Verdichtung in langfristig bestehenden Naturwäldern (NN)

Langjährig bestehende Naturwälder (MEYER et al. 2006, 2015b) können im Sinne eines „Space-for-Time“-Ansatzes bereits zum aktuellen Zeitpunkt wertvolle Hinweise auf die langfristige Entwicklung der waldtypischen 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 „alten“ Naturwäldern im Vergleich zu neu ausgewiesenen NWE-Flächen müssen daher vorsichtig interpretiert werden, erlauben jedoch zeitnah Rückschlüsse auf die Effekte einer natürlichen Waldentwicklung. In einem dritten Schritt wurden daher gezielt weitere Stichprobenspunkte im Zentrum bereits länger ausgewiesener Naturwälder (NN) 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 Stichprobenspunkten nur unzureichend abgedeckt. Durch die Auswahl zusätzlicher, zentral in den „alten“ Naturwäldern gelegenen Stichprobenspunkten wurde dieses Teilkollektiv gezielt nachverdichtet.

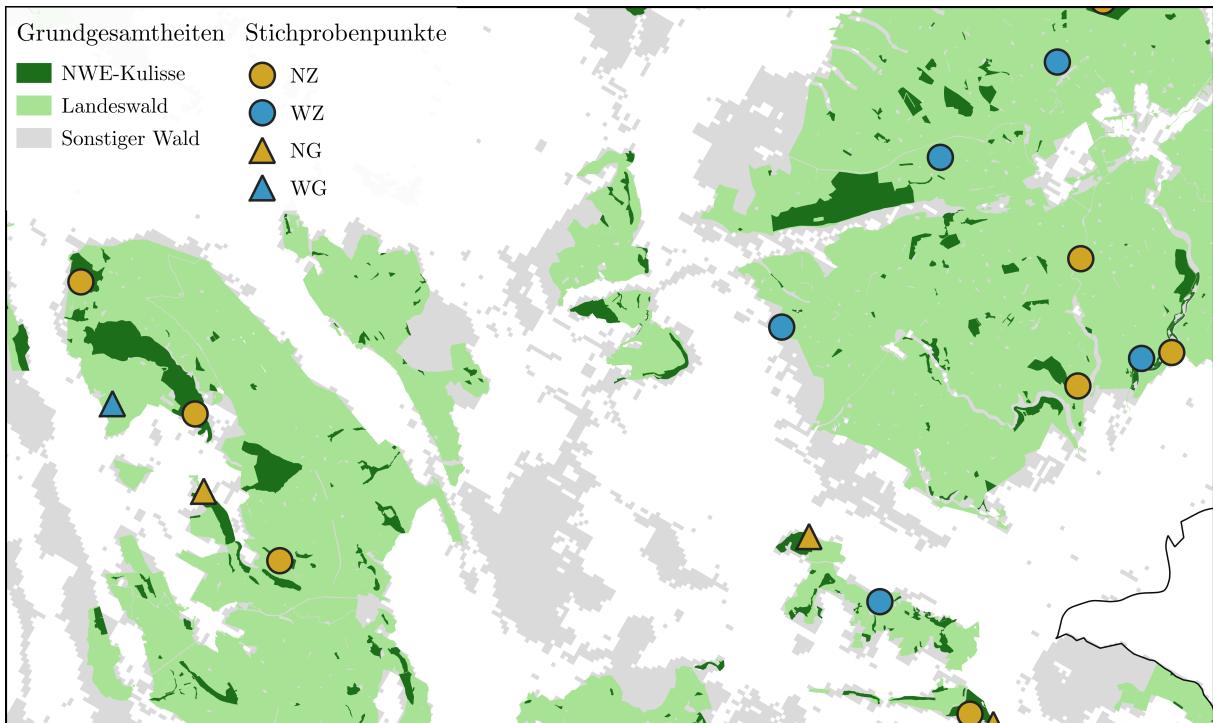


Abbildung 3.2: Beispielhafte Darstellung zufällig ausgewählter Stichprobenpunkte in der NWE-Kulisse und dem bewirtschafteten Landeswald. NZ: zufällig gewählter Punkt NWE-Kulisse, WZ: zufällig gewählter Punkt bewirtschafteter Landeswald, NG: nachverdichteter Punkt NWE-Kulisse, WG: nachverdichteter Punkt bewirtschafteter Landeswald

3.2 Ergebnisse der Stichprobenziehung

Die entsprechend dem beschriebenen Schema erfolgte Auswahl von Stichprobenpunkten führte in Niedersachsen zur Auswahl von insgesamt 256 Stichprobenpunkten. NWE-Flächen im Nationalpark Harz wurden entsprechend des Beschlusses der projektbegleitenden Arbeitsgruppe bei der Stichprobenziehung aufgrund der naturräumlichen Sondersituation, anderer 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.

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

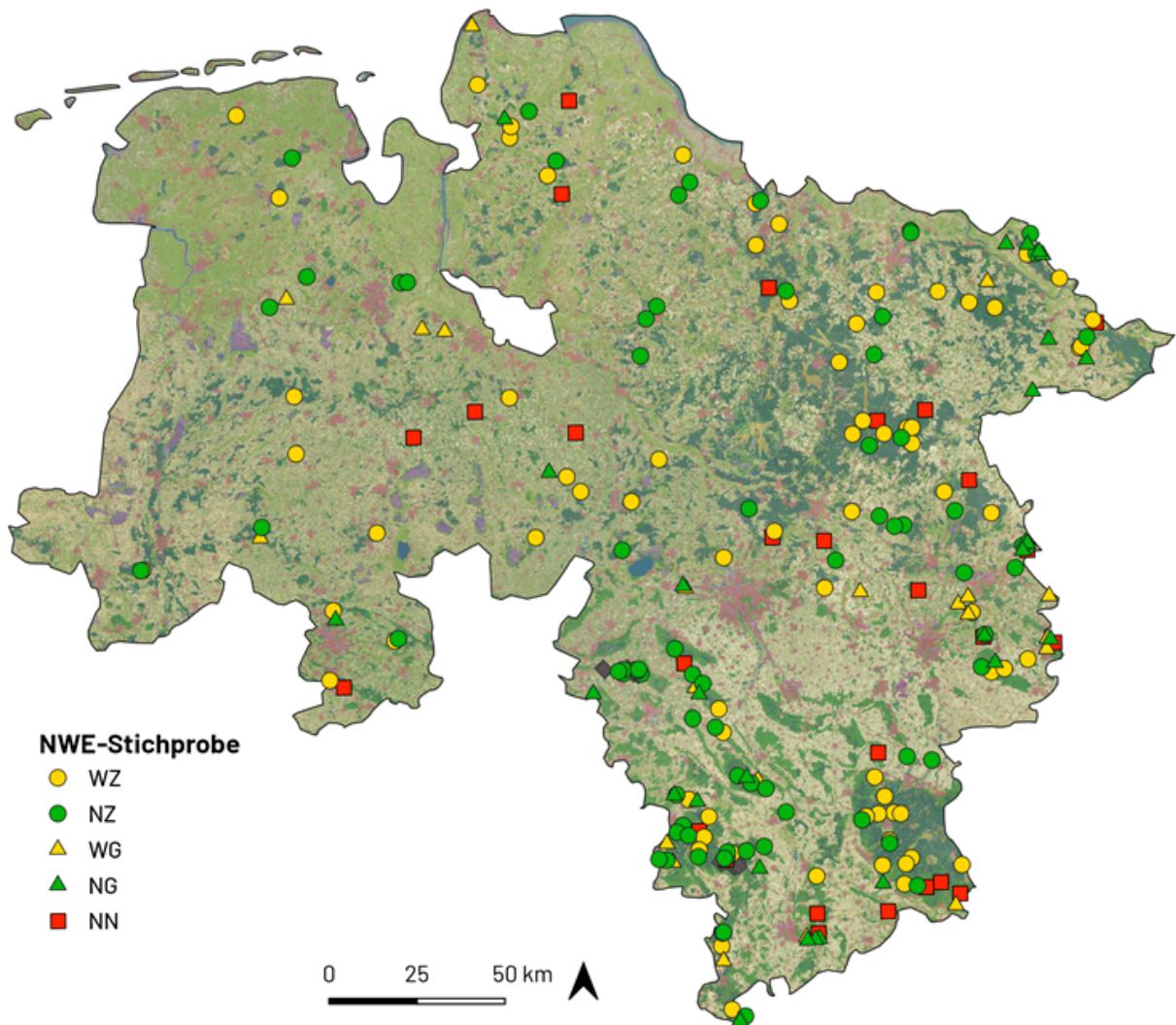


Abbildung 3.3: Karte der Stichprobenpunkte des NWE-Monitorings in Niedersachsen 2022/2023

4 Module des NWE-Monitorings

Das NWE-Monitoring ist in drei Modulen organisiert (Abbildung 4.1). Zentrales Modul ist die Erfassung von sieben Artengruppen, die ein breites trophisches Spektrum waldgebundener Biodiversität abdecken. Als weitere Ebene kommt die Habitat-Ebene hinzu, für welche ebenfalls Daten im Gelände erhoben werden. Daten auf der Landschaftsebene werden hingegen aus bestehenden Fernerkundungsprodukten oder sonstigen flächigen Datensätzen einbezogen.

Arten	Habitat	Landschaft
Fledermäuse  Akustisches Monitoring	Mikroklima Klimalogger	Makroklima DWD/Fernerkundung
Vögel  Akustisches Monitoring	Baumarten Probekreiserfassung	Waldanteil Fernerkundung
Totholzkäfer  Flugfensterfallen	Totholz Probekreiserfassung	Landschafts- zusammensetzung Fernerkundung
Wanzen  Flugfensterfallen	Mikrohabitatem Probekreiserfassung	Waldkontinuität Historische Karten
Laufkäfer  Bodenfallen	Vertikale Struktur Probekreiserfassung	Laub/Nadelholz- kontinuität Historische Karten
Spinne  Bodenfallen	Bewirtschaftungs- intensität Probekreiserfassung	Störungen Fernerkundung
Pilze  Probekreiserfassung	Old-Growth- Indikator Probekreiserfassung	Topografie Geländemodelle

Abbildung 4.1: Module des Biodiversitätsmonitorings in Wäldern mit natürlicher Entwicklung

4.1 Arten

Im NWE-Monitoring werden Diversität und Zusammensetzung ausgewählter Artengruppen unmittelbar erfasst. Indirekte Indikatoren für die Artendiversität (z.B. Waldstrukturen, Baummikrohabitatem) 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). Auf Grund 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 zu treffen war, für die aufgrund ihrer Lebensweise ein Zusammenhang mit den zu erwartenden Entwicklungsprozessen (z.B. zunehmendes Baumalter, verstärkte Entstehung von Mikrohabitaten, steigende Totholzmengen, 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, DANK) 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.

4.1.1 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 modernes passives akustisches Monitoring gesetzt. Durch die technologische Entwicklung sind inzwischen energieeffiziente, automatische Audiorekorder und leistungsstarke Algorithmen zur automatischen Arterkennung mittels Künstlicher Intelligenz (KI) verfügbar (SINGER et al. 2024a). Durch die lange Aufnahmedauer automatischer Audiorekorder 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.

Methodik im Überblick

- Erfassung rufaktiver 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 stichprobenbasierte Nachkontrolle der KI-Ergebnisse sichert die Qualität.
- Auswertungen zum Vorkommen (qualitativ) sowie zur akustischen Aktivität (quantitativ) der Vogelgemeinschaft sind auf flexiblen zeitlichen Skalen möglich.

4.1.2 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 Wirbeltiere 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 modernes 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 geringem Personalaufwand aussagekräftige Datensätze zur Fledermausaktivität erhoben. Es kommen dafür dieselben automatischen Audiorekorder wie bei der Erfassung von Vögeln zum Einsatz.

Methodik im Überblick

- Erfassung von Fledermaus-Ultraschallrufen durch passives akustisches Monitoring
- In der Wochenstuben-Phase werden im Juli für mehrere Nächte automatisch alle 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.

4.1.3 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 sogenannter Kreuz-Flugfenster-Fallen etabliert (KÖHLER 2000, SVERDRUP-THYGESEN u. BIRKEMOE 2008). Dabei prallen fliegende Arthropoden gegen durchsichtige Plexiglas-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.
- Es werden die Methoden-Standards des bundesweiten Insektenmonitorings eingehalten, sodass direkte Anschlussfähigkeit für das Modul zur Erfassung xylobionter Käfer besteht.

4.1.4 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.

4.1.5 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.

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

4.1.6 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). Aufgrund der methodischen Synergien des Einsatzes von Bodenfallen sollen bodenlebende Spinnen auch im bundesweiten Insektenmonitoring erfasst werden. 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

4.1.7 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 et al. 1988, PASCOAL u. CASSIO 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 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 Frühjahr- 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.

4.2 Habitat & Landschaft

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 zur 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 4.2). So wird die Waldstruktur und ihre Heterogenität im räumlichen Umfeld charakterisiert.

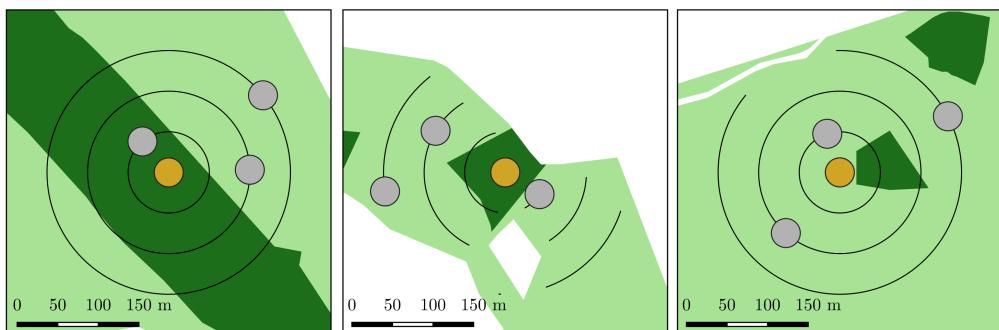


Abbildung 4.2: Parameter zu Waldstruktur, Totholz und Baummikrohabitaten werden auf 1+3 Probekreisen à 0,1 ha Größe am Stichprobenpunkt und in dessen Umfeld erfasst. Dunkelgrün: NWE-Flächen, Hellgrün: Landeswald.

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

4.2.1 Waldstruktur

Wichtige biodiversitätsrelevante Merkmale der Waldstruktur sind die Baumartenzusammensetzung, die Durchmesserverteilung, der Kronenschluss und die vertikale Schichtung (STORCH et al. 2023). So gibt es beispielsweise waldtypische 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 zielstarker 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 waldtypischen Biodiversität ergeben.

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

Methodik im Überblick

- Erfassung auf 1+3 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 und Strauchschicht
- 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)

4.2.2 Totholz

Totholz ist für viele Arten im Wald eine essentielle Ressource (MÜLLER u. BÜTLER 2010, LASSAUCE et al. 2011). Die Menge, der Zersetzunggrad, 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. Dieses Verfahren wurde für das NWE-Monitoring vereinfacht. Auf denselben Probekreisen wie bei der Waldstrukturerfassung wird stehendes ($BHD \geq 7\text{ cm}$) und liegendes ($\geq 20\text{ cm}$ Durchmesser am stärkeren Ende) Totholz objektweise mit seinen Längen bzw. Höhen und Durchmessern erfasst. Mit den erfassten Daten ist somit eine Voluminierung des stehenden und liegenden Totholzes möglich. Für das stehende Totholz kann zusätzlich die Grundfläche berechnet werden.

Methodik im Überblick

- Erfassung von stehenden und liegenden Totholzobjekten auf 1+3 Probekreisen à 0,1 ha im winterkahlen Zustand
- Bestimmung der Baumart soweit möglich und Einstufung des Zersetzunggrades
- Messung von BHD und Höhe von stehendem Totholz ($\geq 7\text{cm BHD}$)
- Messung des mittleren Durchmessers und Länge liegender Totholzobjekte ab einem Mindestdurchmesser 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, Zersetzunggraden oder Durchmesserklassen je Wiederholungsturnus
- Grundlage zur Berechnung von Indizes (OGI, ForMI)

4.2.3 Baummikrohabitatem

“Baummikrohabitatem sind klar abgegrenzte Habitatstrukturen, die von teilweise hochspezialisierten Arten oder Artengemeinschaften während zumindest eines Teils ihres Lebenszyklus genutzt werden. Sie sind wichtige Zufluchs-, Brut-, Überwinterungs- oder Nahrungsstätten für Tausende von Arten” (BÜTLER et al. 2020). Entsprechend können sie wichtige Treiber der waldtypischen Biodiversität sein. Baummikrohabitatem haben eine unterschiedlich lange Entstehungsdauer. Da die meisten Baummikrohabitatem Alterungs- und Zersetzungsprozesse von Bäumen darstellen, stellen sie aus holzwirtschaftlicher Sicht eine Qualitätsminderung dar. In bewirtschafteten Wäldern sind einige Baummikrohabitatem 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). 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 Baummikrohabitatem 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 Baummikrohabitatem auf 1+3 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 Baummikrohabitatem können Habitatbäume objektiv klassifiziert werden.
- Die Methode ermöglicht flexible Auswertungen zur Dichte und Diversität von Baummikrohabitaten bzw. Habitatbäumen je Wiederholungsturnus.

4.2.4 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 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 waldtypischen Biodiversität und dem regionalen Klima eingesetzt werden. Zusätzlich werden mikroklimatische Parameter mit automatischen Datenloggern an den Stichprobennpunkten erfasst. Diese Daten können für Analysen zum Einfluss des Mikroklimas auf die waldtypische Biodiversität genutzt werden.

Methodik im Überblick

- Erfassung des Mikroklimas an den Stichprobennpunkten 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 Stichprobennpunkten sowie zum Landschaftsklima möglich.

4.2.5 Waldkontinuität

Die Verbreitung von waldtypischer 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 gebundenen 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). Schon kurze Phasen der Entwaldung oder ein Baumartenwechsel können beispielsweise dazu führen, dass der Faden der Habitatkontinuität reißt und es zum Erlöschen von Populationen oder sogar zum Aussterben von Arten kommt (MÖLDER et al. (2014), FLENSTED et al. (2016), MEYER et al. (2018)). Folglich finden sich gerade unter den ausbreitungsschwachen Organismengruppen viele seltene und gefährdete Arten.

Wenn die Länge der Habitatkontinuität in einem Waldgebiet eingeschätzt werden soll, können ausbreitungsschwache Arten, die sich als Indikatoren von historisch alten Waldstandorten oder der Alt- und Totholzkontinuität erwiesen haben, heranzogen werden (MÜLLER et al. (2005), SCHMIDT et al. (2014), MÖLDER et al. (2015)). Oft liegen Daten zum konkreten Vorkommen dieser Arten jedoch nicht vor. Zur Eingrenzung von Suchräumen, in denen ihr Vorkommen erwartet werden kann, liefern Methoden der Forstgeschichte und der historischen Landschaftsökologie wertvolle Erkenntnisse. Insbesondere die Auswertung von großmaßstäblichen historischen Kartenwerken hat sich neben Bestandesbeschreibungen, Nutzungsregelungen und Einrichtungswerken als wertvolle Datenquelle für eine Rekonstruktion des historischen Waldzustands erwiesen (SIPPEL u. STIEHL (2005), SZABÓ (2010), WÄLDCHEN et al. (2011), VANDEKERKHOVE et al. (2016)).

Für die Bewertung der Artenvielfalt innerhalb der genannten Organismengruppen sind differenzierte Informationen zu verschiedenen Ebenen der Habitatkontinuität sinnvoll (NORDÉN et al. (2014), HUMPHREY et al. (2015)). Insbesondere sollte im Idealfall unterschieden werden zwischen

1. Beständen, die eine mehrhundertjährige **Wald-Kontinuität** aufweisen (GLASER u. HAUKE (2004)),
2. Beständen, die sich durch eine mehrhundertjährige **Laubwald-Kontinuität** auszeichnen (SCHMIDT et al. (2014), MÖLDER et al. (2015)) und
3. Laubwaldbeständen mit einer vermutlich jahrhundertelang nicht unterbrochenen **Alt- und Totholz-Kontinuität** (JANSSEN et al. (2017)).

Während die Ebene (3) der Habitatkontinuität bestandesgenaue Auswertungen von forstlichen

Archivalien erfordert, können Aussagen für die Ebenen (1) und (2) getroffen werden, wenn hinreichend genaue Kartenwerke flächendeckend vorliegen. Dies ist für das Gebiet des heutigen Niedersachsens der Fall. Für die hier durchgeführten Auswertungen wurden im NIBIS®-Kartenserver vorliegende kartographische Auswertungen (<https://nibis.lbeg.de/cardomap3/>), eine Karte der historisch alten Waldstandorte des Niedersächsischen Forstplanungsamts (NFP (2010)), im Archivinformationssystem des Niedersächsischen Landesarchivs verfügbare Digitalisate von historischen Karten (<https://www.arcinsys.niedersachsen.de>) sowie Karten-Webdienste des Landesamtes für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (LGLN) verwendet.

Da um das Jahr 1800 die ersten genauen flächendeckenden Kartenwerke für das heutige Niedersachsen mit Angaben zu Laub- und Nadelholzbestockung erstellt worden sind (z. B. Kurhannoversche Landesaufnahme, Karte des Landes Braunschweig, Gaußsche Landesaufnahme), wurde dieser Zeitschnitt analog zu anderen Auswertungen zu historisch alten Waldstandorten (GLASER u. HAUKE (2004)) als Referenz ausgewählt, auf die sich Aussagen zur Wald-Kontinuität heutiger Waldbestände beziehen. Um die Dauerhaftigkeit der (Laub-) Waldbedeckung über die Zeit zu verifizieren, wurde die um 1900 durchgeführte Preußische Landesaufnahme als zweiter Zeitschnitt ausgewählt und analysiert. So war es möglich, für jeden Punkt des NWE-Monitorings in Niedersachsen inkl. seines näheren räumlichen Umfeldes Aussagen über die reine Wald-Kontinuität (Ebene (1), s.o.) und die Laubwald-Kontinuität (Ebene (2), s.o.) zu treffen.

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.

4.2.6 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 Geodatensätze, 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.

5 Ergebnisse Arten

Von den umfangreichen erhobenen Daten konnten in der Projektlaufzeit noch nicht alle Datensätze umfassend ausgewertet werden. Die Darstellung der Ergebnisse beschränkt sich daher in diesem Bericht auf erste Ergebnisse zu den Vögeln und den Käfern.

5.1 Vögel

Insgesamt wurden 124 Vogelarten in den Jahren 2022/2023 mittels des passivens akustischen Monitoring sicher nachgewiesen. Einige wurden an nahezu allen Stichprobenpunkten nachgewiesen, viele wurden jedoch nur an wenigen Stichprobenpunkten nachgewiesen (Abbildung 5.1).

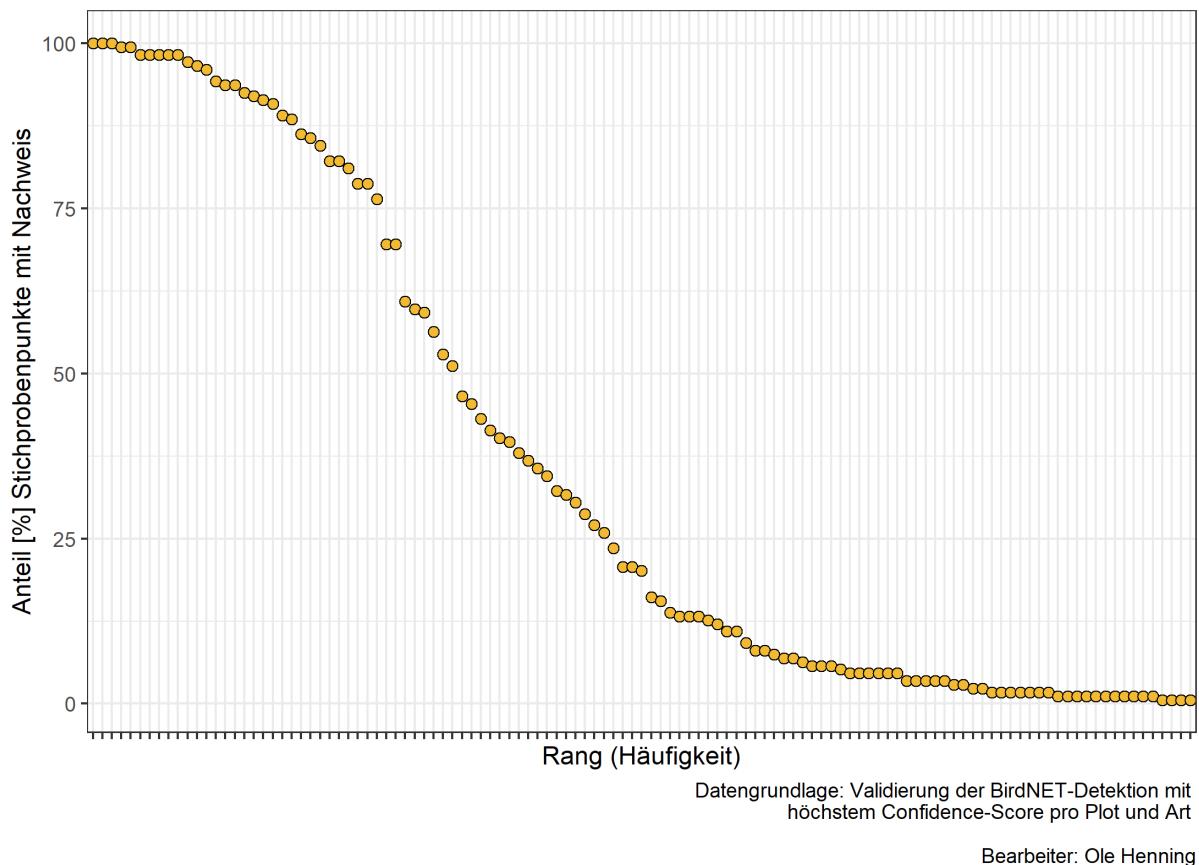


Abbildung 5.1: Rang-Abundanz-Kurve der nachgewiesenen Vogelarten

Eine PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) zeigte, dass es signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Naturwäldern (>50 Jahre unbewirtschaftet), NWE-Flächen und Wirtschaftswald gibt (Abbildung 5.2). Die NWE-Flächen sind hinsichtlich der Zusammensetzung der Artengemeinschaft somit schon im heutigen Ausgangszustand „auf dem Weg zum Urwald von morgen“.

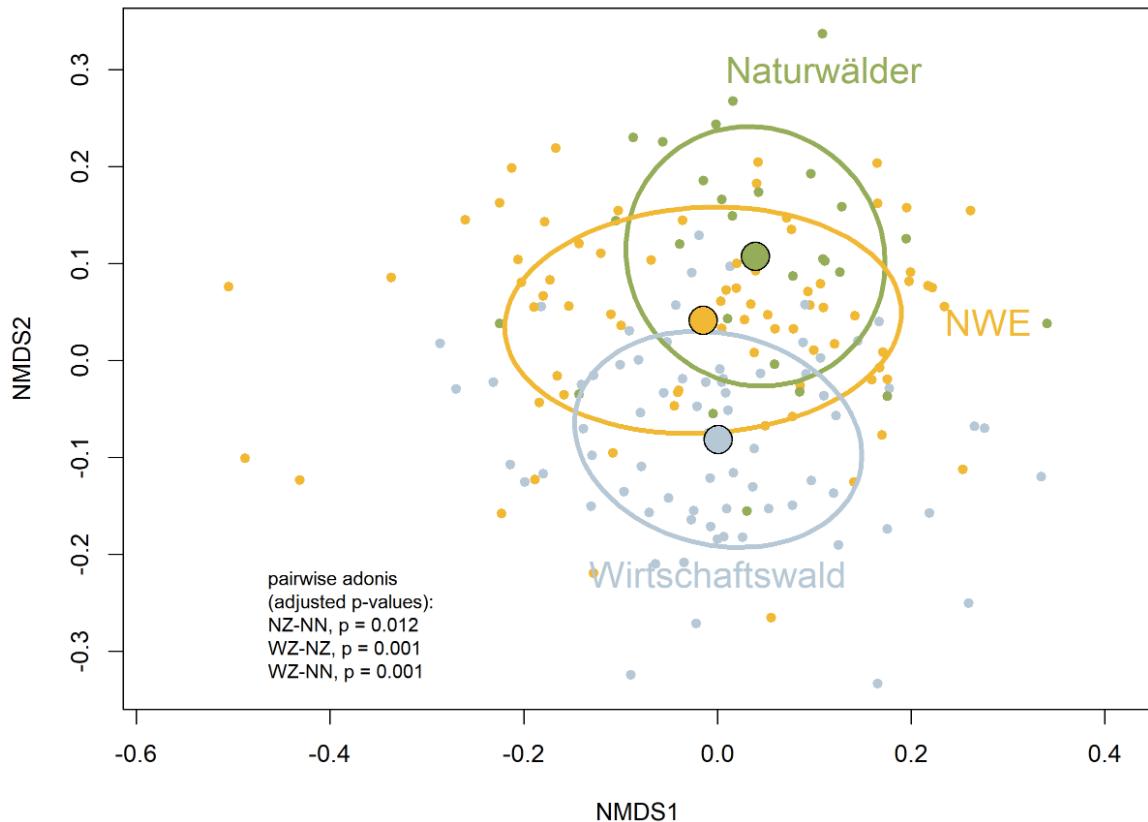


Abbildung 5.2: Ordination (NMDS) der Vogelgemeinschaften der Naturwälder, Wälder mit natürlicher Entwicklung und der Wirtschaftswälder

Hinsichtlich der Artenzahl (alle Arten) zeigten sich keine Unterschiede zwischen den drei Flächentypen. Für Höhlenbrüter, Spechte sowie Arten der Roten Liste zeigten sich jedoch signifikante Unterschiede in der Anzahl der Arten. Alte Naturwälder wiesen für diese drei Gruppen jeweils die meisten Arten auf während der Wirtschaftswald im Durchschnitt die wenigsten Arten aufwies. Die Wälder mit natürlicher Entwicklung ordneten sich jeweils zwischen den alten Naturwäldern und den Wirtschaftswäldern ein (Abbildung 5.3).

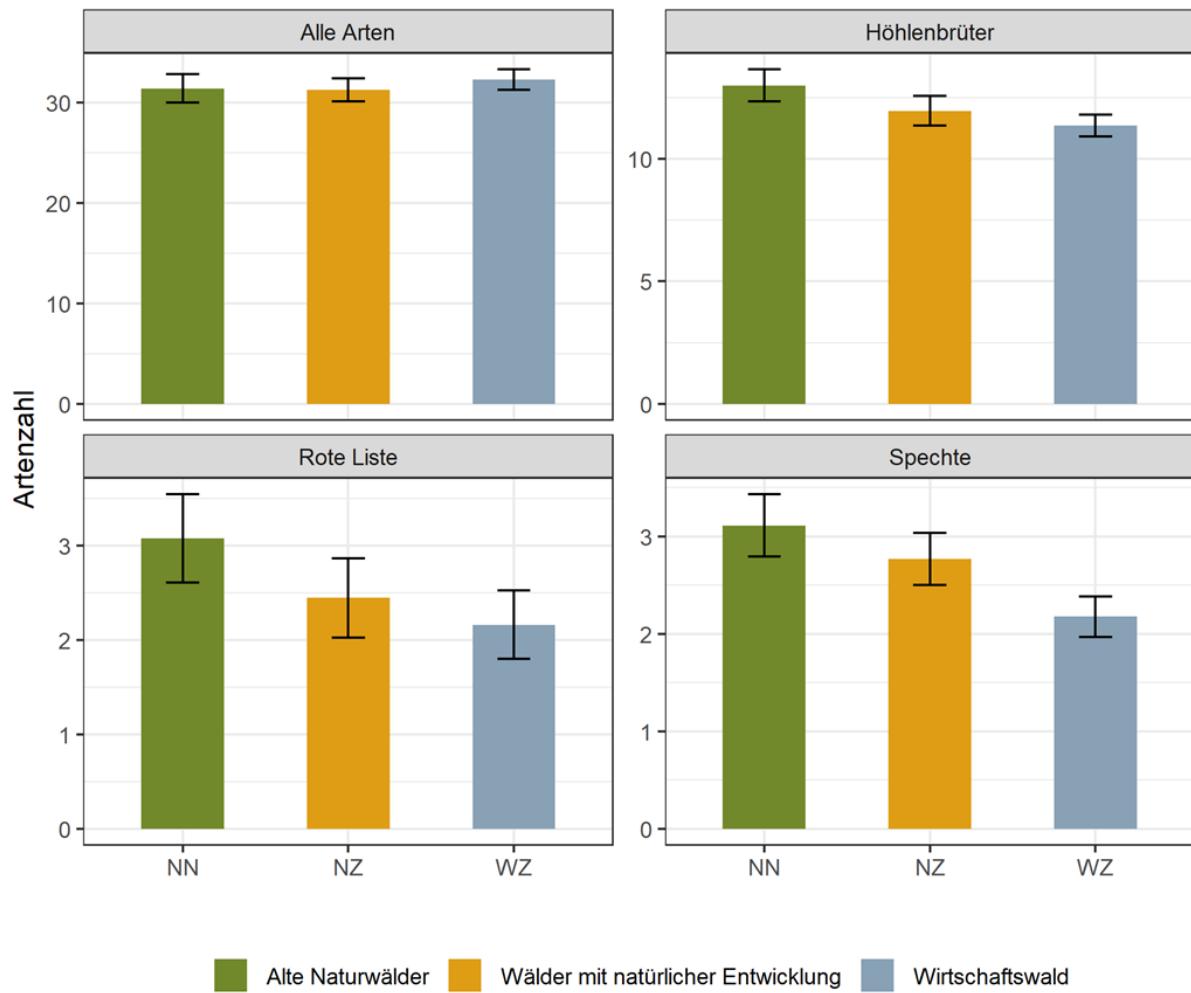


Abbildung 5.3: Mittlere Artenzahl der Vogelgemeinschaften der Naturwälder, Wälder mit natürlicher Entwicklung und der Wirtschaftswälder

Ein ähnliches Bild zeigte sich bei Betrachtung der mittleren Aktivität. Während es insgesamt (alle Arten) keine Unterschiede zwischen den drei Flächentypen gab, zeigten sich bei den Höhlenbrütern, Spechten sowie den Arten der Roten Liste deutliche Unterschiede. Die Aktivität dieser Gruppen war jeweils in den alten Naturwäldern am höchsten und in den Wirtschaftswäldern am niedrigsten, die Wälder mit natürlicher Entwicklung ordneten sich wiederum dazwischen ein (Abbildung 5.4).

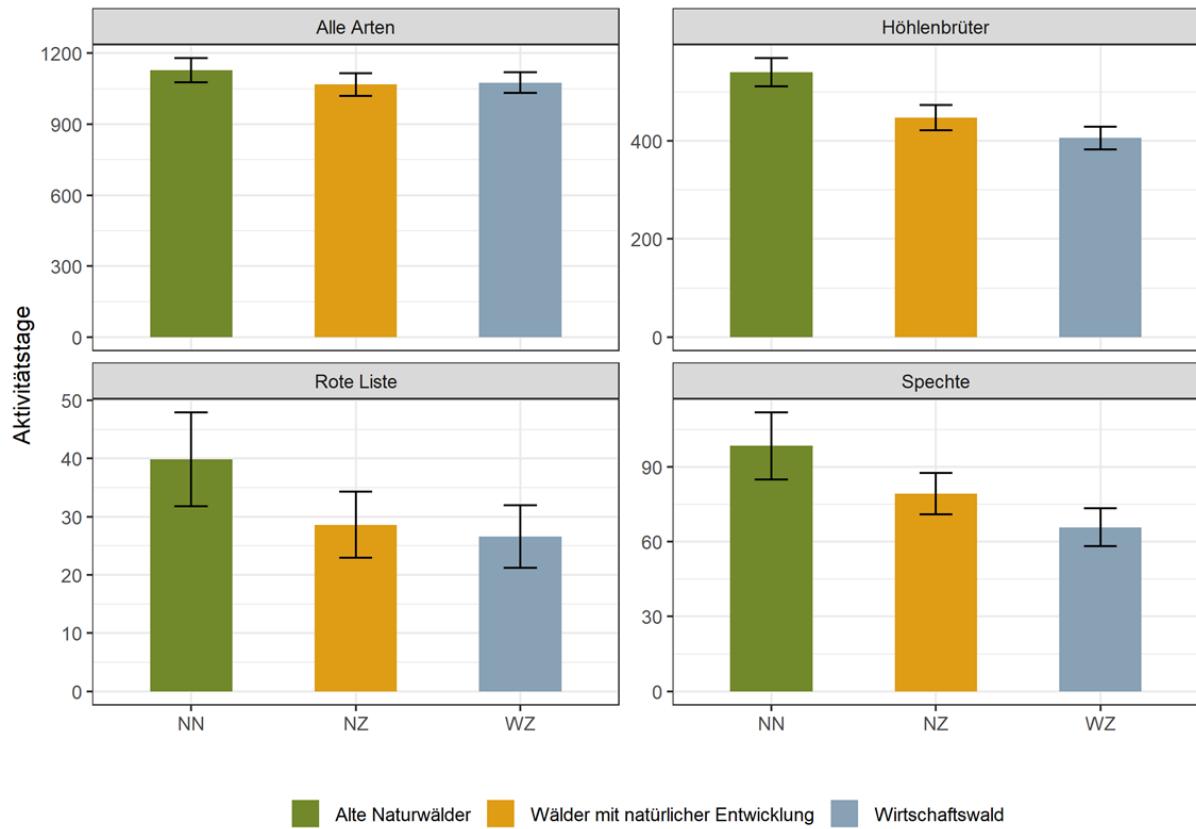


Abbildung 5.4: Mittlere Aktivität ausgewählter Vogelgruppen in den Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern

Auch bei Betrachtung der Aktivität einzelner Arten zeigte sich, dass bestimmte Arten eine deutlich erhöhte Aktivität in den Naturwäldern und den Wäldern mit natürlicher Entwicklung aufwiesen als in Wirtschaftswäldern (Abbildung 5.5).

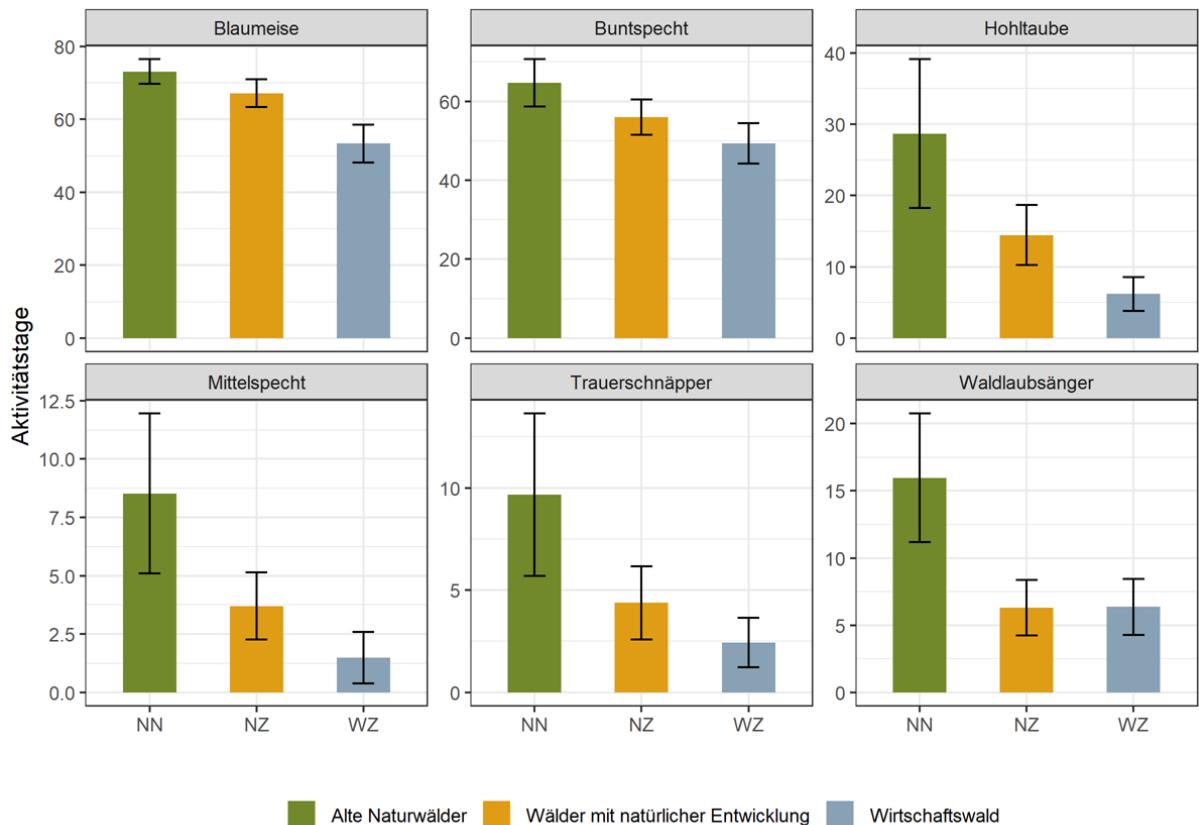


Abbildung 5.5: Akustische Aktivität ausgewählter Vogelarten in Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und Wirtschaftswäldern

Andere Arten wiesen hingegen eine deutlich erhöhte Aktivität in den Wirtschaftswäldern gegenüber den Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Naturwäldern auf (Abbildung 5.6).

Hinsichtlich der zeitlichen Verteilung der Ruf- und Gesangsaktivität der vorkommenden Waldvogelarten befindet eine spezielle Auswertung in Publikation (SINGER et al. (2024b)). Die zentralen Ergebnisse dieses Preprints sind in Form der folgenden Grafik dargestellt (Abbildung 5.7).

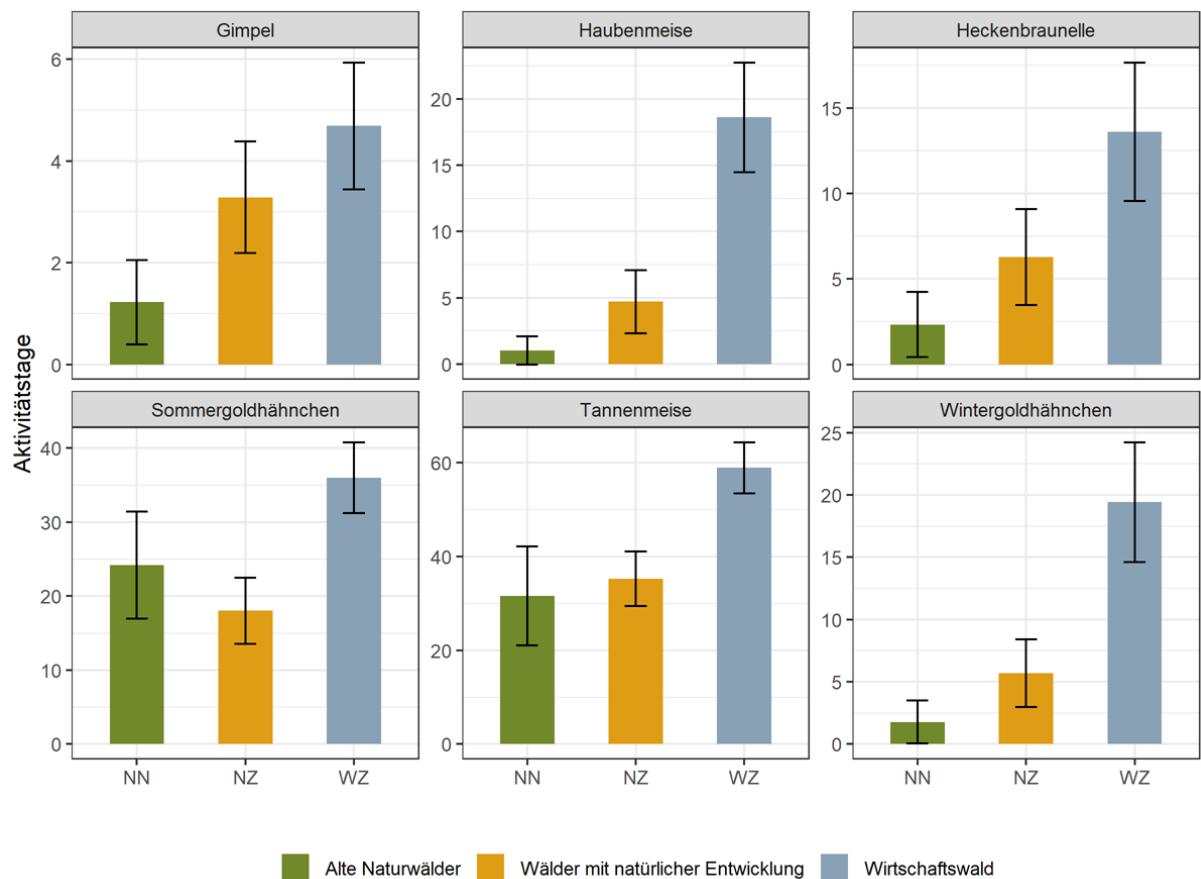


Abbildung 5.6: Akustische Aktivität ausgewählter Vogelarten in Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und Wirtschaftswäldern

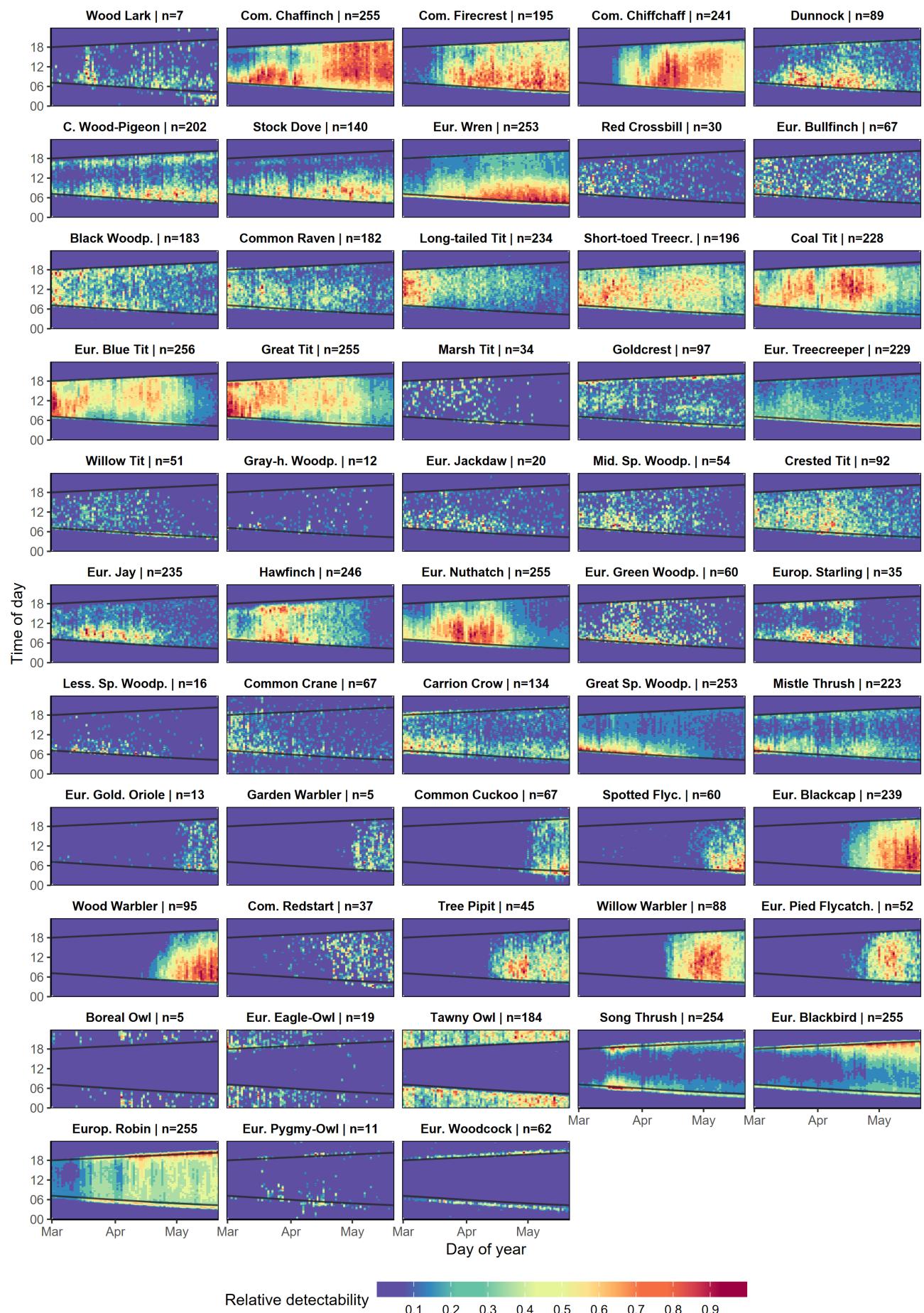


Abbildung 5.7: Akustische Aktivitätsmuster von 53 Waldvogelarten in Niedersachsen

5.2 Arthropoden

Von den umfangreichen Insektenproben konnten innerhalb der Projektlaufzeit bislang 2/3 aller Proben aus den Flugfensterfallen fertig bestimmt werden. Für die Käfer aus den Flugfensterfallen liegt bereits eine basale Analyse der entstandenen Daten vor, während die Ergebnisse für die Wanzen, Laufkäfer und Spinnen nach der Projektlaufzeit aufbereitet werden müssen. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich entsprechend ausschließlich auf die bislang bestimmten Proben aus den Flugfensterfallen.

Bislang wurden 115.043 Käferindividuen aus den Flugfensterfallen bestimmt, die zu 1.672 Käferarten gehören. Typischerweise ist die Häufigkeit der verschiedenen Arten ungleich verteilt. Fünf Arten heben sich mit jeweils mehreren tausend nachgewiesenen Individuen deutlich von den selteneren Arten ab (Abbildung 5.8). Viele Arten wurden hingegen nur mit einzelnen Individuen nachgewiesen (Abbildung 5.9).

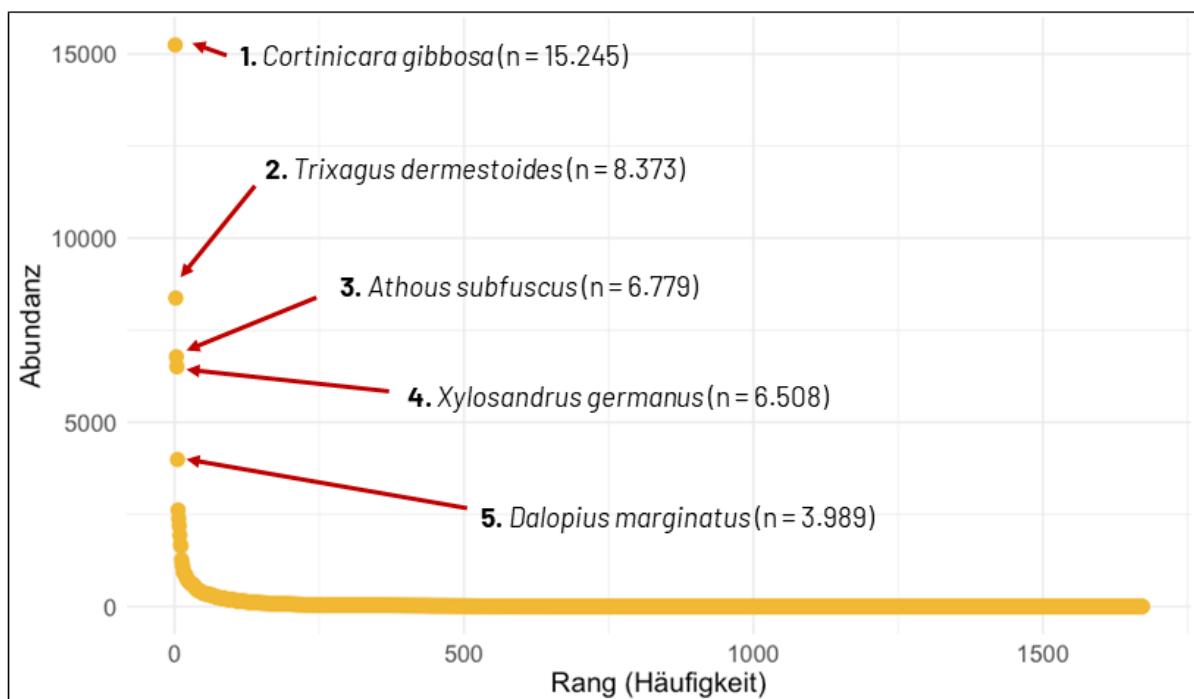


Abbildung 5.8: Rang-Abundanz-Kurve der bislang bestimmten Käferarten aus den Flugfensterfallen.

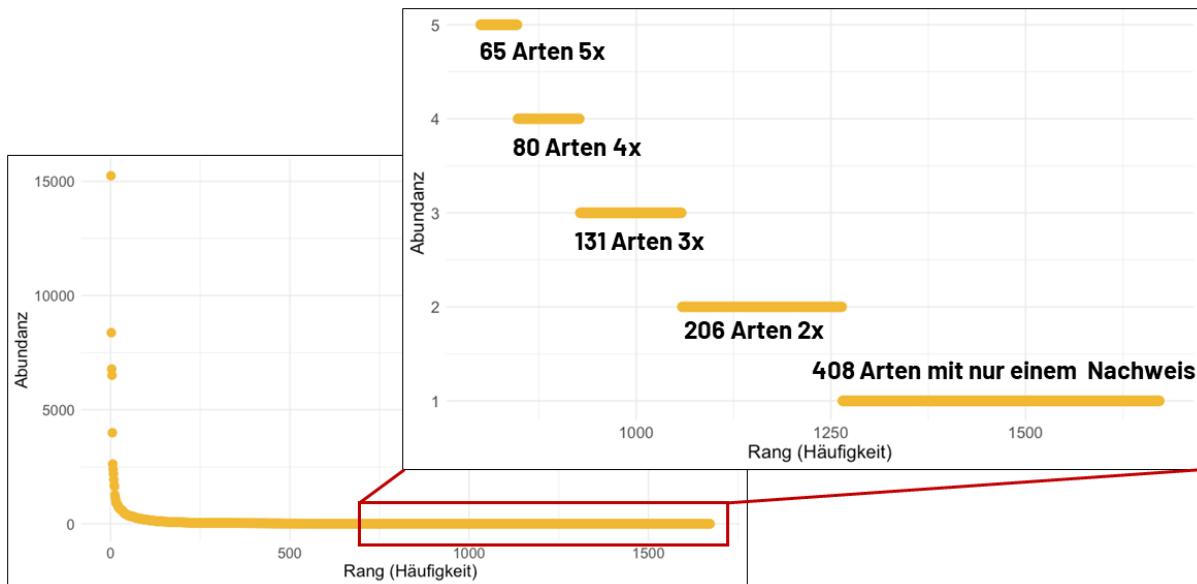


Abbildung 5.9: Viele Käferarten wurden nur mit wenigen Individuen nachgewiesen.

Fast 30% aller Käferarten wurden in allen drei Flächentypen nachgewiesen. Sowohl alte Naturwälder, Wälder mit natürlicher Entwicklung und Wirtschaftswälder weisen jedoch auch exquisite Käferarten auf (Abbildung 5.10).

Eine PERMANOVA der Käfergemeinschaft zeigte signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Wirtschaftswäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung sowie den alten Naturwäldern.

Hinsichtlich der Gesamtzahl der Käferarten zeigten sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Flächentypen (Abbildung 5.12).

Die Artenzahl der Totholzkäfer zeigte einen Trend mit den durchschnittlich meisten Totholzkäferarten in den alten Naturwäldern und den wenigsten Totholzkäferarten im Wirtschaftswald (Abbildung 5.13).

Stärker waren die Unterschiede bei den Käferarten der Roten Liste. Alte Naturwälder wiesen hier im Mittel fast doppelt so viele Rote-Liste-Arten auf wie Wirtschaftswälder. Die Wälder mit natürlicher Entwicklung ordneten sich wiederum dazwischen an (Abbildung 5.14).

Auch bei den Urwaldrelikt-Arten zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen dem Wirtschaftswald und den alten Naturwäldern bzw. Wäldern mit natürlicher Entwicklung (Abbildung 5.15).

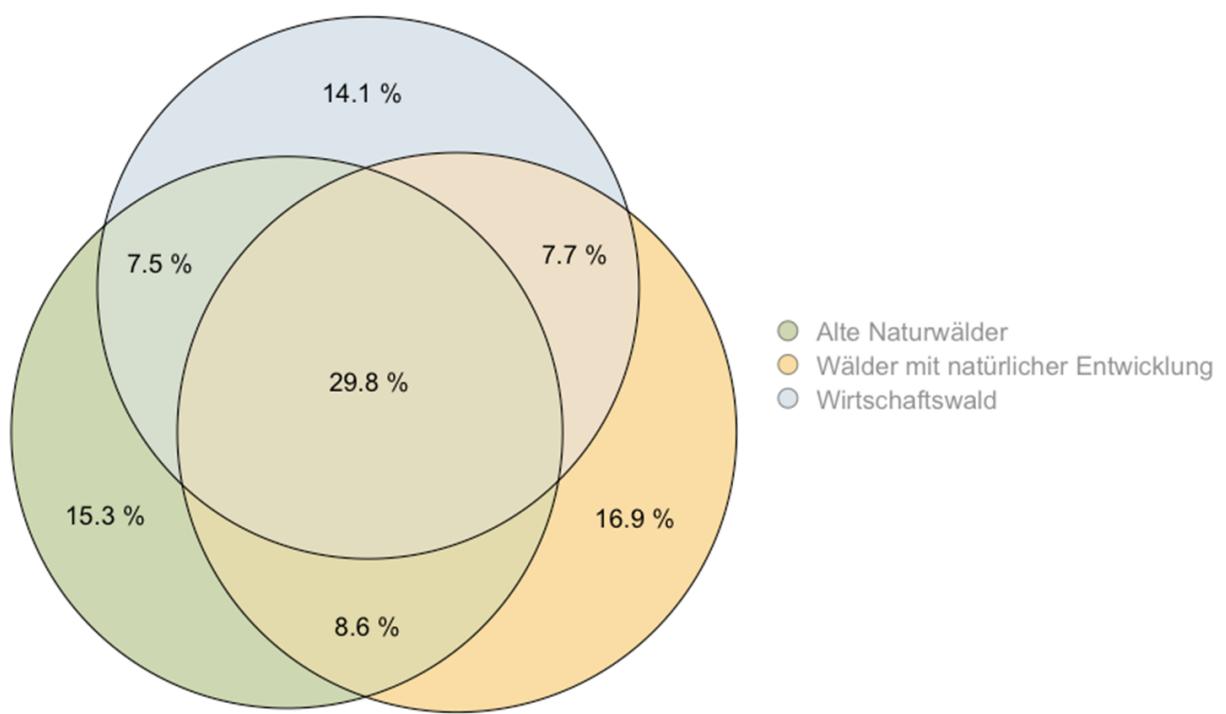


Abbildung 5.10: Venn-Diagramm der nachgewiesenen Käferarten je Flächentyp und deren Überschneidung im Artenspektrum.

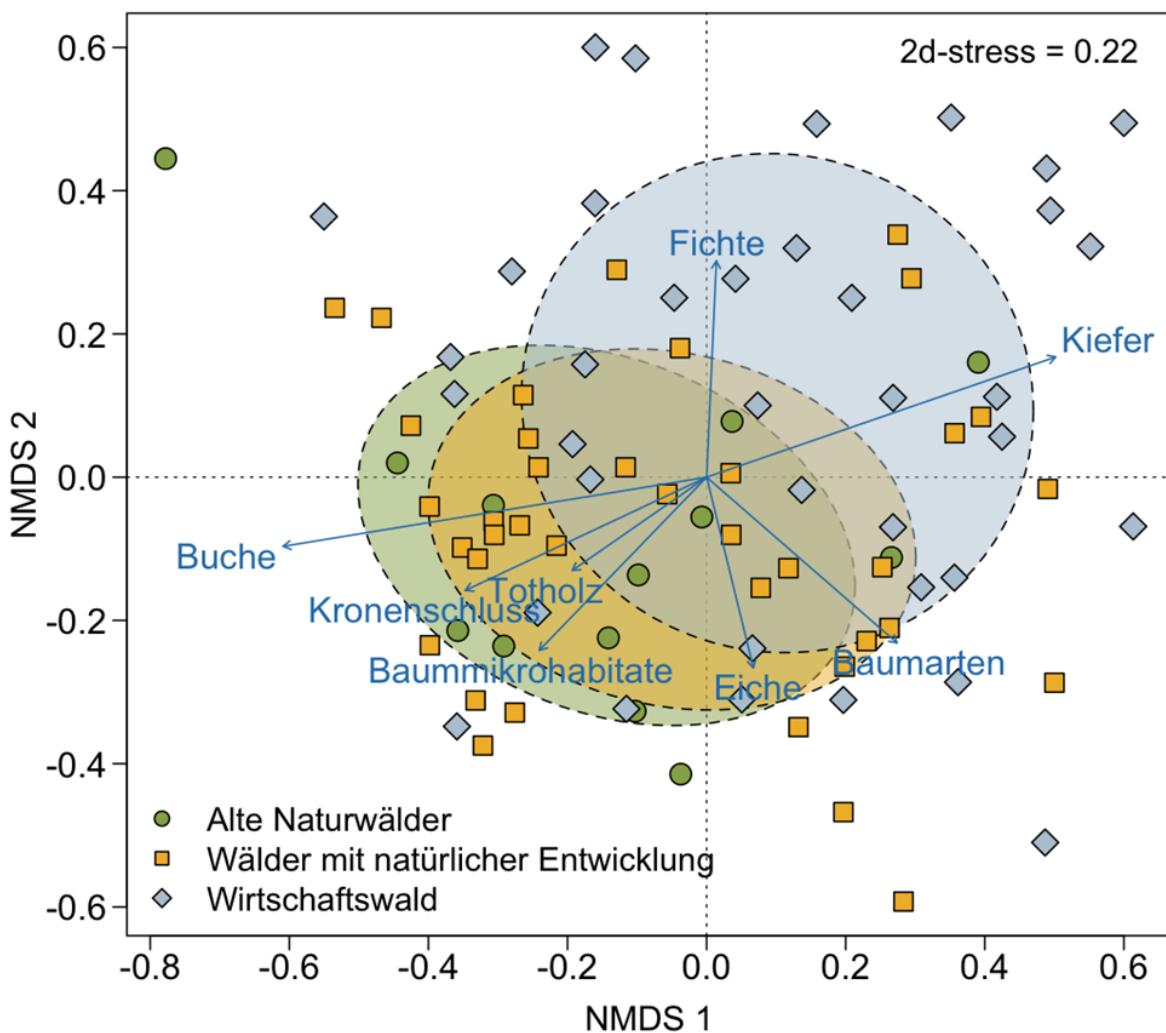


Abbildung 5.11: Ordination (NMDS) der Käfergemeinschaften der Naturwälder, Wälder mit natürlicher Entwicklung und der Wirtschaftswälder

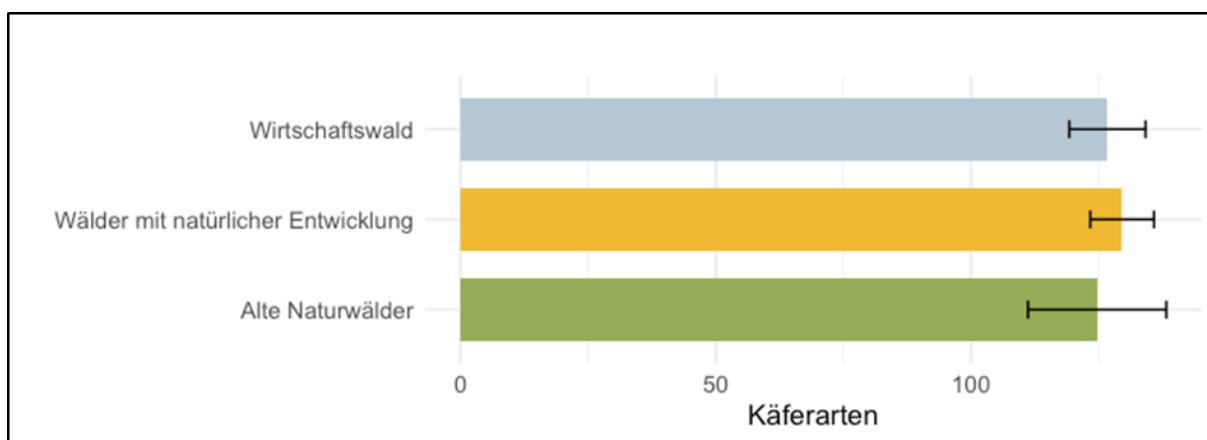


Abbildung 5.12: Mittlere Artenzahl der Käfer in den Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern

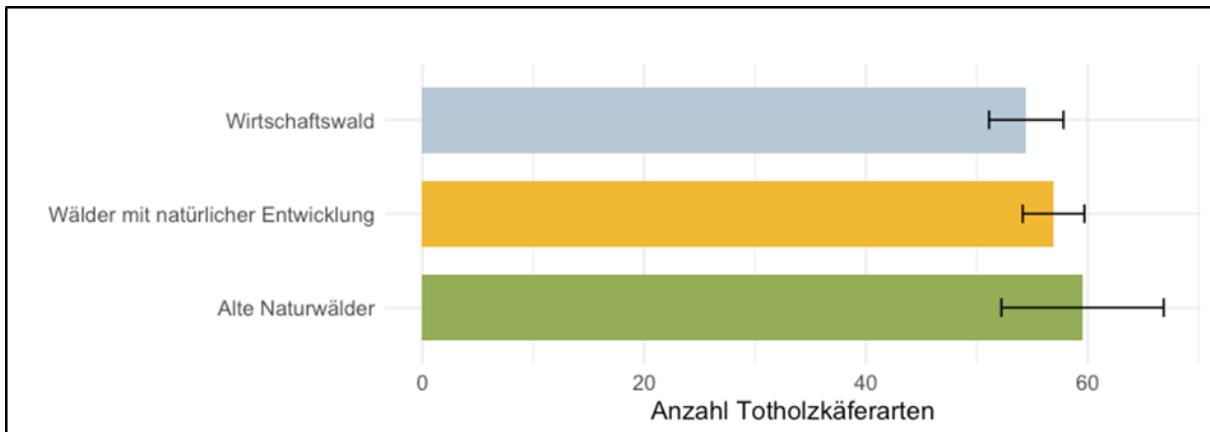


Abbildung 5.13: Mittlere Artenzahl der Totholzkäfer in den Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern

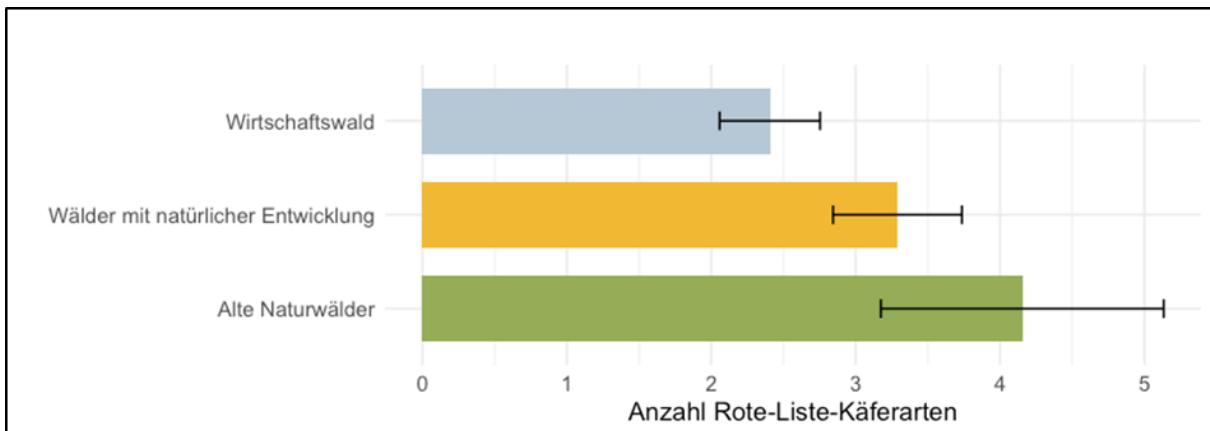


Abbildung 5.14: Mittlere Artenzahl der Rote-Liste-Käferarten in den Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern

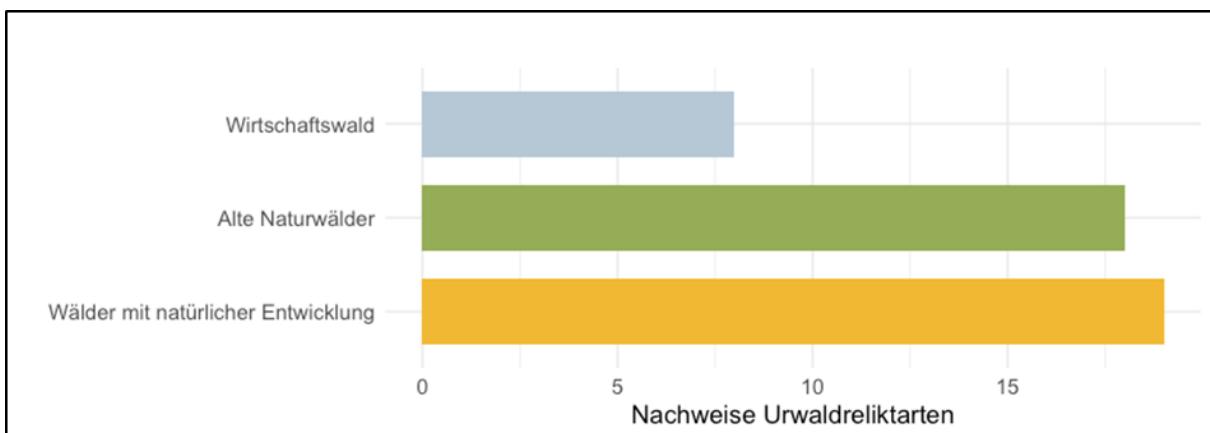


Abbildung 5.15: Mittlere Artenzahl der Urwaldrelikt-Arten in den Naturwäldern, Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern



Abbildung 5.16: Großes Giebelmoor im Forstamt Wolfenbüttel: Hier gelang im Mai 2023 der Nachweis einer vom Aussterben bedrohten Käferart (*Dermestoides sanguinicollis*), die als Urwaldreliktart gilt. (Foto: D. Singer)

6 Ergebnisse Habitat & Landschaft

6.1 Waldstruktur

6.1.1 Grundfläche, Stammzahl und BHD

Generell zeigten sich zwischen den alten Naturwäldern, den Wäldern mit natürlicher Entwicklung und dem Wirtschaftswald Unterschiede hinsichtlich der Grundfläche sowie der Stammzahl (Abbildung 6.1). Dabei war in den alten Naturwäldern die Grundfläche besonders hoch, die Stammzahl hingegen besonders niedrig.

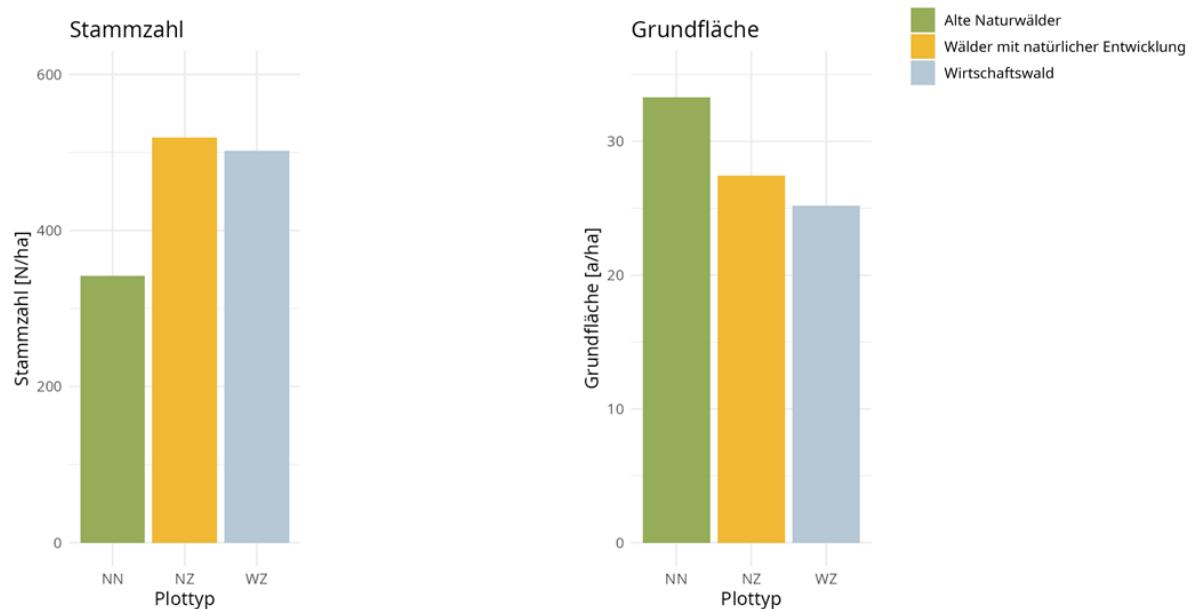


Abbildung 6.1: Stammzahl und Grundfläche aller Baumarten in den drei Flächentypen

Hinsichtlich der Durchmesserverteilung heben sich die alten Naturwälder durch besonders hohe Grundflächen in den Durchmesserklassen ab >41 cm von den Wäldern mit natürlicher Entwicklung und den Wirtschaftswäldern ab (Abbildung 6.2).

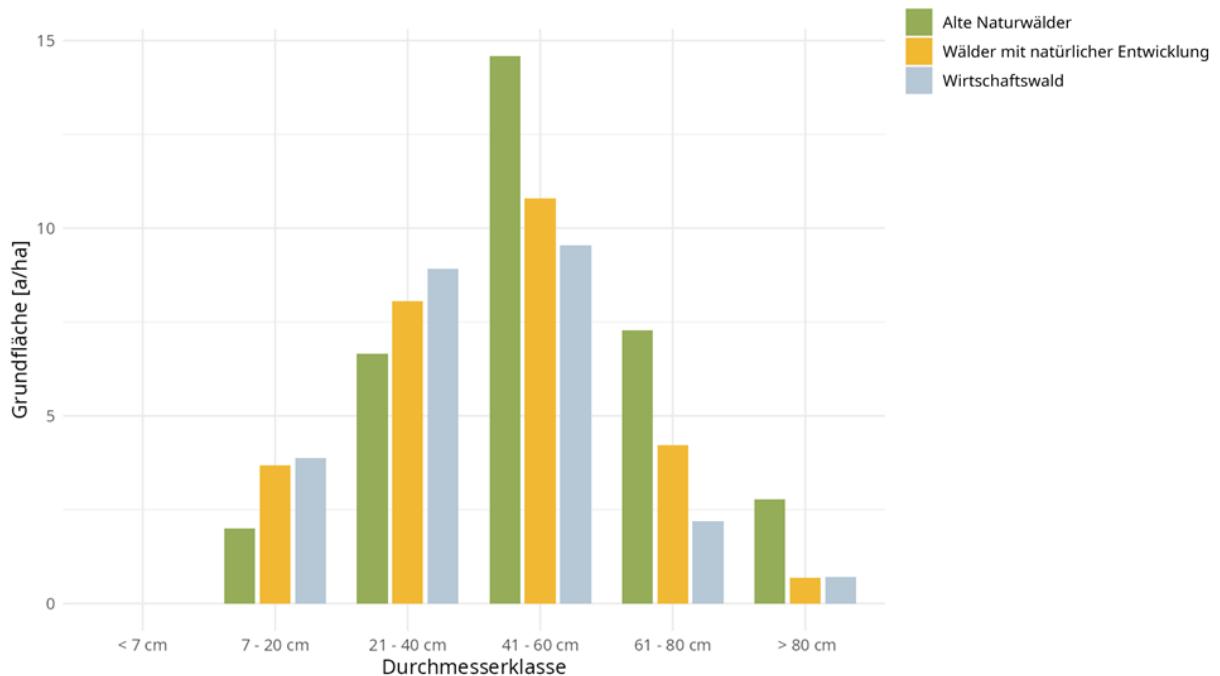


Abbildung 6.2: Durchmesserverteilung in den drei Flächentypen

6.1.2 Baumartenzusammensetzung

Die Ergebnisse der Waldstrukturerfassung zeigten deutliche Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung zwischen den alten Naturwäldern (Abbildung 6.3) den Wäldern mit natürlicher Entwicklung (Abbildung 6.4) sowie den Wirtschaftswäldern (Abbildung 6.5). Alte Naturwälder zeigten dabei einen Schwerpunkt auf der Buche sowie eine erhöhte Grundfläche der Eiche (Stiel-/Traubeneiche). In den Wäldern mit natürlicher Entwicklung dominiert ebenfalls die Buche, die Grundfläche und Stammzahl von Laubbäumen niedriger Lebensdauer ist hier jedoch im Vergleich besonders hoch. In Wirtschaftswäldern ist der Anteil von Fichte, Kiefer und Douglasie erwartungsgemäß besonders hoch.

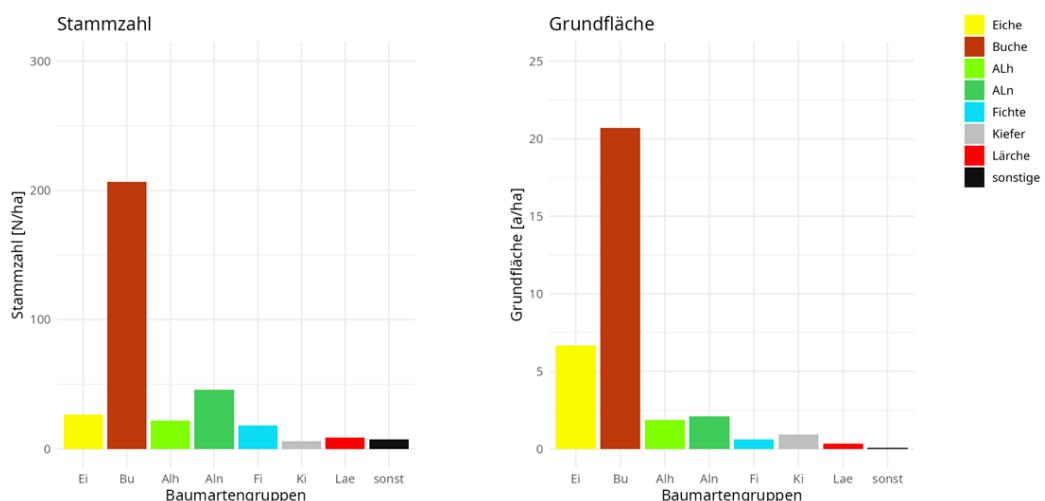


Abbildung 6.3: Zusammensetzung der Baumarten in den alten Naturwäldern in Niedersachsen

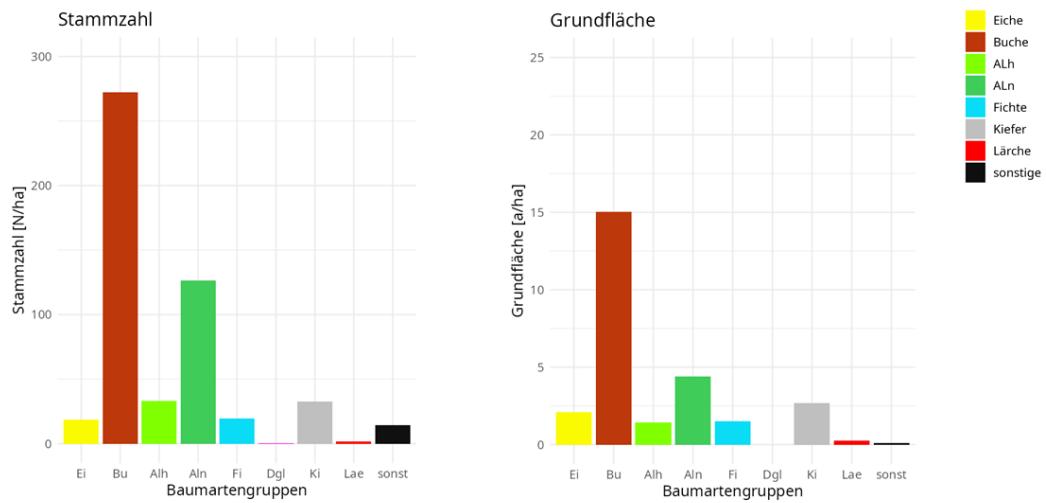


Abbildung 6.4: Zusammensetzung der Baumarten in den Wäldern mit natürlicher Entwicklung in Niedersachsen

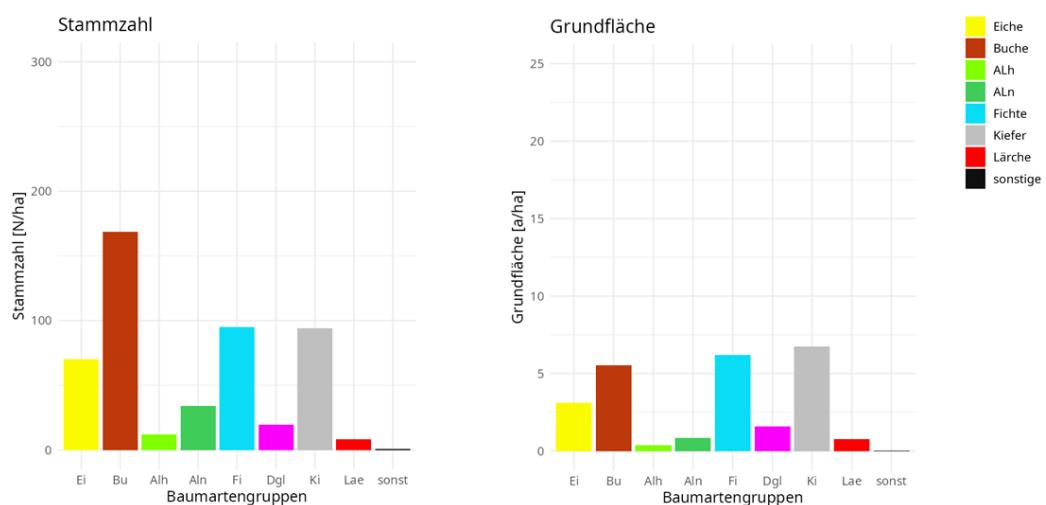


Abbildung 6.5: Zusammensetzung der Baumarten in den Wirtschaftswäldern in Niedersachsen

6.1.3 Totholz

In Bezug auf das Totholz zeigten die alten Naturwälder mit ca. 75 m³/ha ein deutlich höheres Totholzvolumen als die Wälder mit natürlicher Entwicklung und die Wirtschaftswälder. Aber auch in den Wäldern mit natürlicher Entwicklung zeigte sich mit etwa 25 m³/ha ein merklich höheres Totholzvolumen im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern mit etwa 17 m³/ha (Abbildung 6.6).

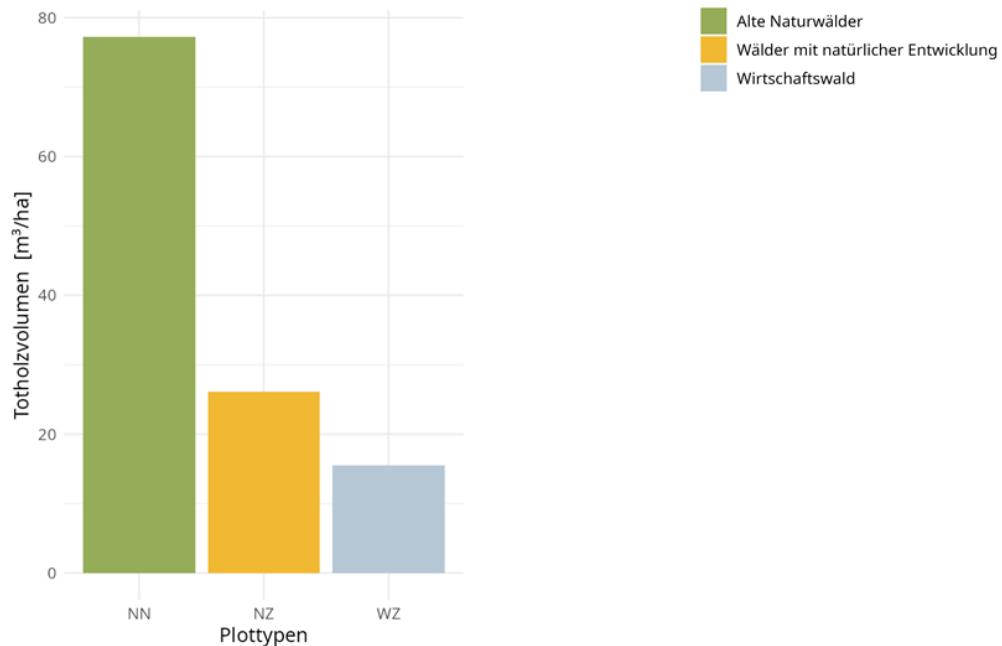


Abbildung 6.6: Mittleres Totholzvolumen in den drei Flächentypen

6.1.4 Mikrohabitatausstattung

In Bezug auf die Mikrohabitatausstattung (LARRIEU et al. 2018) zeigten die alten Naturwälder mit fast 150 Mikrohabitaten pro ha eine deutlich höhere Mikrohabitattidichte als die Wälder mit natürlicher Entwicklung und die Wirtschaftswälder. Aber auch in den Wäldern mit natürlicher Entwicklung zeigte sich mit knapp 100 Mikrohabitaten pro ha eine merklich erhöhte Mikrohabitattidichte im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern mit etwa 55 Mikrohabitaten pro ha (Abbildung 6.7).

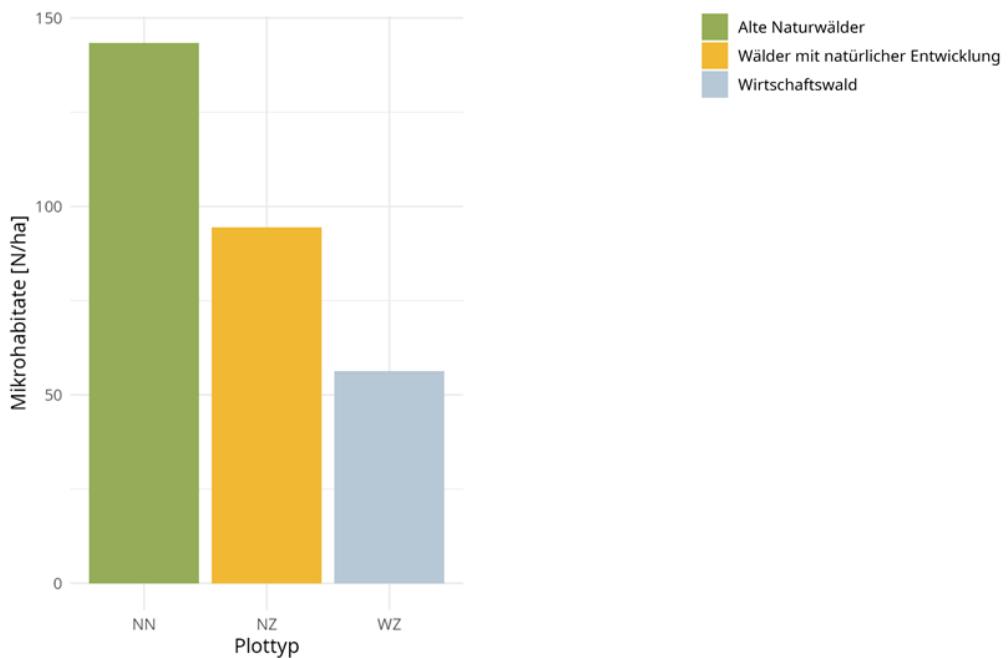


Abbildung 6.7: Mittlere Anzahl der Mikrohabitrate in den drei Flächentypen

\

6.2 Habitatkontinuität

	Waldkontinuität 200 Jahre				Laubwaldkontinuität 200 Jahre			
	ja		nein		ja		nein	
	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
Alte Naturwaldreservate	24	89	3	11	22	81	5	19
NWE, Zufallsstichprobe	54	72	21	28	50	67	25	33
Wirtschaftswald, Zufallsstichprobe	45	60	30	40	22	29	53	71
alle Punkte	123	69	54	31	94	53	83	47

Abbildung 6.8: Wald- und Laubwaldkontinuität in verschiedenen Flächenkategorien des NWE-Monitorings in Niedersachsen

Die Auswertung der Kartierungsergebnisse zur Habitatkontinuität zeigt (Abbildung 6.8), dass der Anteil von Stichprobenpunkten sowohl mit einer mindestens 200-jährigen Wald- als auch Laubwaldkontinuität in den langfristig bestehenden Naturwäldern am höchsten ist und jeweils über 80 % liegt. In den zufällig ausgewählten NWE-Stichprobenpunkten liegt der Anteil von Flächen mit einer mindestens 200-jährigen Laubwaldkontinuität bei 67 %. In den zufällig ausgewählten Stichprobenpunkten im Wirtschaftswald beläuft sich dieser Anteil nur auf 29 %, was mit einem stärkeren Nadelholzanbau in der Bewirtschaftungsgeschichte dieser Flächenkategorie zusammenhängt (Abbildung 6.5). Über alle Flächenkategorien des NWE-Monitorings hinweg wird deutlich (Abbildung 6.9), dass im Bergland insgesamt mehr Waldflächen über eine lange Wald- und Laubwaldkontinuität verfügen als im Tiefland mit

seinen großflächigen Aufforstungen des 19. Jahrhunderts (SCHMIDT et al. (2014), MÖLDER et al. (2015)).

Die für jeden Stichprobenpunkt des NWE-Monitorings vorliegenden Daten zur Dauer und Qualität der 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.

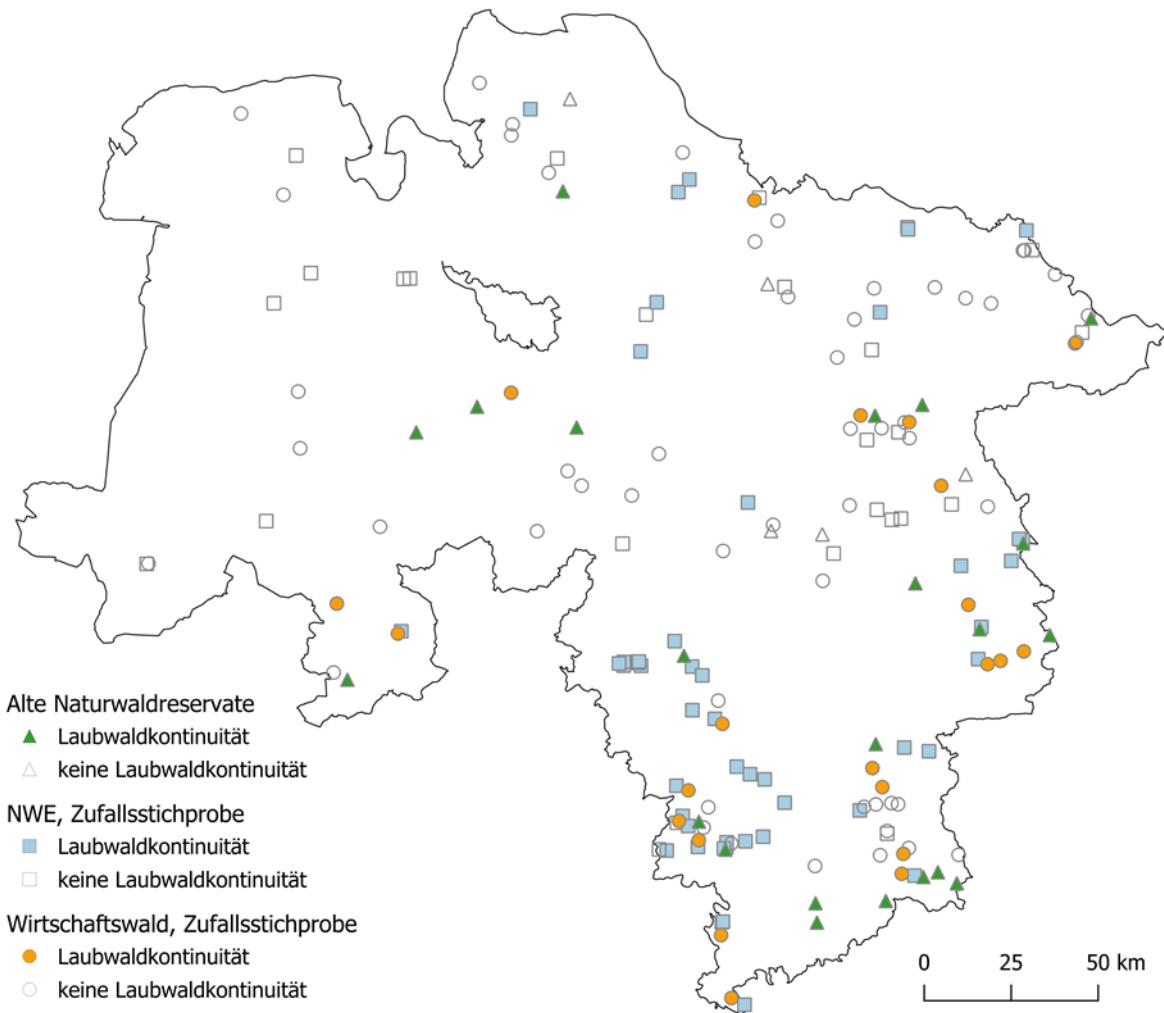


Abbildung 6.9: Stichprobenpunkte des NWE-Monitorings in Niedersachsen mit einer Laubwaldkontinuität von mindestens 200 Jahren und solche ohne.

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 : 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.; WALLRICH, 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 [Bericht]
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, N. UND NUKLEARE S. (Hrsg.) (2024): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt 2030 - Beschluss des Bundeskabinetts vom 18. Dezember 2024
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- BÜTLER, R.; LACHAT, T.; KRUMM, F.; KRAUS, D.; LARRIEU, L. (2020): Taschenführer der Baumkohabitate. : 60

- 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 feldermauskundlicher 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 Pseudoscorpiones Heteroptera Coleoptera Aculeata Macrolepidoptera Aves. BfN-Skripten 544. Bundesamt für Naturschutz
- 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>
- GLASER, F. F.; HAUKE, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hutewälder in Deutschland. Angewandte Landschaftsökologie 61: 1–193
- 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.; LAIVIŅŠ, 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>
- 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>
- JANSSEN, P.; FUHR, M.; CATEAU, E.; NUSILLARD, B.; BOUGET, C. (2017): Forest continuity acts congruently with stand maturity in structuring the functional composition of saproxylic beetles. *Biological Conservation* 205: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.021>
- 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 ; ZDB-ID: 1237366-7 18. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen
- 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.; LAVERY, T.; SCHEELE, B. C. (2022): Why We Need to Invest in Large-Scale, Long-Term Monitoring Programs in Landscape Ecology and Conservation Biology. *Current Landscape Ecology Reports* 7(4): 137–146. <https://doi.org/10.1007/s40823-022-00079-2>
- 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. (2010): Effective ecological monitoring. *earthscan*
- 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. (2019): 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. <https://doi.org/10.23765/afjz0002042>
- 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* (13): 14–18
- MEYER, P.; LORENZ, K.; ENGEL, F.; SPELLMANN, H.; BOELE-KEIMER, C. (2015a): Wälder mit natürlicher Entwicklung und Hotspots der Biodiversität. *Naturschutz und Landschaftsplanung* : 8
- MEYER, P.; LORENZ, K.; MÖLDER, A.; STEFFENS, R.; SCHMIDT, W.; KOMPA, T.; WEVELL VON KRÜGER, A. (2015b): Naturwälder in Niedersachsen - Schutz und Forschung. Band 2: Niedersächsisches BerglandBand 2
- 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* 1/2: 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. Band 1. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
- MÖLDER, A.; GÜRLICH, S.; ENGEL, F. (2014): Die Verbreitung von gefährdeten Holz bewohnenden Käfern in Schleswig-Holstein unter dem Einfluss von Forstgeschichte und Besitzstruktur. *Forstarchiv* 85(3): 84–101. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-85-84>
- 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.; BUSSLER, H.; BENSE, U.; BRUSTEL, H.; FLECHTNER, G. (2005): Urwaldreliktsarten – Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition. Waldökologie online 2: 106–113
- 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>
- NFP (2010): Historisch alte Waldstandorte in Niedersachsen (unveröffentlicht). Niedersächsisches Forstplanungsamt
- NORDÉN, B.; DAHLBERG, A.; BRANDRUD, T. E.; FRITZ, Ö.; EJRNEAS, 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.; CASSIO, 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>
- R CORE TEAM (2024): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing
- RAYNER, A. D.; BODDY, L.; OTHERS (1988): Fungal decomposition of wood. Its biology and ecology. John Wiley & Sons Ltd.
- 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 : 2041–210X.13759. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13759>
- RIES, M.; BALZER, S.; GRUTTKE, H.; HAUPT, H.; HOFBAUER, N.; LUDWIG, G.; MATZKE-HAJEK, G.; DEUTSCHLAND (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 : brv.13073. <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-MOTZFIELD, 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. BfN-Skripten 299 111 S.
- SCHMIDT, M.; MÖLDER, A.; SCHÖNFELDER, E.; ENGEL, F.; SCHMIEDEL, I.; CULMSEE, H. (2014): Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. Forest Ecology and Management 330: 228–239. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.043>
- 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. 565. Aufl. Bundesamt für Naturschutz <https://doi.org/10.19217/skr565>
- SCHULDIT, 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>
- SCHULDIT, A.; HUKE, 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: 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-saproxylic epigaeal 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 saproxylic 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.; KALLENBORGN, H.; KLEINSTUEBER, 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. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34491.84003>
- SIPPEL, K.; STIEHL, U. (2005): Archäologie im Wald – Erkennen und Schützen von Bodendenkmälern. Hessen-Forst
- 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>
- 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
- 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>
- SZABÓ, P. (2010): Driving forces of stability and change in woodland structure: A case-study from the Czech lowlands. *Forest Ecology and Management* 259(3): 650–656. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.026>
- TRAUTNER, J. (Hrsg.) (2017): Die Laufkäfer Baden-Württembergs. Ulmer
- VANDEKERKHOVE, K.; BAETÉ, H.; VAN DER AA, B.; DE KEERSMAEKER, L.; THOMAES, A.; LEYMAN, A.; VERHEYEN, K. (2016): 500 years of coppice-with-standards management in Meerdaal Forest (Central Belgium). *iForest - Biogeosciences and Forestry* 9(4): 509–517. <https://doi.org/10.3832/ifor1782-008>
- 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): Quantitative Überblick über die rezente Fauna von Deutschland. *Natur und Landschaft* 79(7): 293–295
- WÄLDCHEN, J.; SCHULZE, E. D.; MUND, M.; WINKLER, B. (2011): Der Einfluss politischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen des 19. Jahrhunderts auf die Bewirtschaftung der Wälder im Hainich-Dün-Gebiet (Nordthüringen). *Forstarchiv* 82(2):

35–47. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-82-35>

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>