

Konzept für ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald)



Andreas Bolte, Christian Ammer, Markus Blaschke, Nadine Bräsicke, Steffen Caspari, Bernd Degen, Michael Elmer, Pascal Eusemann, Stefanie Gärtner, Martin M. Goßner, Jakob Katzenberger, Ralf Kätzel, Jörg Kleinschmit, Inken Krüger, Peter Meyer, Berit Michler, Caren Pertl, Christian Printzen, Tanja Sanders, Ralf Schäfer, Enno Uhl, Lina Weiß, Nicole Wellbrock, Christian Wirth, Wiebke Züghart, Franz Kroiher

Thünen Working Paper 267

Prof. Dr. Andreas Bolte
Franz Kroihner
Dr. Inken Krüger
Dr. Berit Michler
Dr. Tanja Sanders
Dr. Nicole Wellbrock
Thünen-Institut für Waldökosysteme
Alfred-Möller-Straße 1, Haus 41/42
16225 Eberswalde
E-Mail: franz.kroiher@thuenen.de

Prof. Dr. Christian Ammer
Georg-August-Universität Göttingen

Markus Blaschke
Enno Uhl
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)

Dr. Nadine Bräsicke
Julius-Kühn-Institut (JKI)

Dr. Steffen Caspari
Rote-Liste-Zentrum

Dr. habil. Bernd Degen
Dr. Pascal Eusemann
Thünen-Institut für Forstgenetik

Michael Elmer
Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen

Dr. Stefanie Gärtner
Nationalpark Schwarzwald

Prof. Dr. Martin M. Goßner
Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL, Schweiz)

Dr. Jakob Katzenberger
Caren Pertl
Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. (DDA)

Prof. Dr. Ralf Kätzel
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Dr. Jörg Kleinschmit
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA BW)

Dr. Peter Meyer
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Dr. Christian Printzen
Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt

Prof. Dr. Ralf Schäfer
Universität Duisburg-Essen

Dr. Lina Weiß
Nationales Monitoringzentrum zur Biodiversität (NMZB)

Prof. Dr. Christian Wirth
Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv)

Dr. Wiebke Züghart
Bundesamt für Naturschutz (BfN)

Thünen Working Paper 267

Braunschweig, April 2025

Zusammenfassung

Wälder sind in ihrer Vielfalt an Lebensräumen für Tier-, Pflanzen- und Pilzarten unverzichtbar, um eine Vielzahl von Ökosystemleistungen, wie z. B. Kohlenstoffbindung, Rohholz, sauberes Trinkwasser und Erholungsraum bereit zu stellen sowie vor Naturgefahren zu schützen. Eine hohe genetische Vielfalt und Diversität an Arten und Lebensräumen bilden die Basis dafür und die Option, unsere Wälder erfolgreich an den Klimawandel anzupassen. Nicht zuletzt sind auch deren Eigenwert und Schönheit ein wichtiger Grund, die Biodiversität im Wald zu schützen und zu entwickeln.

Etwa 95 % der Wälder in Deutschland werden laut Bundeswaldinventur 2022 aktuell bewirtschaftet, wobei es eine große Spannweite der Bewirtschaftungsformen und der Managementintensität gibt. Dabei gibt es Unterschiede zwischen vergangener und heutiger Bewirtschaftung sowie verschiedenen Regionen. Bessere Kenntnisse der Wirkung unterschiedlicher Waldbewirtschaftung auf die biologische Vielfalt (nachfolgend: Biodiversität) sind daher im Kontext aller anderen Bewirtschaftungsziele wichtig, um Waldbiodiversität zu erhalten, wo erforderlich wiederherzustellen und zur Sicherung aller Ökosystemleistungen und zur Anpassung an die Klimaveränderungen zu nutzen. Neben der Bewirtschaftung beeinflussen auch das sich ändernde Klima, Luftverunreinigungen und möglicherweise der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln die Biodiversität im Wald.

Das vorliegende Konzept eines **Nationalen Biodiversitätsmonitorings im Wald (NaBioWald)** nimmt diese Zusammenhänge auf und schlägt ein integratives Monitoring vor, das sich aus bestehenden und geplanten nationalen Erhebungen im Wald und zusätzlichen ergänzenden Erfassungen zusammensetzt. Diese werden so kombiniert, dass ein deutschlandweites, repräsentatives **Lebensraum-Monitoring** zum Status und der Entwicklung der Waldbiodiversität (Arten- und Strukturvielfalt, innerartliche Variation) sowie darüber hinaus ein **Gradienten-Monitoring** zum Einfluss der Waldbewirtschaftung und anderen Einflussgrößen auf die Biodiversität entstehen. Die Ergebnisse können insbesondere dazu genutzt werden, Waldmanagement-Konzepte weiter zu entwickeln, um die Bewirtschaftung und Biodiversitätserhaltung besser in Einklang zu bringen und Zielkonflikte aufzulösen. Zusätzlich leistet NaBioWald einen essenziellen Beitrag zur nationalen Indikatorik der Biodiversität.

Das Konzept wurde in einem mehrjährigen Abstimmungsprozess von Bundes- und Landeseinrichtungen in den Bereichen Forst und Naturschutz (Thünen-Institut, BfN, Forstliche Forschungsanstalten, Nationalparkverwaltungen), Fachverbänden sowie Universitäten und Hochschulen entwickelt und in mehreren Fach-Workshops wissenschaftlich breit diskutiert. Dabei erfolgte die Auswahl von **sechs Artengruppen: Gefäßpflanzen, Moose und Flechten, Vögel, Fledermäuse, Insekten und Spinnen, Bodenorganismen** sowie die Empfehlung von genetischen Untersuchungen zur **innerartlichen Variation bei fünf Arten der Gefäßpflanzen und Insekten**.

Das **Lebensraum-Monitoring** nutzt die Beziehungen zwischen der Diversität einiger ausgewählter Artengruppen und der Waldstruktur als prägendes Lebensraum-Kennzeichen. Auf der Grundlage von Waldstrukturerhebungen auf allen Monitoringflächen, die sich am Verfahren der Bundeswaldinventur (BWI) orientieren, wird eine Hochrechnung auf ca. 80.000 BWI-Flächen ermöglicht. Dies und perspektivisch auch die zusätzliche Nutzung von Fernerkundungsverfahren ermöglicht eine deutschlandweite, repräsentative Bewertung des Status und der Entwicklung der Waldbiodiversität zum aktuellen Zeitpunkt und der Rückschau. Im **Gradienten-Monitoring** kann durch die Nutzung des Management-Intensitätsindex ForMIX zusätzlich der Einfluss unterschiedlicher aktueller und zurückliegender Waldbewirtschaftung entlang eines Intensitätsgradienten erfasst werden. Dies bietet neben der Erfüllung von Berichtspflichten auf nationaler und europäischer Ebene zur Biodiversität und Wiederherstellung der Natur, auch Optionen eines regionalen Maßnahmen-Monitorings zur Weiterentwicklung eines biodiversitätsfördernden Waldmanagements.

Die Einbindung bisheriger Walderhebungen (BWI, Bodenzustandserhebung/BZE, Forstliches Umweltmonitoring Level II und WZE, Naturwaldreservats-Monitoring) und bisheriger und geplanter naturschutzfachlicher Erhebungen (Vogelmonitoring, Ökosystem-Monitoring, Insektenmonitoring) schafft Synergien und macht das vorgeschlagene Biodiversitätsmonitoring kosteneffizient. Für die erforderlichen zusätzlichen Erfassungen bisher fehlender Informationen auf bestehenden Monitoringflächen (Artenerhebungen, Waldstrukturerhebungen) und die notwendige Erweiterung der Flächenkulisse um Wälder ohne Bewirtschaftung und auf besonderen Standorten mit hoher Aussagekraft fallen durchschnittliche Gesamtkosten in Höhe von ca. 5,1 Mio. € pro Jahr an. Diesen Aufwendungen stehen aber Synergieeffekte durch die Inwertsetzung vorhandener Daten aus den o. g. anderweitig finanzierten Programmen in Höhe von etwa 11 Mio. € pro Jahr gegenüber.

Die Umsetzung des Nationalen Biodiversitätsmonitorings im Wald (NaBioWald) wird als Bund-Länder-Aufgabe analog zu den Walderhebungen (BWaldG § 41a) vorgeschlagen. Falls eine gesetzliche Regelung zeitnah nicht erreicht werden kann, wäre eine Beauftragung durch entsprechende politische Bund-Länder-Gremien des Forst- bzw. Umweltsektors anzustreben. Die primäre Bundes-Ressortzuständigkeit liegt beim beauftragenden BMEL, wobei eine enge Zusammenarbeit mit dem BMUV angestrebt wird. Für die bundesseitige Koordinierung der Aufgabe schlagen wir eine Koordination durch das Thünen-Institut vor, mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) als wichtigem Partner auf Bundesebene. Die bestehende Steuerungsgruppe soll zu einer fachlich orientierten Bund-Länder-Arbeitsgruppe mit Beteiligung aller Bundesländer weiterentwickelt werden, wobei die bisher involvierten Institutionen darin weiterhin mitwirken. Die Zuständigkeiten dieser Gruppe sind noch im Einzelnen zu regeln. Neben einer dezentralen Datenhaltung bei den für die Einzelerhebung zuständigen Institutionen wird bei der Datenintegration eine enge Zusammenarbeit mit dem Nationalen Monitoringzentrum für Biodiversität angestrebt. Dabei sollen die Grundsätze einer offenen Datenpolitik gelten.

Schlüsselwörter: Biodiversität, Monitoring, Wald, Einflussgrößen national

Summary

Forests offer a diversity of habitats for animals, plants, and fungi. With this they are essential in providing a multitude of ecosystem services such as carbon sequestration, wood provision, clean water, and recreation, as well as, natural hazard protection. Their large genetic diversity and heterogeneity of species and habitats is the foundation of a successful adaptation to climate change. Last but not least, it is worth protecting and further evolving forest biodiversity for its intrinsic value and beauty.

According to the recent National Forest Inventory (BWI 2022) about 95 % of German forests are currently managed. However, there is a wide range of management systems and intensities. These are apparent past and present as well as between the different regions. A deeper understanding of the effects of different forest management systems on the biological diversity (later on: biodiversity) is essential to not only to preserve forest biodiversity but to selectively use it to secure all ecosystem services, as well as, creating resilient forests under climate change. Besides management, the changing climate, deposition, and pesticides influence forest biodiversity.

The concept for a **National Biodiversity Monitoring of Forests (NaBioWald)** on hand, addresses these interactive effects and suggests an integrative monitoring based on existing national surveys and complements it to address open questions. All of these are combined providing a nation-wide, representative **habitat monitoring** of the status and development of forest biodiversity (species and structural diversity, intra-species variation); supplemented by a **gradient monitoring** of the effects of forest management and other influencing factors on biodiversity. Results can contribute to the further development of forest management in order to conciliate management with biodiversity protection and therefore resolve conflicts of interest. In addition, the NaBioWald monitoring contributes considerably to the national indication system for biodiversity.

This concept is the result of a perennial process by a group of Federal and state institutions working on forest and nature conservation (Thünen Institute, Federal Agency for Nature Conservation, Forest Research Institutes, National Park administrations), specialist organizations, and universities. It has also been discussed in scientific work shops with groups of experts. During this process **six species groups (vascular plants, mosses and lichens, birds, bats, insects and spiders, and soil organisms)** were selected. In addition, genetic studies on **intra-species variation in five species of vascular plants and insects** were recommended.

The proposed **habitat monitoring** uses existing relationships between the diversity of some selected species groups and forest structure as a defining habitat characteristic. Using the forest structure assessment of the National Forest Inventory (NFI), an extrapolation to approx. 80,000 NFI-plots is possible. Utilizing this data and potentially combine it with remote sensing in the future, a Germany-wide, representative assessment of the status and trends of forest biodiversity over the last 30 years becomes possible. The **gradient monitoring** relies on the use of a management intensity index (ForMIX) allowing to assess the effects of past and present management practices. In addition to fulfilling the far-reaching comprehensive reporting obligations at national and European level on biodiversity and nature restoration, this also offers the option to evolve a biodiversity-promoting forest management.

The integration of existing forest assessments (e. g. NFI, National Forest Soil Inventory/NFSI, Forest Monitoring Level II and crown conditions survey/WZE, Natural Forest Reserve Monitoring) and existing and planned nature conservation surveys (Bird Monitoring, Ecosystem Monitoring, Insect Monitoring) provides significant synergies and makes the proposed monitoring system cost-efficient. For the additional data collection, necessary to complement existing one (species surveys, forest structure assessments) and a necessary expansion of the plot system to include forests without management and on extreme sites, providing a large explanatory power, average total costs of around € 5.1 million per year incur. However, these expenses are

offset by “withdrawal profit” of around € 11 million by using data from above mentioned monitoring programs already financed elsewhere.

The implementation of the National Biodiversity Monitoring in Forests (NaBioWald) is proposed as a federal-state task analogue to the forest assessments fixed in the German forest act (BWaldG § 41a). Should a statutory regulation not be achieved in the near future, the task shall be assigned to the respective federal-state bodies of the forest and nature conservation sector. The primary federal departmental responsibility is the Federal Ministry of Food and Agriculture, whereby a close cooperation with the Federal Ministry of the Environment (BMUV) is sought. For the coordination at the federal level, we propose the Thünen Institute, with the Federal Agency for Nature Conservation as a close partner. The existing steering group is to be further developed into a federal-state working group with the participation of all federal states, whereby the institutions involved up to date will continue to be involved. The responsibilities of this group are still to be arranged in detail. In addition to a decentralized data storage at the institutions responsible for the individual surveys, close cooperation with the National Monitoring Centre for Biodiversity is being sought for data integration. This should follow the principles of an open data policy.

Keywords: biodiversity, monitoring, forest, influencing factors, national

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	i
Summary	iii
Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	III
1 Ausgangslage und Monitoringziele	1
2 Monitoring-Design	3
3 Monitoring von Einflussgrößen auf die Waldbiodiversität	8
3.1 Waldbewirtschaftung und Managementintensität	9
3.2 Klima	10
3.3 Luftverunreinigungen	11
3.4 Pflanzenschutzmittel (optionaler Einflussfaktor)	12
4 Monitoring von ausgewählten Artengruppen	14
4.1 Gefäßpflanzen	15
4.1.1 Relevanz	15
4.1.2 Methodik und Praxistauglichkeit	16
4.1.3 Erhebungsflächen	17
4.1.4 Aufwand	17
4.2 Flechten und Moose	17
4.2.1 Relevanz	17
4.2.2 Methodik und Praxistauglichkeit	18
4.2.3 Erhebungsflächen	19
4.2.4 Aufwand	20
4.3 Vögel	20
4.3.1 Relevanz	20
4.3.2 Methodik und Praxistauglichkeit	21
4.3.3 Erhebungsflächen	22
4.3.4 Aufwand	22
4.4 Fledermäuse	23
4.4.1 Relevanz	23
4.4.2 Methodik und Praxistauglichkeit	23
4.4.3 Erhebungsflächen	23
4.4.4 Aufwand	24
4.5 Insekten und Spinnen	24
4.5.1 Relevanz	24
4.5.2 Methodik und Praxistauglichkeit	24
4.5.3 Erhebungsflächen	25
4.5.4 Aufwand	25
4.6 Bodenorganismen	26
4.6.1 Relevanz	26
4.6.2 Methodik und Praxistauglichkeit	27
4.6.3 Erhebungsflächen	28
4.6.4 Aufwand	28

5	Monitoring der innerartlichen Variation (Genetik)	29
5.1	Relevanz	29
5.2	Methodik und Praxistauglichkeit	29
5.3	Erhebungsflächen	30
5.4	Aufwand	31
6	Implementierung, Koordination und Datenhaltung	32
7	Übersicht Kostenkalkulation	33
	Literaturverzeichnis	35
	Ausgangslage und Monitoringziele	35
	Monitoring-Design	36
	Waldbewirtschaftung und Managementintensität	36
	Klima	37
	Luftverunreinigungen	38
	Pflanzenschutzmittel	39
	Gefäßpflanzen	40
	Flechten und Moose	41
	Vögel	42
	Fledermäuse	42
	Insekten	43
	Bodenorganismen	43
	Monitoring der innerartlichen Variation (Genetik)	44
	Management-Intensität	45
	Anhang	47
	A1 Management-Intensität	47
	A2 Pflanzenschutzmittel	50
	A3 Gefäßpflanzen	52
	A4 Vögel	56
	A5 Fledermäuse	58

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Lage der Erhebungspunkte und -flächen der Walderhebungen (BWaldG § 41a) und der Kulisse der bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (SPF) in Deutschland.....	4
Abbildung 2:	Übersicht zum Monitoringdesign von NaBioWald	5
Abbildung 3:	Integrationsoptionen von bereits bestehenden Monitoringprogrammen (Walderhebungen, Naturschutz), wirkenden Einflussgrößen (in der Mitte) und Bedarf an zusätzlichen Erhebungen in Bezug auf die ausgewählten Artengruppen	6
Abbildung 4:	Abdeckung der wichtigsten Einflussgrößen auf die Waldbiodiversität in bereits bestehenden Monitoringprogrammen und notwendige Ergänzungen	8
Abbildung 5:	Verteilung der geplanten Erhebungsflächen (EF) der einzelnen Artengruppen auf die unterschiedlichen Erhebungen	14
Abbildung A1:	Erfassungskulisse von MhB-Flächen mit einem Waldanteil von mind. 30 % und Erfassungseinheiten der MsB-Module „Spechte“ und „Kleineulen“	57

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht Artengruppen-Erhebungen auf unterschiedlichen Flächen.....	15
Tabelle 2:	Zeitaufwand für die Erfassung der Moose und Flechten auf verschiedenen Strukturelementen einer Aufnahmefläche und Zeitaufwand für mikroskopische Nachbestimmung.....	20
Tabelle 3:	Fokusartengruppen, Erfassungsmethode und Treibervariablen für Insekterfassung	25
Tabelle 4:	Aufwandskalkulation Insekterfassung.....	26
Tabelle 5:	Aufwandskalkulation innerartliche Variation	31
Tabelle 6:	Aufwandskalkulation aller ergänzenden Erhebungen in NaBioWald	33
Tabelle 7:	Aufwandskalkulation bestehender, integrierter Erhebungen in NaBioWald	34
Tabelle A1:	Schätzsкала der Deckungsanteile der Pflanzen (Londo 1976)	53
Tabelle A2:	Einstufung der in Deutschland vorkommenden Fledermausarten nach ihrer Waldbindung	58

1 Ausgangslage und Monitoringziele

Wälder sind Lebensraum für eine Vielzahl an Tier-, Pflanzen- und Pilzarten. Neben der Artenvielfalt umfasst der Begriff der Biodiversität aber auch die genetische Vielfalt und die Vielfalt an Ökosystemen, Strukturen und Funktionen (CBD 1992). Die Erhaltung und Förderung der Biodiversität ist entscheidend für die Bereitstellung einer Vielzahl von versorgenden, regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen, lässt sich aber auch durch ihren Eigenwert begründen (Gamfeld et al. 2013, Müller et al. 2024, Wirth et al. 2024). Mit der Erhaltung der Biodiversität ist die Erwartung verbunden, Waldökosysteme besser an die Klimaveränderungen anzupassen und eine höhere Resilienz gegenüber häufigeren und stärkeren Störungen (Stürme, Extremwetterlagen und Extremwitterung) zu entwickeln (Thompson et al. 2009, Schifferdecker et al. 2025).

Klimawandel, Intensivierung der Landnutzungen sowie die Zerstörung natürlicher und naturnaher Lebensräume tragen in hohem Maße zum Verlust der Biodiversität und der damit verbundenen Ökosystemleistungen bei (Cardinale et al. 2012, IPBES 2019). In Deutschland ist für viele Lebensräume ein rückläufiger Trend der biologischen Vielfalt festzustellen. Ein Drittel der etwa 72.000 einheimischen Arten ist in ihren Beständen gefährdet (Wirth et al. 2024). Etwa 41 % der Gefäßpflanzen-, 44 % der Brutvogelarten und sogar 51 % der Flechten- sowie 58 % der Moosarten kommen in Wäldern vor, die nur ca. ein Drittel der Landoberfläche bedecken (Schmidt et al. 2011, Meyer 2013). Damit tragen Wälder gemessen an ihrem Flächenanteil überproportional zur Artenvielfalt in Deutschland bei.

Im Wald gibt es bundesweit bereits Monitoringprogramme, die einzelne Aspekte zu Arten und Lebensräumen erheben. Diese umfassen zum einen die Walderhebungen laut Bundeswaldgesetz § 41a (Bundeswaldinventur/BWI, Bodenzustandserhebung/BZE und Forstliches Umweltmonitoring/ForUm). Des Weiteren liefern auch bestehende und geplante naturschutzfachliche Monitoringprogramme wie das Vogelmonitoring (Wahl et al. 2020), das Ökosystem-Monitoring (ÖSM-I; Ackermann et al. 2020), das Insektenmonitoring (IM; BfN 2023, Streitberger et al. 2024) sowie Erhebungen in Wäldern mit natürlicher Entwicklung und Großschutzgebieten wichtige Informationen zur Arten- und Lebensraumvielfalt auch im Wald. Zur Abschätzung der Entwicklung der waldd gebundenen Artenvielfalt liegen aber häufig nur kurze Zeitreihen vor und/oder es bestehen Datenlücken für viele Artengruppen. Ein systematisches und integriertes nationales Biodiversitätsmonitoring, das umfassend die Biodiversität und mögliche Treiber von Veränderungen der Biodiversität im Wald gemeinsam erfasst, fehlt bislang (Müller et al. 2024). Dies ist aber erforderlich, um zukünftig Gefährdungen der Biodiversität im Wald zu erkennen und gezielt Maßnahmen zu ihrem Schutz und ihrer Entwicklung von der lokalen bis zur nationalen Ebene treffen zu können.

Das vorliegende Konzept für ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald) will diese Lücke schließen und baut auf einem publizierten Thesenpapier (Bolte et al. 2022) auf. Dabei verfolgt es vier Ziele:

- (1) **Schaffung einer umfassenden Informationsgrundlage für ein biodiversitätsorientiertes Waldmanagement.** Die Informationen sollen sowohl der Praxis als auch der Politik von Bund und Ländern für Entscheidungen und für die Erfüllung nationaler und internationaler Berichtspflichten wie z. B. zur Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) und zur EU-Wiederherstellungsverordnung (W-VO) zur Verfügung gestellt werden.
- (2) **Aufbau eines repräsentativen Monitoringsystems für verschiedene Ebenen der Biodiversität im Wald mit standardisierten Methoden unter Nutzung bestehender Erhebungen.** Das Monitoring soll die genetische, taxonomische und ökosystemare Ebene abdecken und bestehende Erhebungen so verknüpfen und mit Zusatzerhebungen ergänzen, dass optimale Synergien erzeugt werden.
- (3) **Verknüpfung von Daten zur Waldbiodiversität mit wichtigen Treibern ihrer Veränderung, insbesondere dem Waldmanagement.** Eine wichtige Besonderheit des geplanten, integrierten Monitorings ist die gemeinsame Erfassung der Waldbiodiversität mit wichtigen Einflussgrößen wie dem Waldmanagement, Luftverunreinigungen, Klima und Witterung sowie dem Einsatz von Pflanzen-

schutzmitteln. Dies soll Bewertungen zur Wechselwirkung der Treiber untereinander einerseits und auf die Biodiversität andererseits ebenso ermöglichen wie die Ableitung von Handlungsempfehlungen.

- (4) **Transparente und faire Aufgabenteilung zwischen den Akteuren (Bund, Länder, weitere Akteure).** Die inhaltlich und organisatorisch komplexen Monitoringaufgaben können nur in enger und arbeitsteiliger Zusammenarbeit von vielen Akteuren der Bundes- und Landesebene sowie aus Wissenschaft, Fachgesellschaften und Ehrenamt geleistet werden. Hierzu bedarf es einer verlässlichen und hinreichenden Kapazitäts- und Ressourcenplanung.

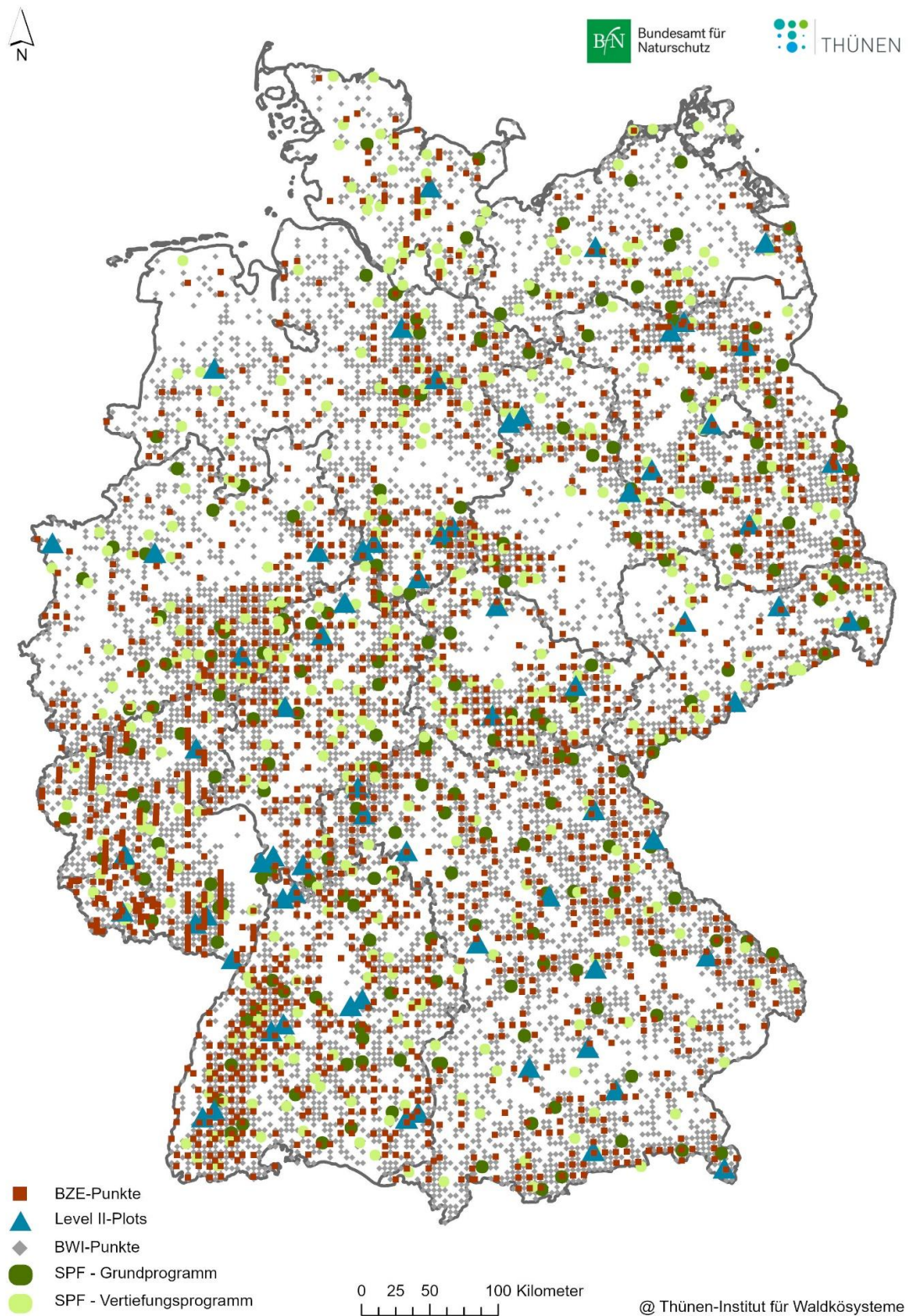
Eine wichtige fachliche und organisatorische Schnittstelle und enge Zusammenarbeit besteht zu vergleichbaren Biodiversitäts-Monitoringaktivitäten in Agrarlandschaften wie MonVia (MonVia 2024) und insbesondere zum Nationalen Monitoringzentrum für Biodiversität (NMZB), dass die übergreifende Vernetzung der Monitoringprogramme in den unterschiedlichen Landschafts- bzw. Landnutzungssektoren zur Aufgabe hat. NaBioWald ist somit als inhärenter Beitrag zu den Arbeiten des NMZB zu verstehen.

2 Monitoring-Design

Das vorgeschlagene Monitoring-Design von NaBioWald zielt darauf ab, möglichst große Synergien zwischen bereits vorhandenen Erhebungen mit Waldbezug auf nationaler Ebene zu erreichen und zielgenau weitere Erfassungen zu ergänzen (Lage s. Abbildung 1). Insgesamt werden sechs Artengruppen bzw. -kombinationen für ein taxonomisches Monitoring vorgeschlagen: **Gefäßpflanzen, Flechten und Moose, Brutvögel, Fledermäuse, Insekten und Spinnen sowie Bodenorganismen**. Genetische Untersuchungen zur innerartlichen Variation bei ausgewählten Gefäßpflanzen- und Insektenarten repräsentieren die Diversitätsfacette der genetischen Vielfalt (Abbildung 2). Mehr Informationen zur Begründung der Auswahl, der Aufnahmemethodik, des Erhebungsflächen-Sets und des Aufwands liefern die folgenden Kapitel.

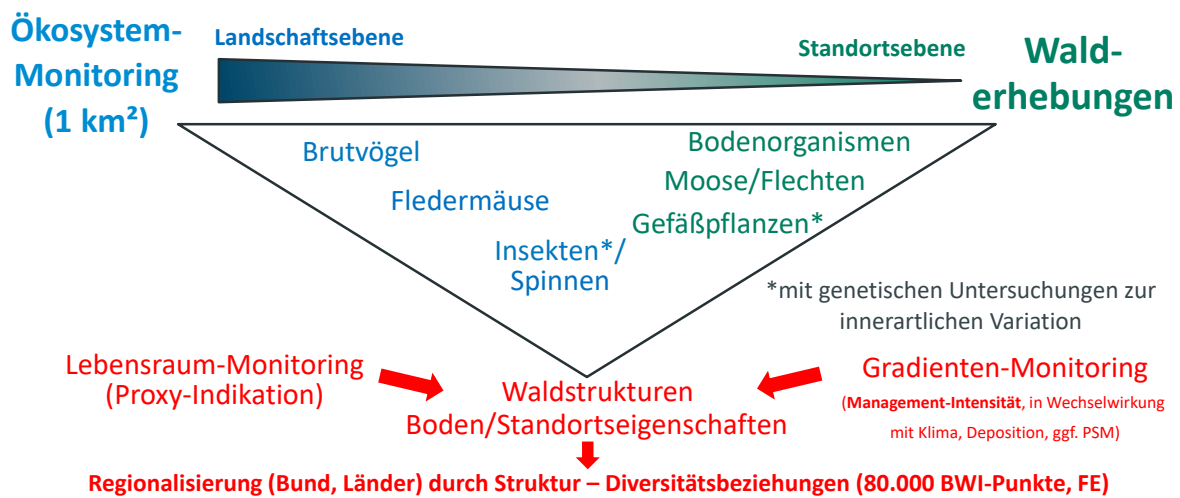
Die bestehenden Walderhebungen (z. B. BWI, BZE, Forstliches Umweltmonitoring/ForUm) erfassen Daten auf lokaler Standortebeine (Flächen von wenigen Quadratmetern bis maximal 1 ha), wohingegen das naturschutzfachliche Ökosystem-Monitoring (ÖSM) Landschaftsausschnitte von 1 km² Fläche betrachtet. Andere bestehende Programme wie das Naturwaldmonitoring sind räumlich dazwischen einzuordnen. Die bestehenden Aufnahmen lassen sich in lokale, standortbezogene Aufnahmen der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten und der Bodenorganismen sowie in eher landschaftsbezogene Aufnahmen von Artengruppen mobiler Brutvögel und Fledermäuse einordnen. Die Erfassung der ebenfalls mobilen Arthropoden steht zwischen diesen beiden Ebenen. So ergibt sich aus der Verknüpfung bestehender Monitoringprogramme im Wald mit naturschutzfachlichem Bezug eine günstige Kombination unterschiedlicher Artengruppen und deren räumlicher Lebensraumbezüge.

Abbildung 1: Lage der Erhebungspunkte und -flächen der Walderhebungen (BWaldG § 41a) und der Kulisse der bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (SPF) in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung

Abbildung 2: Übersicht zum Monitoringdesign von NaBioWald



Die Lebensraumindikation adressiert Zusammenhänge zwischen Waldstrukturen und Artendiversität von Artengruppen, das Gradientenmonitoring betrachtet die Wechselbeziehungen zwischen Management-Intensität und anderen Einflussgrößen; die Regionalisierung nutzt Waldstrukturdaten an den Stichprobenpunkten der Bundeswaldinventur bzw. perspektivisch auch Strukturinformationen aus Fernerkundungserhebungen

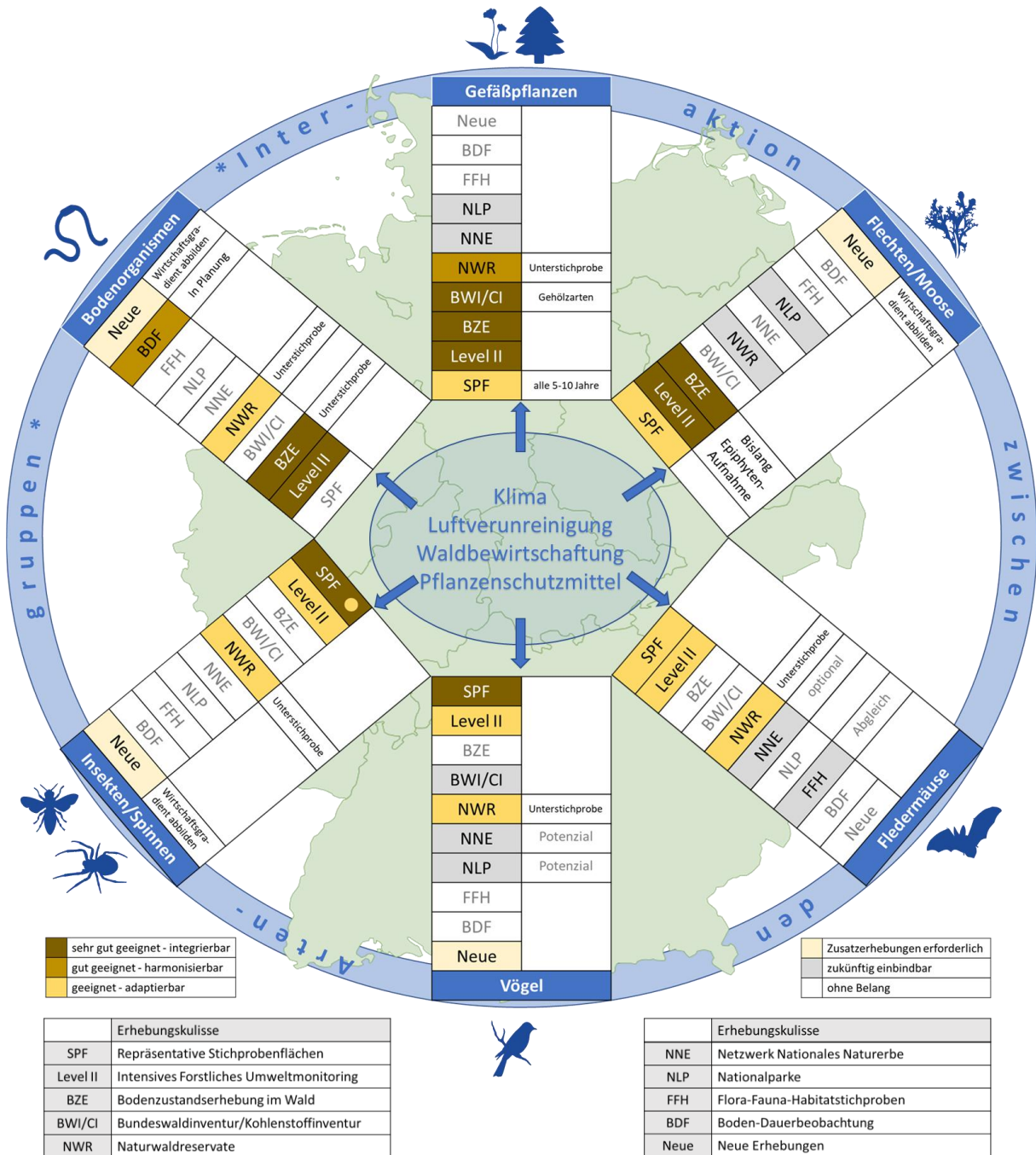
Quelle: Eigene Darstellung

Der Aufbau eines nationalen Monitoringsystems aus bereits bestehenden Monitoring-Programmen und zusätzlichen, ergänzenden Erhebungen soll über zwei Ansätze verwirklicht werden (siehe Abbildung 2):

(1) Lebensraum-Monitoring: Standardisierte Waldstruktur-Erhebungen (nach dem Verfahren der Bundeswaldinventur) auf allen Erhebungsflächen und Nutzung von Struktur-Diversitäts-Relationen (s. aktuelle Publikationen von Zeller et al. 2022, Storch et al. 2023) und Hochrechnung der Biodiversitätsinformationen auf die regionale bis nationale Skala mithilfe der Waldstrukturdaten auf bis zu 80.000 BWI-Punkten und perspektivisch auch mit Fernerkundungs-Erhebungen (Proxy-Indikation): **(2) Gradienten-Monitoring:** Das angestrebte Biodiversitätsmonitoring entlang von Management-Intensitätsgradienten erlaubt die Analyse der Wechselwirkung zwischen Waldbewirtschaftung und anderen Einflussgrößen wie Klima/Witterung, Deposition und perspektivisch den Einwirkungen von Pflanzenschutzmitteln unabhängig von einer gemeinsamen Punktlage. Gradienten werden so gewählt, dass Wälder mit natürlicher Entwicklung (Naturwaldreservate, Kernzonen von Nationalparks, etc.) mit unterschiedlicher Dauer der Nutzungsfreistellung und Wirtschaftswälder verschiedener Bewirtschaftungsformen und -intensitäten abgedeckt sind. Durch die Stilllegung zu definierten Zeitpunkten ergeben sich im großräumigen Vergleich unterschiedliche Entwicklungen, welche auch mit Daten aus bestehenden Messprogrammen (z. B. BWI) angereichert werden. Während die Standort- und Bodeneigenschaften standardisiert erfasst werden, werden modellierte Klimadaten verwendet, die mit Messdaten aus den vorhandenen Monitoringverfahren (z. B. Level II) kalibriert bzw. validiert werden. Die Ergebnisse zum Managementeinfluss sind immer in Wechselwirkung mit weiteren Einflussgrößen für unterschiedliche Standortseinheiten zu bewerten.

Bezogen auf die ausgewählten Artengruppen decken bisherige und geplante Monitoringprogramme aus den Bereichen Walderhebungen und Naturschutzmonitoring bereits einige Erhebungen ab, die direkt oder z.T. angepasst und nach methodischer Harmonisierung integrierbar sind. Zusätzliche Erhebungen sind allerdings erforderlich, zum einen um Waldlebensräume mit einer bisher noch unzureichenden Erfassung (→ Lebensraum-Monitoring) und zum anderen die ausgewählten Artengruppen abzudecken. Zur Vervollständigung des Bewirtschaftungsgradienten spielen insbesondere Wälder mit Bewirtschaftungseinschränkungen und natürlicher Entwicklung (Naturwaldreservate, NNE-Flächen) in Schutzgebieten (→ Gradienten-Monitoring) eine wichtige Rolle.

Abbildung 3: Integrationsoptionen von bereits bestehenden Monitoringprogrammen (Wald erhebungen, Naturschutz), wirkenden Einflussgrößen (in der Mitte) und Bedarf an zusätzlichen Erhebungen in Bezug auf die ausgewählten Artengruppen



Braune bis hellbraune Farben zeigen direkt bzw. nach Anpassung integrierbare bestehende Erhebungen, hellgelbe zusätzlichen Erhebungsbedarf in schon bestehende Programme und in grau zukünftig einzubindende Erhebungen

Quelle: Eigene Darstellung

Ein inklusives Monitoringdesign mit allen Erhebungen an den gleichen Punkten oder Flächen ermöglicht als Vorteil eine direkte Verknüpfung aller Erhebungen und Messungen, wodurch spezifische Beziehungen zwischen Einflussgrößen und Artengruppen-Diversität für jeden einzelnen Punkt abgeleitet werden können. Hieraus ergeben sich Analyse- und Auswertungsoptionen wie Multidiversitätsindizes und eine hohe statistische Aussagekraft zur Wirkung der Einflussfaktoren.

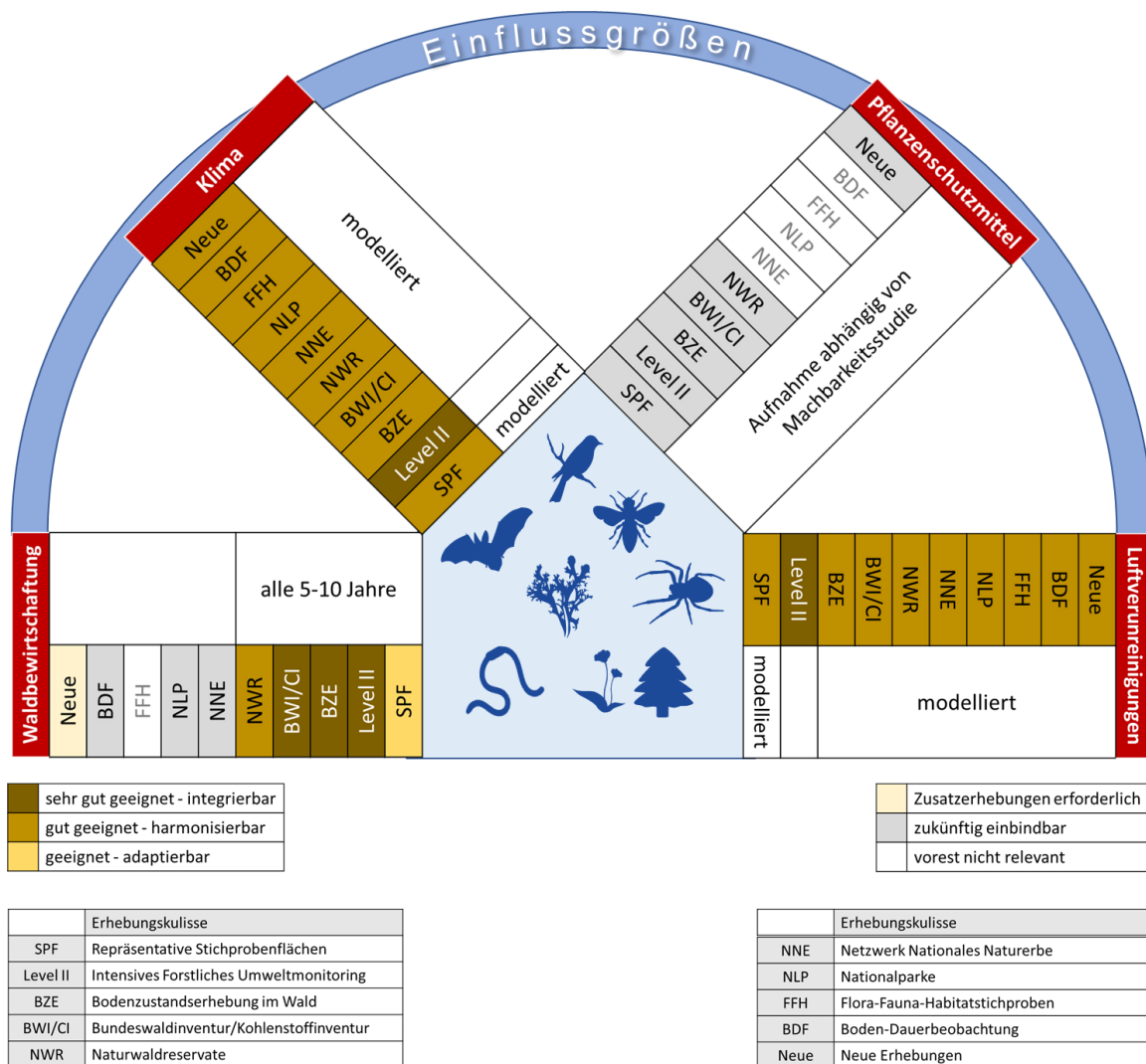
Im Vergleich hierzu bietet das vorgeschlagene integrative Kombinationsdesign folgende Vorteile:

- Die Integration bestehender Monitoringdaten (Walderhebungen, naturschutzfachliches Monitoring) vermeidet Doppelerhebungen und ermöglicht die Nutzung wertvoller, zeitlich teils weit zurückreichender Datensätze. Mit einem zeitlich statischen Punkt-Ansatz würden viele retrospektive Daten für Auswertungen nicht genutzt und das Monitoring würde deutlich teurer werden, um eine vergleichbare Informationstiefe zu erreichen.
- Die Biodiversitätsdaten für unterschiedliche, ausgewählte Artengruppen (z. B. Moose/ Flechten gegenüber Vögeln) und deren Treiber haben z. T. deutlich unterschiedliche räumliche Bezüge (Aufenthalts- bzw. Migrationsraum der Arten und Wirkraum der Treiber). Eine reine Punkt-zu-Punktverknüpfung kann diese unterschiedlichen räumlichen Bezüge der Artengruppen häufig nicht abbilden, sodass räumliche Übertragungen über den Erfassungsraum hinaus erforderlich sind. Damit verliert ein inklusives, punktbezogenes Monitoringdesign seinen Vorteil gegenüber einem integrativen Monitoring verschiedener Flächen- bzw. Punktnetze.
- Die Waldstruktur und ihre Veränderung stellt als prägende Lebensraumgröße für eine Reihe von Artengruppen eine Annäherung (Proxy-Indikation) für ihr Vorkommen und ihre Diversität dar (z. B. Zeller et al. 2022, Storch et al. 2023). Die ca. 80.000 Punkte der Bundeswaldinventur bilden eine hochrepräsentative und regional bis deutschlandweit flächendeckende Stichprobe der Waldstruktur und ihrer Veränderung in den letzten Jahrzehnten. Sie liefert die Grundlage für eine Regionalisierung bzw. Hochrechnung der Biodiversitäts-Einschätzung über vorliegende Struktur-Diversitätsbeziehungen. Über die Nutzung von Fernerkundungsverfahren zur Struktur Erfassung können die Biodiversitätserhebungen in NaBioWald perspektivisch zusätzlich an flächendeckende Waldstrukturerfassungen angebunden werden.

3 Monitoring von Einflussgrößen auf die Waldbiodiversität

Eine Besonderheit des vorgeschlagenen Monitoringsystems NaBioWald ist dessen Ausrichtung auf wichtige Einflussgrößen für die Biodiversität (Bolte et al. 2022). Dies ermöglicht die Analyse und Bewertung, wie sich die vier Einflussgrößen Waldbewirtschaftung, Klima, Luftverunreinigungen und Pflanzenschutzmittel auf die Waldbiodiversität auswirken. Da das Waldmanagement direkt auf die Waldstruktur und damit die Lebensraumbedingungen der Organismen wirkt, steht diese in der Betrachtung des Gradienten-Monitorings im Vordergrund. Daneben werden die übrigen Einflüsse aus bisherigen Erfassungsaktivitäten in bestehenden Monitoringprogrammen integriert und durch zusätzliche Erhebungen oder aus Modellen abgeleiteten Daten (insbesondere bei Klima und Luftverunreinigungen) ergänzt (Abbildung 4).

Abbildung 4: Abdeckung der wichtigsten Einflussgrößen auf die Waldbiodiversität in bereits bestehenden Monitoringprogrammen und notwendige Ergänzungen



Quelle: Eigene Darstellung

3.1 Waldbewirtschaftung und Managementintensität

Die Waldstruktur bestimmt die Verfügbarkeit von Lebensräumen und Ressourcen für viele Arten, wie z. B. Totholz als Nahrungsgrundlage für saproxyle Organismen, und ist daher sehr bedeutsam für die Biodiversität (Hilmers et al. 2018, Penone et al. 2019, Heidrich et al. 2020, Zeller et al. 2023). Da die Waldbewirtschaftung neben natürlichen Störungen die Waldstruktur maßgeblich beeinflusst, ist sie eine entscheidende Einflussgröße für die Biodiversität. Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Pflanzung, Durchforstung und Ernte von Bäumen sind nicht nur vielgestaltig, sondern wirken auch auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen (Skalen), vom Einzelbaum bis hin zur Landschaft. Informationen zu Störungen, als Einfluss auf Bestandesstruktur und Biodiversität (Faktencheck Artenvielfalt 2024) erhalten wir aus den bestehenden Monitoringprogrammen (z. B. Level II), aus Berichten der Bundesländer (z. B. Waldschutzaufnahmen) sowie flächendeckend aus der Fernerkundung.

Auf der Landschaftsebene ist insbesondere die Frage bedeutsam, in welcher räumlichen Konstellation sich ein Waldgebiet befindet, d.h. ob ein Wald einer bestimmten Struktur in eine ausgedehnte Waldlandschaft eingebettet oder unmittelbar von landwirtschaftlich genutzten Flächen umgeben ist. Ebenfalls auf der Landschaftsebene wirkt die Waldbewirtschaftung entweder homogenisierend oder betont die Heterogenität der verschiedenen Bestände (Müller et al. 2023). So hat sich gezeigt, dass Landschaften, die durch eine große Unterschiedlichkeit der Waldstruktur auf Landschaftsebene geprägt sind, förderlich für die Artenvielfalt zu sein scheinen (Schall et al. 2018a, Uhl et al. 2024).

Auf der Bestandesebene wirkt die Waldbewirtschaftung direkt auf die Baumartenzusammensetzung, die vertikale und horizontale Bestandesstruktur sowie das Vorhandensein von Totholz und Habitatbäumen. Hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung hat sich ergeben, dass für phytophage Insekten- und Milbenarten insbesondere Pioniergehölze, z. B. der Gattungen *Salix* und *Populus*, wichtig sind (Brändle und Brandl 2001). Für die Insektenvielfalt besonders bedeutsame Arten sind zudem die Stiel- und die Traubeneiche (Brändle und Brandl 2001, Leidinger et al. 2019, Zeller et al. 2023). In vielen Fällen wirkt sich eine Erhöhung der Diversität der Baumarten positiv auf die Biodiversität im Allgemeinen aus (vgl. Leidinger et al. 2021), aber mitunter bleiben solche Effekte auch aus (vgl. Glatthorn et al. 2023) oder es kommt lediglich zu einer Verschiebung der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft. Grundsätzlich gilt, dass einheimische Baumarten eine typischere Fauna beherbergen als eingeführte Baumarten, die vorwiegend von Generalisten besiedelt werden (Schuch et al. 2024). Die vertikale und horizontale Bestandesstruktur ergibt sich durch die Anordnung der lebenden Biomasse. Aufgrund der unterschiedlichen Ansprüche der Arten, wirken sich bestimmte Strukturen nicht grundsätzlich positiv oder negativ auf die Biodiversität aus. Während viele Artengruppen beispielsweise von Kronenöffnungen profitieren (vgl. Hilmers et al. 2018, Edelman et al. 2022, Perlík et al. 2023) sind andere davon negativ betroffen (Jungebauer et al. 2024, Staab et al. 2024). Für die Biodiversität besonders bedeutsame Strukturelemente, die von der Waldbewirtschaftung beeinflusst werden, stellen Habitatbäume, d. h. Bäume, die durch besondere Mikrohabitate gekennzeichnet sind (Winter und Möller 2008), und Totholz dar (Larrieu et al. 2012, Asbeck et al. 2021). Hinsichtlich des Totholzes hat sich gezeigt, dass neben der Menge vor allem eine hohe Diversität des Totholzes hinsichtlich Baumart, Dimension und Exposition ein wichtiger Faktor für die Biodiversität ist (vgl. Müller et al. 2015, Seibold et al. 2016). Besonders viele Mikrohabitate finden sich an alten und dicken Bäumen (Vuidot et al. 2011), über deren Verbleib oder Entnahme im Zuge der Waldbewirtschaftung entschieden wird.

Für eine Einschätzung der Wirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität eignen sich **Indizes zur Quantifizierung der Managementintensität**, von denen gezeigt wurde, dass sie, je nach analysierter taxonomischer Gruppe, positiv oder negativ mit der Artenvielfalt korreliert sind (Gossner et al. 2014, Asbeck et al. 2021). Der große Vorteil solcher Indizes besteht darin, dass sie es erlauben, den Einfluss der Waldbewirtschaftung entlang eines Gradienten der Bewirtschaftungsintensität abzubilden und nicht nur die häufig verwendeten Kategorien „bewirtschaftet/unbewirtschaftet“ zu nutzen, deren Aussagekraft sehr gering ist, da sich waldbauliche Eingriffe hinsichtlich Art, Intensität und Frequenz erheblich unterscheiden können. Es

kann daher erforderlich sein, gezielt neue Flächen für das Biodiversitätsmonitoring vorzusehen, um einen vollständigen Gradienten der Bewirtschaftungsintensität abzubilden.

Für die Erfassung der Einflussgröße Waldbewirtschaftung wird im Rahmen des hier vorliegenden Konzepts der von Staab et al. (2025) entwickelte **Index ForMIX** vorgeschlagen, dessen Berechnung im Anhang näher beschrieben ist (Kap. A1). Er berechnet sich aus den vier Komponenten (1) Baumartenzusammensetzung, (2) Baumentnahmen, (3) Verfügbarkeit von Totholz und (4) Vorkommen alter, dicker Bäume im Vergleich zu unbewirtschafteten Wäldern.

Vorgeschlagener Einflussparameter: Management-Intensitätsindex **ForMIX** (ohne Dimension)

Datenquellen: Wiederholte Waldstrukturaufnahmen, z. B. in der Bundeswaldinventur, Bodenzustandserhebung, Level II, Naturwaldreservate, zusätzlich: SPF-Flächen, NLP, BDF, NNE sowie neue Ergänzungsflächen

3.2 Klima

Die klimatischen Bedingungen, oft vereinfacht als langfristige Temperatur- und Niederschlagswerte erfasst, erklären zu hohem Anteil die Verbreitung von Arten, ihren Populationen und Genotypen bis hin zu ganzen Ökosystemen. Zahlreiche Pflanzen und Tierarten zeichnen mit ihrer Verbreitung die Klimazonen nach oder beschränken sich auf bestimmte Höhenstufen der Gebirge (Klotz et al. 2023, Marx et al. 2024).

Die Klimaveränderung gilt nach der Landnutzung als der zweitwichtigste Faktor, der die Biodiversität steuert (Sala et al. 2000, Wirth et al. 2024) und deren Auswirkungen in der Zukunft auf globaler und regionaler Ebene auch in Deutschland noch weiter steigen werden (u.a. Pörtner et al. 2021, BMU 2021). Dabei wird erwartet, dass der Klimawandel zukünftig stärker auf die Biodiversität einwirken wird als direkte Habitatveränderungen (Leuschner und Schipka 2004). Hiervon können neben der Verbreitung von Pflanzen-, Pilz- und Tierarten auch die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften sowie Strukturen und Funktionen von Lebensräumen betroffen sein (Schliep et al. 2020, BMU 2021, Klotz et al. 2023). Insbesondere die Auswirkungen der langfristigen Klimaänderung auf die Verbreitung von einzelnen Arten wurden in vielen Fällen untersucht (Hickler 2012, Hickler et al. 2012, BMU 2021). Auch für den Wald wird die Veränderung des Klimas als entscheidender Faktor für die Veränderung der dort vorkommenden Artengemeinschaften gesehen (Brang et al. 2011) und ein Großteil der an Wald gebundene Arten wird vom Klimawandel beeinflusst werden (Hickler et al. 2012). Neben längerfristigen Effekten wirken sich kurzfristige Störungen besonders in Verbindung mit bzw. als Konsequenz aus Extremwetterlagen und Extremwetterung wie Sturm, Trockenheit, große Hitze, Waldbrand und durch biotische Schadkalamitäten z. B. durch Borkenkäferbefall stark auf die Waldstrukturen und die Biodiversität aus (Hickler et al. 2012, Wohlgemuth et al. 2014, Senf und Seidl 2021). Für solche Störungen wird erwartet, dass ihre Häufigkeit zukünftig noch weiter zunimmt. Die erwarteten Effekte für die Biodiversität in Wäldern sind dabei zunächst nicht eindeutig als negativ oder positiv einzuschätzen.

Neben den genannten direkten Einflüssen des Klimawandels auf die Biodiversität ist auch von indirekten Veränderungen auszugehen (Klotz et al. 2023). Dies kann der Fall sein, wenn der Mensch durch Veränderungen in der Landnutzung auf die Klimaveränderungen reagiert und dadurch biologische Systeme beeinflusst. Im Wald könnte dieser Effekt insbesondere durch eine geänderte Baumarten- und Herkunftswahl sowie eine Änderung der Bewirtschaftung zur Anpassung der Wälder eintreten. Dies unterstreicht, dass auch die Wechselwirkung von Klima und Bewirtschaftung der Wälder im Hinblick auf die Biodiversität untersucht werden muss. Dem trägt unsere Auswahl an zu erfassenden Einflussgrößen Rechnung.

Benötigte klimatische Daten sollen für alle Flächen auf Basis der hochaufgelösten klimatischen Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2024) abgeleitet werden. Für die 68 Flächen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings (Level II) stehen gemessene Daten von Waldklimastationen sowie für einen Teil der Flächen Daten zum Bestandesinnenklima zur Verfügung. Level II liefert mehr als 30-jährige Zeitreihen, die

eine wichtige Ergänzung zum DWD-Messnetz darstellen, dessen Flächen verstärkt in urbanen Räumen liegen und Waldgebiete somit zumeist unberücksichtigt lässt.

Vorgeschlagener Einflussparameter: Unterschiedliche Periodenmittel und Extreme bioklimatischer Daten wie Niederschlag (mm), klimatische Wasserbilanz (KWB, mm), Lufttemperatur (K), Luftfeuchte (RL %) sowie abgeleiteter klimatische Indizes.

Datenquellen: Messungen auf Level II-Flächen, Modellerte Werte für alle anderen Monitoringflächen (Datengrundlage DWD)

3.3 Luftverunreinigungen

Als Luftverunreinigungen bezeichnet man Stoffe, die über die Atmosphäre transportiert werden und schädliche Auswirkungen auf die Umwelt wie z. B. Waldökosysteme und ihre biologische Vielfalt haben. Hierzu zählen Stickstoff- und Schwefeleinträge, aber auch Stäube, Ozon oder Schwermetalleinträge.

Zur Analyse des Einflusses von Luftverunreinigungen auf die Biodiversität ist es notwendig, Stoffeinträge in den Wald zu erfassen. Die Auswirkungen der Einträge hängen auch von abpuffernden oder verstärkenden Bodeneigenschaften ab. Hierfür kann auf das forstliche Umweltmonitoring zurückgegriffen werden, das in das Internationale Kooperationsprogramm zur Erfassung und Überwachung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder (ICP Forests) eingebunden ist (Michel et al. 2024). Das forstliche Umweltmonitoring ist ein abgestimmtes System aus wiederholten extensiven Rasternetz-Erhebungen (BZE /Bodenzustandserhebung, Level I; ca. 1800 Flächen) und dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring an Level-II-Flächen (Wellbrock et al. 2019, 68 Flächen). Für die Level-II-Flächen liegen kontinuierliche Messungen der Deposition (Kronentraufe, Stammabfluss und Freifläche) vor, aus denen Gesamtdositionsraten abgeleitet werden (Krüger et al. 2020, 2024). Für Bodenmonitoringflächen ohne Depositionsmessung wie z. B. der BZE besteht die Möglichkeit auf modellierte Werte zur Deposition (Raten in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) aus dem PINETI-Projekt zurückzugreifen. Im Rahmen von PINETI-4 sind modellierte atmosphärische Stoffeinträge von 2000 bis 2019 publiziert (Kranenburg et al 2024), wobei z. T. auftretende Abweichungen noch näher untersucht und die Modelldaten anhand der Messungen validiert werden.

Für die Biodiversität im Wald sind besonders Einträge von Ammonium-Stickstoff (N-NH_4) und Nitrat-Stickstoff (N-NO_3) von Relevanz. Der Eintrag von Stickstoff in Ökosysteme und die damit verbundene Eutrophierung gilt als eine der größten Bedrohungen für die Artenvielfalt (UBA, 2014; BMUNR 2017; Wirth et al. 2024). Die Einträge sind in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen, wobei sich der Eintrag von N-NO_3 stärker verminderte (-32 % verglichen zu 2013) als jener von N-NH_4 (-18 % verglichen zu 2013, eigene Berechnungen). Generell sind jedoch weiterhin nahezu alle Wälder in Deutschland von Stickstoffeinträgen betroffen, die deutlich über den vorindustriellen Eintragsraten aus natürlichen Quellen von 2 bis 3 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (BAFU 2022) liegen. Die aktuellen Einträge unterscheiden sich je nach Region und Landnutzung: Der 10-Jahresmittelwert der Gesamteinträge an anorganischem Stickstoff in Wälder liegt an Level-II-Flächen zwischen 8,8 und 28,8 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Durch den Auskämmeffekt der Blätter bzw. Nadeln sind die Stickstoffeinträge in Waldökosysteme deutlich höher als auf Freiflächen (für Level-II-Flächen ca. 1,6–4,4-mal höher, Thünen-Institut, eigene Berechnungen).

Neben den Nährstoffeinträgen wirkt sich auch der Säureeintrag auf die Standorteigenschaften und mittelbar auf die Biodiversität im Wald aus. Hierbei ist auch der Schwefeleintrag zu berücksichtigen. Der größte Teil des Schwefels liegt in der Atmosphäre als Schwefeldioxid vor, und wird als Sulfat (S-SO_4) in den Wald eingetragen. Der Schwefeleintrag ist seit Mitte der 1980er Jahre durch die Entschwefelung von Rauchgasen stark zurückgegangen. In der Zeit von 2013 bis 2022 hat sich der Eintrag, verglichen mit 2013, um weitere 48 % reduziert. Der 10-Jahresmittelwert des Sulfateintrags liegt auf den Level-II-Flächen zwischen 1,0 und 11,6 $\text{kg S-SO}_4 \text{ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

Durch hohe Stickstoff- und Schwefeleinträge haben an vielen Waldstandorten in der Vergangenheit die Säureinträge die Pufferkapazität der Böden überschritten. Durch Luftreinhaltemaßnahmen konnte erreicht werden, dass der Anteil an Ökosystemen, die von Versauerung bedroht sind, inzwischen zurückgeht. Die Erholung der Standorte ist jedoch ein langsamer Prozess (Johnson et al. 2018), sodass historische Einträge sich nach wie vor auf Bodeneigenschaften und Nährstoffverfügbarkeit auswirken können.

Auswirkungen von Stickstoffeinträgen sind insbesondere auf Flechten und Moose sowie die Gefäßpflanzen der Bodenvegetation hinsichtlich Vorkommen und Zusammensetzung zu erwarten (Dirnböck et al. 2014, van Dobben und De Vries 2017). Neben Daten zu Stoffeinträgen und Standorteigenschaften kann zur Analyse der Zusammensetzung der Bodenvegetation auch eine Erfassung der Lichtverhältnisse im Bestand sinnvoll sein, da für viele Pflanzenarten im Wald die Lichtbedingungen die Reaktion auf Stickstoffeinträge beeinflussen (Bernhardt-Römermann et al. 2015).

Weitere Substanzen, die Luftverunreinigungen hervorrufen, wie Stäube, Ozon oder Schwermetalleinträge, wirken ebenfalls auf empfindliche Pflanzenarten wie z. B. Flechten. Hinweise auf quantitative Wirkungen dieser Substanzen auf die gesamte Biodiversität im Wald gibt es allerdings bislang kaum.

Vorgeschlagene Einflussparameter: Gesamt-N-Depositionsraten (Raten in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$), SO_4 -Depositionsraten (Raten in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)

Datenquellen: Level II-Flächen (Messungen), Flächendeckende Modellierung (PINETI 4) für alle anderen Monitoringstandorte (nach Validierung mit Messungen)

3.4 Pflanzenschutzmittel (optionaler Einflussfaktor)

Als Pflanzenschutzmittel (PSM) werden Stoffe für den Schutz von Pflanzen vor Schadorganismen wie Tieren, Pflanzen oder Mikroorganismen bezeichnet. Sie können direkt durch die Anwendung im Wald oder indirekt durch die landwirtschaftliche Anwendung in der Nähe vom Waldrand und windgetriebene Transportprozesse in den Wald gelangen und potenziell die Waldbiodiversität beeinflussen.

Pflanzenschutzmittel werden in Wäldern wesentlich seltener eingesetzt als in der Landwirtschaft (Ammer et al. 2009) und beschränken sich auf wenige Anwendungen im Sinne des integrierten Pflanzenschutzes (Bräsicke et al. 2025a). Im Zeitraum von 2015 bis 2020 wurden insgesamt 13.675 ha Landeswald mit PSM behandelt (2.279 ha pro Jahr, $\approx 0,4\%$ Fläche, Bräsicke et al. 2025a). Demgegenüber werden in Deutschland rund 12 Mio. ha für Ackerbau genutzt und größtenteils mit PSM behandelt (7,3 kg PSM pro ha und Jahr nach UBA 2024). Verdriftete oder atmosphärisch transportierte PSM lassen sich großflächig in Gebieten mit Bedeutung für den Naturschutz und in Wäldern nachweisen, die an landwirtschaftliche Flächen angrenzen (Brühl et al. 2021, Mauser et al. 2025). Die landwirtschaftlich verwendeten Insektizide, Herbizide und Fungizide sind beschränkt selektiv und bergen Risiken für den Naturhaushalt einschließlich vieler Nichtzielarten (Wan et al. 2025). Mögliche Folgen sind der Verlust oder die Beeinträchtigung wichtiger Ökosystemfunktionen wie Bestäubung oder Nährstoffrecycling (Wirth et al. 2024). Erschwerend kommt hinzu, dass einzelne Wirkstoffe wie Imidacloprid, Azoxystrobin, Pendimethalin oder ihre Abbauprodukte als Mischungen im Boden verbleiben und über die Jahre hohe Konzentrationen aufbauen können (Jones et al. 2014, Knuth et al. 2024). Daraus können langfristige Belastungen für die Bodenbiodiversität resultieren. Erste Daten zum Verbleib und zum Abbau insektizider Wirkstoffe aus der direkten Anwendung in Kiefernwäldern auf verschiedene Umweltkompartimente wurden von Bräsicke et al. (2025b) erhoben. Diese ermöglichen eine Bewertung der Exposition und Risiken für ausgewählte Nutzinsekten und Singvögel. Verlässliche Zahlen, die eine Bewertung der Exposition und Risiken der landwirtschaftlich eingesetzten PSM auf die verschiedenen Organismengruppen im Wald zulassen, fehlen gegenwärtig. So sind Daten und Informationen zum Einsatz, zum Transport in Nicht-Ziel Ökosysteme und zur Toxizität gegenüber Nicht-Zielorganismen und -gemeinschaften unzureichend. Um die zeitliche Entwicklung der Biodiversität in Ökosystemen, inklusive der Wälder zu erfassen und zu verstehen, sind deshalb verlässliche Daten zum Einfluss von PSM erforderlich.

Um die Belastung der Waldökosysteme durch direkte Pflanzenschutzmaßnahmen zu charakterisieren, werden unterschiedliche Ansätze diskutiert. Wasser- und Luftproben erlauben einen Nachweis des Eintrags von Stoffen in den Wald und liefern erste Hinweise zur Belastung. Zudem zeigen sie die zeitliche Entwicklung von Einträgen auf. Um Konzentrationen der gemessenen Substanzen direkt hinsichtlich ihrer möglichen Effekte auf Wirbellose, Pflanzen oder Mykorrhiza zu beurteilen, sind Proben des Waldbodens oder die direkte Extraktion aus Organismen notwendig. Aufgrund der komplexen Sachverhalte bestehen aber noch Wissenslücken im Bereich der chemischen Analytik, um die Wirkung der PSM-Substanzen erfassen zu können.

Für eine Berücksichtigung der PSM im Biodiversitätsmonitoring sollen daher in einer Pilotstudie (siehe Anhang Kapitel A2) zum einen erste Daten zu den Einträgen erzeugt werden und Messmethoden zur Quantifizierung relevanter Stoffe im Boden und Organismen weiterentwickelt werden. Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Pilotstudie können Erhebungsdesign und Flächenkulisse für das Monitoring angepasst werden.

Vorgeschlagene Einflussparameter (als mögliche Ergänzung in NaBioWald): Konzentration ausgewählter PSM-Substanzen (Auswahl der Substanzen und des Probedesigns nach Abschluss des Pilotprojekts)

(Mögliche) Datenquellen: Messungen auf Level II-Flächen und weiteren exponierten Flächen (Auswahl nach Ergebnissen der Pilotstudie).

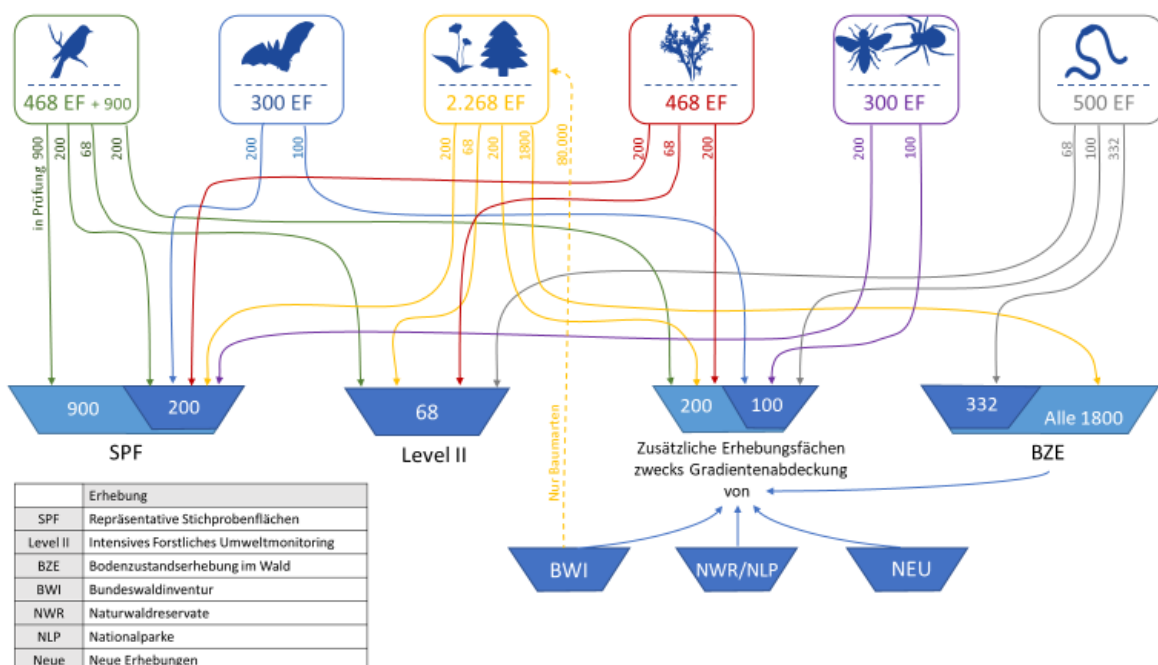
4 Monitoring von ausgewählten Artengruppen

Das zentrale Element des Biodiversitätsmonitorings stellt die Erfassung der Arten(gruppen), ihrer Diversität und ihrer Bestandsentwicklung in Wäldern dar. Aus einem umfassenden Artenpool wurden in einem partizipativen Diskussionsverfahren in mehreren Experten-Workshops folgende sechs Artengruppen ausgewählt, die stellvertretend die walddtypische Biodiversität möglichst umfassend repräsentieren und orientierende Aussagen zu Wirkungen der Einflussgrößen Waldbewirtschaftung, Klima, Luftverunreinigungen und ggf. Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität ermöglichen:

- Gefäßpflanzen
- Flechten und Moose
- Vögel
- Fledermäuse
- Insekten und Spinnen
- Bodenorganismen

Nach intensiver Diskussion sind Pilze, Amphibien und Säugetiere (mit Ausnahme der Fledermäuse) bisher nicht im ausgewählten Artengruppen-Spektrum. Gründe sind noch erhebliche bestehende Lücken in der Erfassungsmethodik für eine bundesweite, repräsentative Erhebung, fehlende Möglichkeiten zur Abundanz Erfassung, eine eingeschränkte Waldbindung und/oder Einflussgrößen, die über die Palette der ausgewählten Größen hinausgehen.

Abbildung 5: Verteilung der geplanten Erhebungsflächen (EF) der einzelnen Artengruppen auf die unterschiedlichen Erhebungen



Quelle: Eigene Darstellung

Auf den einzelnen Flächen der Erhebungen werden unterschiedliche Artengruppen erfasst. Damit soll gewährleistet werden, dass Abhängigkeiten zwischen den Artengruppen mituntersucht werden können, wie

zum Beispiel Insekten und Gefäßpflanzen oder Bodenorganismen und Gefäßpflanzen. Die zahlenmäßige Verteilung der geplanten Erhebungsflächen der einzelnen Artengruppen auf die unterschiedlichen Erhebungen zeigt Abbildung 5 bzw. ist in Tabelle 1 ersichtlich.

Tabelle 1: Übersicht Artengruppen-Erhebungen auf unterschiedlichen Flächen

Artengruppen	BWI	BZE/WZE	Level II	SPF	Gradienten (inkl. unbewirtschaftet)	Zusatz (in Diskussion)	Gesamt (ohne Teilerhebungen)
Gefäßpflanzen	(80.000) ¹	1.800	68	200	200	-	2.268
Moose und Flechten	-	(1.800) ²	68	200	200	-	468
Vögel	-	-	68	200	200	900	468
Fledermäuse	-	-	-	200	100	-	300
Insekten und Spinnen	-	-	-	200	100	-	300
Bodenorganismen	-	332	68	-	100	-	500
Zusatz Waldstruktur	80.000	1.800	68	200	200	-	82.268

¹ nur Baumarten

² nur epigäische Moose

Quelle: Eigene Darstellung

4.1 Gefäßpflanzen

4.1.1 Relevanz

Die Gefäßpflanzen sind die wichtigste funktionelle Gruppe der Produzenten. Als eine artenreiche Organismengruppe, die Habitat und Nahrungsressourcen für zahlreiche andere Artengruppen bietet, sind sie ein zentrales Element der Biodiversität in Waldökosystemen. Für ihre Erfassung gibt es bereits seit langem etablierte Aufnahmeverfahren und aus zahlreichen Erhebungen liegen bereits Zeitreihen vor. Entsprechende Expertise zur Artengruppe der Gefäßpflanzen besteht an zahlreichen Stellen und bei einer großen Zahl von in Wissenschaft und Praxis tätigen Personen.

Gefäßpflanzen haben zugleich einen hohen Indikatorwert. Verschiedene Zeigerartenlisten (Ellenberg et al. 2001; Schmidt et al. 2011) sind etabliert und Zeitreihen belegen die Veränderungen der Artenzusammensetzung in Folge von Habitatveränderungen. Einen indikatorischen Wert zeigen die Gefäßpflanzen gegenüber zahlreichen Einflussgrößen. Dazu zählen beispielsweise die Standortbedingungen wie das Makro- (Temperatur, Kontinentalität) und Waldinnenklima (Waldartenlisten) oder die jeweiligen Bodeneigenschaften (Feuchte, Reaktion, Makronährstoffangebot), Bewirtschaftungs- und Meliorationsmaßnahmen (z. B. Bodenschutzkalkung) oder auch der Eintrag von Luftschadstoffen (insbesondere Stickstoff, Pestizide entlang der Wald-Feld-Grenzen) (Ellenberg und Leuschner 2010, Härdtle et al. 2008). Auch Habitatkontinuität sowie die Auswirkungen historischer Waldnutzungsformen wie Nieder- und Mittelwaldwirtschaft und Waldweide zeigen sich besonders durch das Vorkommen bestimmter Indikatorarten unter den Gefäßpflanzen.

Etablierte Monitoring-Programme im Wald liegen bereits aus der Bundeswaldinventur (BWI) (nur für die Baumarten) und ihrer Unterstichprobe der Kohlenstoffinventur (CI), der Bodenzustandserhebung (BZE) bzw. Waldzustandserhebung (WZE) als Stichprobennetz, den repräsentativen Auswahlflächen der Level-II-Flächen und verschiedenen FFH-Kartierungen in einzelnen Bundesländern (auch hinsichtlich der Verbissaufnahmen bzw. dem Wildeinflussmonitoring), Biotoptypenkartierungen sowie aus den Schutzgebieten wie Naturwäldern, Flächen des Nationalen Naturerbes oder Nationalparks vor.

4.1.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Unter dem Aspekt der Biodiversitätserfassung sind Vegetationsaufnahmen die gängige Methode, verlässliche Aussagen zu Gefäßpflanzen, Farnen und Moosen zu gewinnen. Die Vegetationsaufnahme in Form von Dauerbeobachtungsflächen wird daher für das Monitoring der Gefäßpflanzen, inkl. der bodenbewohnenden Kryptogamen, als sehr geeignet angesehen, weil es sich hier um eine einfach durchzuführende sowie reproduzierbare Methode handelt und Veränderungen der Vegetation damit gut angezeigt werden. Die Vegetationsaufnahme ist eine Stichprobe zur Erfassung der floristischen Zusammensetzung und Bestandesstruktur (Dierschke 1994, Fischer 2003, Tremp 2005).

Die Durchführung der Vegetationsaufnahmen erfolgt im Anhalt an die klassischen Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet mit einer erweiterten Deckungsgradklassifizierung anhand der Londo-Skala (Londo 1976).

Die Aufnahme erfolgt getrennt für die

1. Erste Baumschicht (über 5 m über 2/3 der Bestandesoberhöhe)
2. Zweite Baumschicht (über 5 m bis 2/3 der Bestandesoberhöhe)
3. Strauchsicht (0,5 bis 5 m)
4. Krautschicht einschließlich der Gehölzverjüngung (bis 0,5 m)
5. Moosschicht (bodenbewohnende Moose und Flechten)

auf einer Probefläche Probekreis von 400 m² (z. B. als Quadrat mit einer Seitenlänge von 20 m oder als Kreisfläche mit einem Radius von 11,28 m). Damit ist die Flächengröße analog den Aufnahmen bei der Bodenzustandserhebung und im Rahmen von Empfehlungen für Vegetationsaufnahmen in Wäldern von Fischer (2003), Tremp (2005) und etwas über der Empfehlung von Dierschke (1994) und Chytrý und Otýpková (2003).

Die Aufnahmen werden in einem Aufnahmebogen erfasst (siehe Anhang, Kapitel A3).

Ergänzt werden die Aufnahmen auf der Probefläche durch eine Artenliste aus einem Schlaufenlauf (z. B. nach dem Muster der Caroline Vegetation Survey (Peet et al. 2012), um die Fläche der Vegetationsaufnahme mit einem begrenzten Zeitintervall von 20 Minuten, bei der alle beobachteten Pflanzenarten notiert werden. Diese Artenliste kann genutzt werden, um Informationen zum Landschaftskontext herauszustellen. Informationen zu Gehölzarten liefert weiterhin die Bundeswaldinventur. Die Daten dieses Moduls können auch dazu dienen, Auskünfte über die Nahrungsgrundlagen von Vögeln, Insekten oder Bodenorganismen an dem Punkt zu generieren.

Aus den gewonnenen Daten können Vergesellschaftung und Verbreitung der Pflanzenarten unter Berücksichtigung verschiedenen Einflussgrößen beschrieben und mit anderen am selben Plot erfassten Artengruppen (v.a. Insekten, Bodenlebewesen) korreliert werden. Dabei lassen sich Artengruppen wie die Neophyten, Störungszeiger oder andere spezifische Indikatorarten (Ellenberg-Zeigerwerte, Waldarten, Rote Liste-Arten; Ellenberg et al. 2001, Schmidt et al. 2011) herausgreifen. Die Aufnahmen bieten die Basis für daran anknüpfende Untersuchungen zur genetischen Diversität einzelner Arten. Die Vegetationsaufnahmedaten können Vegetationseinheiten (Vegetationstypen nach Rennwald et al. 2000, Waldlebensraumtypen nach Ssymank et al. 1998, 2022) zugeordnet werden.

Zur Abschätzung der beeinflussenden Faktoren sollten weitere Parameter wie die Lichtverhältnisse (aus Hemisphärenfotografie und Laserscanning), Bodentyp und Ausgangsgestein, bodenchemische (pH, Basensättigung, C/N-Verhältnis) und -physikalische Kennwerte (Bodenart, nutzbare Feldkapazität), aktuelle Nutzungsform (z. B. im Zusammenhang mit dem ForMIX, Kahl und Bauhus 2014), historische Nutzung (z. B. als Hinweis auf alte Waldstandorte, Glaser und Hauke 2004) und Umgebungsparameter aus Fernerkundungsdaten herangezogen werden.

4.1.3 Erhebungsflächen

Ergänzend zu den bereits im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE, 1800 Flächen, Turnus: 10 bis 15 Jahre) und auf Level II-Flächen (68 Flächen, Turnus: ca. 5 Jahre) durchgeführten Aufnahmen sind zusätzlich im Rahmen von NaBioWald im Turnus von fünf Jahren zunächst Vegetationsaufnahmen an den Punkten des Insektenmonitorings im Wald geplant. Dies umfasst 200 „Wald“-Flächen auf dem Netz der systematischen Flächenstichprobe (SPF, 1 km²), die der Landnutzungs-kategorie Wald zugeordnet sind (Waldflächen als Mittelpunkt). Zur Abbildung des Bewirtschaftungsgradienten und des Einflusses von natürlicher Entwicklung auf ungenutzten Flächen sind 200 Zusatz-Aufnahmeflächen mit standörtlicher Differenzierung vorgesehen (100 Flächen im Bewirtschaftungsgradient, 100 Flächen in ungenutzten Wäldern). Damit findet die Gefäßpflanzen-Erhebung auf insgesamt 2.268 Flächen mit Gesamtaufnahmen und zusätzlich auf ca. 80.000 Flächen der Bundeswaldinventur (BWI, nur Baumarten-Information) statt (Abbildung 5, Tabelle 1).

4.1.4 Aufwand

Für eine einzelne Vegetationsaufnahme nach dem vorgesehenen Design einschließlich einer Artenliste aus einem Schlaufenlauf um den Probepunkt sind im Durchschnitt 2 bis 2,5 Stunden (+ Fahrtkosten und Fahrzeit) zu veranschlagen.

4.2 Flechten und Moose

4.2.1 Relevanz

Moose und Flechten sind charakteristische Bewohner von Waldbäumen, sie wachsen auf dem Waldboden sowie an Klein- und Sonderstandorten, die von höheren Pflanzen nicht besiedelt werden können (Balcar et al. 2005). Durch diese Besiedlung verschiedenster (Mikro)Lebensräume tragen die beiden Gruppen wesentlich zur Artendiversität in Waldökosystemen bei. Moose und Flechten sind aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften natürliche Messinstrumente. Sie erfassen als Bioindikatoren die Belastung von Schadstoffen aus der Atmosphäre, die historisch-ökologische Kontinuität von Wäldern, Klimafluktuations, den Einfluss von Pflanzenschutzmitteln (Fungizide und Herbizide), die Umweltverträglichkeit von Waldbaumaßnahmen und ermöglichen einen Vergleich von unterschiedlich bewirtschafteten Wäldern. Moose und Flechten können somit ähnlich den Gefäßpflanzen als Zeigerarten genutzt werden (vgl. Waldartenliste; Schmidt et al. 2011).

Mangels Verdunstungsschutzmechanismen passen Moose und Flechten ihren Wassergehalt weitgehend dem Feuchtigkeitszustand ihrer Umgebung an (Cacciatori et al. 2022, Hylander et al. 2005). Sie sind dadurch auch sensible Indikatoren für die Veränderungen des Waldinnenklimas, ob durch Bewirtschaftung oder durch den Klimawandel bedingt (Stefańska-Krzaczek et al. 2022). Als Aufsitzerorganismen (Epiphyten) sind Moose und Flechten unmittelbar von der forstwirtschaftlichen Aktivität betroffen, wobei die als Substrat dienende Baumart (mit ihren vielfältigen Eigenschaften z. B. pH-Wert, Rauigkeit der Rinde) der wichtigste Treiber der Artenzusammensetzung beider Gruppen ist (Ódor et al. 2013, Emrich et al. 2025).

Bewirtschaftungseffekte, d.h. die daraus resultierenden strukturelle Kriterien, wurden intensiv im Hinblick auf die Erhaltung von Moos- bzw. Flechtendiversität untersucht (z. B. Nascimbene et al. 2013, Hofmeister et al. 2015, Miller et al. 2020, Boch et al. 2021, Kaufmann et al. 2021, Ekholm et al. 2023, Mišíková und Mišík 2024) und können zukünftig zur Evaluierung genutzt werden. Einige neuere Studien nutzen Moose und Flechten bereits als Indikatoren für Waldbewirtschaftungsgradienten (Müller et al. 2019, Czerepko et al. 2021).

Flechten und Moose haben im Vergleich zu Gefäßpflanzen- und an Land lebenden Tierarten oftmals ein weites Verbreitungsgebiet. Viele Arten scheinen zu einer starken Ausbreitung fähig und damit zu einer schnellen Reaktion auf sich veränderndes Klima (Aptroot 2021). Großräumige Verbreitungsanalysen von

Flechten- und Bryophytenarten (Pescott et al. 2015) oder ökologische Gilden (Farkas et al. 2022) zeigen sowohl großes Potenzial für die Indikation von Luftschadstoffen als auch für Klimaveränderungen. Insbesondere epiphytische Flechten sind seit langem als sehr sensible und verbreitet angewandte Indikatoren von Luftqualität bzw. Immission bekannt (Delves et al. 2023), langsames Wachstum und die Möglichkeit verschiedenste auch toxische Stoffe zu akkumulieren macht sie auch für die Analyse ökologischer Toxine interessant (Thakur et al. 2024).

4.2.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Dominante und häufige Waldbodenmoose können als integraler Part der Vegetationsaufnahmen (400 m² siehe 9.1) abgesammelt und erfasst werden. Für den weitaus größeren Anteil der selteneren und spezialisierten Moos- und Flechtenarten, die einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität der Wälder, wie auch zur Differenzierung der Wirkung von Einflussgrößen beitragen, sind Erfassungen durch sowohl Moos- als auch Flechtenexperten erforderlich. Zum einen gibt es nur einzelne Kartierende, die das erforderliche Expertenwissen für beide Gruppen aufweisen, weiterhin kann sich die zu erfassende Fläche zwischen den Organismengruppen unterscheiden. Um die Komplexität des Lebensraums zu erfassen, bedarf es der Erhebung an verschiedenen Objekten, deren Verfügbarkeit die Waldbewirtschaftung aber auch den sich verändernden standörtlichen Einfluss widerspiegelt (Einflussgröße). Wo für die Erfassung von Substratspezialisten (Epiphyten, Totholz-, Gesteins- und Wurzeltellerbesiedler) eine Auswahl unter mehreren gleichwertigen Objekten (z. B. Bäume der gleichen Art und gleichen Alters, Stubben) getroffen werden muss, wird jeweils dasjenige mit der höchsten Artenvielfalt gewählt. Wegen der geringen Zahl ausgewiesener Spezialisten, erfolgt die Erfassung der Moose und Flechten rollierend im jeweiligen Turnus.

(1) Gesamtartenliste (400 m² Vegetationsaufnahme):

Die Gesamtartenliste ergibt sich aus den in den weiteren definierten Flächen- und Objekten, jeweils für Moose und Flechten getrennt.

- Erfassung und Sammeln von Belegen, aller Arten innerhalb der 400 m² Vegetationsaufnahme.
- Die Gesamtartenliste ergibt sich aus den Detailaufnahmen (s. 2.-6.).

(2) Moos- und Flechten-Subplots – Waldboden

Die 400 m² Vegetationsaufnahme (vgl. Gefäßpflanzen) wird in vier Sektoren unterteilt. In jedem der Sektoren wird getrennt für die beiden Gruppen jeweils ein repräsentativer 1 m²-Subplot präferenziell (höchster Artenreichtum im Sektor) ausgewählt, ohne Sonderstandorte zu beachten (ohne Wege, Bäche o. ä.). Wegen der Konkurrenzschwäche von Moosen und Flechten gegenüber Gefäßpflanzen und der kleinflächigen Dynamik der Kraut- und Strauchschicht müssen die Subplots höchsten Artenreichtums in jedem Turnus neu festgelegt werden.

(3) Epiphyten am lebenden Baum

Innerhalb der 400m² Fläche werden jeweils vier lebende Bäume mit hohem Artenreichtum untersucht. Hierzu gehören zwingend:

- Das Baumindividuum mit dem größten BHD;
- Ein Individuum mit einem kleinen BHD;
- Ein Individuum der dominanten Baumart;
- Ein Individuum einer weiteren subdominanten Baumart (soweit vorhanden).

Es können für Moose und Flechten jeweils unterschiedliche Bäume gewählt werden. Für die Erhebung wird keine Aufnahme- fläche abgegrenzt, sondern der gesamte Stamm vom Wurzelanlauf bis 1,80 m abgesucht.

Anstatt junger Bäume können auch Sträucher wie z. B. *Sambucus nigra* oder *Salix aurita* erfasst werden. Wegen der hohen Dynamik des Substrats (Alterung) können auch hier keine Dauerflächen angelegt werden, wenn Vergleichbarkeit bei zehnjährigen Untersuchungszyklen gewährleistet sein soll.

(4) Totholz

Umfasst (soweit vorhanden) die folgenden Strukturen, an denen wegen der Alterungsdynamik des Substrats keine Dauerbeobachtungsflächen angelegt werden können:

- ein liegender Stamm,
- ein Stubben,
- ein Hochstubben/ stehender toter Stamm.
- Für die beiden Artengruppen können unterschiedliche Strukturen gewählt werden.

(5) Gestein (soweit vorhanden)

Jeweils getrennt für Moose und Flechten

- ein Fels
- ein Block
- ein Stein > 10 cm Durchmesser

(6) Wurzelteller (soweit vorhanden)

Es wird jeweils ein Wurzelteller für eine 400 m² Vegetationsaufnahme fläche erfasst. Abgesucht werden sowohl der Wurzelteller als auch die entstandene Wanne.

(7) „Halo“-Ring

Im Umfeld (ca. 5 m breiter Ring), um 400 m² Vegetationsaufnahme fläche werden cursorisch alle weiteren Arten notiert und gesammelt. Hierbei ist eine zeitliche Begrenzung einzuhalten. Weil der Artenreichtum von Moosen und Flechten stark mit der Diversität verfügbarer Mikrohabitate variiert, kann anders als bei Gefäßpflanzen keine Höchstdauer des Schlaufenlaufs angegeben werden. Stattdessen wird mit einer Stoppzeit gearbeitet: Wenn nach fünf Minuten keine neue Art gefunden wurde, wird die Suche abgebrochen.

Nicht berücksichtigt bei der Erhebung werden Standorte, die nicht repräsentativ für den zu untersuchenden Standort oder die forstliche Bewirtschaftung sind. Beispielsweise Wege, die für die Erholungsnutzung ausgebaut wurden und nicht notwendigerweise die forstliche Bewirtschaftung reflektieren. Rückegassen oder Forststraßen werden, soweit in der 400 m² Aufnahme fläche liegend, als Teil der Gesamtartenliste erfasst. Für Sonderstandorte (z. B. Felswände, Gräben, Quellen, Bach) wird zusätzlich zum Herbarbeleg und im Aufnahmebogen das Substrat vermerkt.

Die jeweilige Gesamtdeckung der Moose sowie der Flechten auf jedem der genannten Objekte (s.o. 2.-6.) wird mithilfe einer fünfstufigen Schätzskala erfasst. Diese findet auch für die Schätzung der einzelnen Moosarten und Laubflechten Anwendung. Alle anderen Flechten werden ohne Abundanzangabe notiert und aufgesammelt.

4.2.3 Erhebungsflächen

Die Auswahl der Flächen erfolgt in Anlehnung an die der Gefäßpflanzenaufnahme. Sinnvoll sind die Erhebung von Moosen und Flechten im Rahmen von NaBioWald auf folgenden 468 Flächen, auf denen auch Gefäßpflanzen erfasst werden (Abbildung 5, Tabelle 1):

- 68 Level II Flächen wegen der umfangreichen Messreihen von Umweltparametern
- 200 Flächen aus der SPF
- 200 Zusatzflächen (Bewirtschaftungsgradient, ungenutzte Flächen).

Ein Monitoring auf gesamten 1800 BZE-Flächen, wie für die Gefäßpflanzen vorgesehen, ist wegen des erheblich höheren Aufwands für Geländeerfassung und Nachbestimmung und wegen des Mangels an geeigneten Fachleuten für Moose und Flechten ökonomisch und personell nicht durchführbar.

4.2.4 Aufwand

Bei der Aufwandkalkulation ist zu beachten, dass der in Tabelle 2 aufgeführte Zeitaufwand sowohl für Flechten als auch für Moose gilt d. h. immer doppelt gerechnet werden muss. Zur Qualitätssicherung sollten 5 % der Aufnahmeflächen doppelt und davon wiederum 25 % dreifach von verschiedenen Experten erfasst werden.

Die Geländearbeitszeit beträgt für Moose und Flechten jeweils 4,5 Stunden. Je nach geografischer Lage kann mit zwei Aufnahmeflächen pro Tag und Experten kalkuliert werden. Da sich viele Arten nur nach mikroskopischer Untersuchung bestimmen lassen, müssen für die Nachbereitung je Aufnahmefläche und Organismengruppe 5 Stunden veranschlagt werden. Für einen Experten werden derzeit 70–80 €/h angenommen, hinzu kommen die Fahrtkosten.

Tabelle 2: Zeitaufwand für die Erfassung der Moose und Flechten auf verschiedenen Strukturelementen einer Aufnahmefläche und Zeitaufwand für mikroskopische Nachbestimmung

Erfassung/Nachbereitung	Maximaler Zeitaufwand, jeweils für Moose bzw. Flechten	Korrekturfaktor	Durchschnittliche Dauer einer Aufnahme von Moosen bzw. Flechten
Gesamtartenliste (400 m ² Aufnahmefläche)	80 min		80 min
Subplots	60 min		60 min
Epiphyten an lebendem Baum	80 min		80 min
Totholz	60 min	0,8	48 min
Gestein	40 min	0,2	8 min
Wurzelteller	20 min	0,2	4 min
„Halo“-Ring	30 min	0,1	3 min
Nachbereitung	300 min		300 min
Gesamt (gerundet)			580 min

Die Anwendung der Korrekturfaktoren ermöglicht, die Variabilität (z. B. mehr oder weniger Totholz vorhanden) zwischen verschiedenen Flächen einzubeziehen.

Quelle: Eigene Darstellung

4.3 Vögel

4.3.1 Relevanz

Vögel eignen sich als Indikator für Biodiversität, da viele Vogelarten eng an bestimmte Lebensräume bzw. an bestimmte Habitatstrukturen gebunden sind. Anhand ihres Vorkommens oder Fehlens lassen sich auch Rückschlüsse auf die Lebensraumqualität schließen. Von rund 300 Brutvogelarten in Deutschland kommt knapp die Hälfte in Waldlebensräumen vor (Linke et al. 2025).

Vögel sind eine seit langem intensiv untersuchte Artengruppe, was zu einem hohen Kenntnisstand bzgl. ihrer Bio- und Ökologie führt. Gleichzeitig hat die Erfassung der Avifauna eine lange Geschichte und ist in hohem

Maße standardisiert, was zu einer sehr guten Vergleichbarkeit von Erfassungsergebnissen führt (vgl. Südbeck et al. 2025). Zur umfangreichen fachlichen Kenntnis kommt das große gesellschaftliche Interesse. So führten bereits Publikationen Mitte des vorigen Jahrhunderts (z. B. Carson 1962) zu einer Sensibilität der breiten Bevölkerung für Naturschutzthemen am Beispiel der Vögel (Südbeck et al. 2025). Das Interesse ist ungebrochen und steigt weiter, was sich an der hohen Beteiligung an ehrenamtlich getragenen Monitoringprogrammen und Citizen Science Projekten manifestiert. So haben sich seit dem Start 2011 bei der Beobachtungsplattform *ornitho.de* über 50.000 ornithologisch Aktive angemeldet, mehrere tausend Personen beteiligen sich jährlich an den vom Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. (DDA) koordinierten Basisprogrammen des Vogelmonitorings in Deutschland.

Die mit den etablierten, standardisierten Vogelmonitoringprogrammen erhobenen Daten sind die Grundlage für nationale und internationale Berichtspflichten (EU VSRL, Natura2000, AEWA, CMS), die Erstellung der Roten Listen für Brut- und Gastvögel sowie europäische, nationale und landesweite Indikatoren (z. B. Indikator Artenvielfalt und Landschaftsqualität; <https://www.bfn.de/indikator-artenvielfalt-und-landschaftsqualitaet> und der EU common bird index des Pan European Common Bird Monitoring Scheme PECBMS; <https://pecbms.info/>).

4.3.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Besonders geeignet für die Ziele von NaBioWald sind die auf jährlichen Erfassungen basierenden, langfristig ausgelegten Monitoringprogramme des DDA.

Das Monitoring häufiger Brutvogelarten (MhB; <https://www.dda-web.de/monitoring/mhb/programm>) wird deutschlandweit auf 2.637 Probeflächen (1 km²) durchgeführt (SPF-Flächen). Ca. 200 dieser Flächen gehören entsprechend der ursprünglichen Ziehung zur Schicht „Wald“ des Grundprogramms. Deutlich mehr Flächen, ca. 900, haben jedoch einen Waldanteil > 30 %. Eine leicht abgewandelte Form des MhB, die auf die Bedarfe insbesondere von Schutzgebieten ausgelegt ist, ist das MhB in Schutzgebieten (MhBS; <https://austausch.dda-web.de/s/monitoring-in-schutzgebieten>). Dieses Programm eignet sich aufgrund seines flexibleren Erhebungsflächensets und seiner Anwendbarkeit auch auf kleineren Flächen besonders für einen weiteren Erhebungsflächenaufbau im Rahmen von NaBioWald. Einige Vogelarten werden mit MhB/MhB-S allerdings nur unzureichend erfasst. Dies kann ihrer Seltenheit, ihren Aktivitätsmustern, ihrer Verbreitung oder anderen ökologischen Faktoren geschuldet sein. Das Monitoring seltener Brutvögel (MsB; <https://www.dda-web.de/monitoring/msb/programm>) schließt diese Lücke und eignet sich aufgrund seines modularen Aufbaus sehr gut zur gezielten Ergänzung der Erfassungen im Rahmen von NaBioWald. Im Gegensatz zum MhB können Erfassungseinheiten im MsB frei gewählt werden, unterliegen also keiner zentral vorgegeben Kulisse. Damit ist das Erhebungsflächenset für die Ziele von NaBioWald flexibel erweiterbar. Im Januar 2025 bestand das seit 2020 angebotene und im Zusammenhang mit Waldlebensräumen besonders relevante „Specht“-Modul bereits aus über 1000 Erfassungseinheiten, das jüngere (seit 2023) „Kleineulen“-Modul aus knapp 200 Erfassungseinheiten.

Details zu den Erfassungsmethoden der Monitoringprogramme finden sich in Anhang (Kapitel A4).

Die Erfassungen in den Programmen werden durch die Beteiligung von tausenden Freiwilligen ehrenamtlich getragen. Die Koordination und Organisation wird vom DDA und seinen Mitgliedsverbänden in enger Zusammenarbeit mit den Fachbehörden von Bund und Ländern durchgeführt. Koordinative Strukturen auf Landesebene gewährleisten eine engmaschige Betreuung der Kartierenden sowie eine hohe Datenqualität. Die Organisation des bundesweiten Vogelmonitorings sowie die Dateninfrastruktur des DDA zur Erfassung, Darstellung und Verwaltung der Monitoringdaten bietet auch die Möglichkeit, gebietsbetreuende Einrichtungen und andere gewachsene Strukturen der forstlichen Erfassungsprogramme zielgenau und selbstverwaltet an der Datenerfassung zu beteiligen.

In der Praxis hat sich das Vogelmonitoring in dieser Form seit rund 20 Jahren bewährt. Die etablierten Programme, ihre Stichprobenkulissen, die digitale Dateninfrastruktur (Online-Plattform *ornitho.de*, Erfas-

sungsapp *NaturaList*) und die Erfahrung des DDA in der Organisation und Koordination großer Erfassungsprogramme bieten geeignete Ausgangspunkte für eine Integration in NaBioWald und ggf. einen gezielten Ausbau der Erfassung von Waldvogelarten für eine umfassende, treiberbezogene Berichterstattung.

Hierfür müssen vorhandene Erhebungskulissen des Vogelmonitorings u. a. mit denen des forstlichen Umweltmonitorings des Thünen-Instituts für Waldökosysteme (TI-WO) abgeglichen werden, um ggf. bereits überlappende Probeflächen zu identifizieren. Auf dieser Grundlage kann eingeschätzt werden, ob die bestehenden Probeflächen für die Ziele von NaBioWald bereits ausreichen oder ob diese ggf. erweitert werden müssen. Ein ausreichendes gemeinsames Erhebungsflächenset und eine entsprechende Datengrundlage sind maßgeblich für das gemeinsame Ziel einer treiberbasierten Auswertung, um Zusammenhänge zwischen Waldstruktur und -management mit dem Vorkommen und der Abundanz von Vogelarten zu untersuchen und damit die bereits vorhandenen Informationen zu Waldvögeln (z. B. Teilindikator Wald des Indikators Artenvielfalt und Landschaftsqualität) sinnvoll zu ergänzen. Die Förderung der vorbereitenden Arbeitsschritte in einem Entscheidungshilfeprogramm erfolgt im Jahr 2025 aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft liegt bei der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2824HS004.

4.3.3 Erhebungsflächen

In Übereinstimmung mit den Erhebungen zu den Gefäßpflanzen sowie Moosen und Flechten sollen häufige Brutvögel (MhB) auf den 200 Wald-SPF-Flächen, 68 Level II-Flächen und den 200 Zusatz-Flächen erfasst werden. Grundsätzlich eignen sich für die mobilen Vogelarten aber alle MhB-Flächen mit Waldanteil zur Integration in NaBioWald. Daher wird geprüft, rund 900 zusätzliche MhB-Flächen mit einem Waldanteil von mind. 30 % einzubeziehen, um die Auswertungsbreite zu erhöhen. Die Erfassungseinheiten der MsB-Module „Spechte“ und „Kleineulen“ sind zusätzlich generell geeignet, wobei hier ggf. eine Mindestgröße an zusammenhängendem Wald definiert werden sollte. Für eine Erfassung dieser Artengruppen können im Rahmen von NaBioWald ebenfalls weitere Erfassungseinheiten angelegt werden.

Die aktuelle Flächenkulisse dieser Programme ist im Anhang (Kapitel A4, Abbildung A1) dargestellt.

Der räumliche Abgleich mit weiteren Monitoringprogrammen (etablierte forstliche und faunistische Programme) und die ggf. erforderliche Erweiterung des Erhebungsflächensets erfolgt im Rahmen o. g. Entscheidungshilfeprogramms im laufenden Jahr.

4.3.4 Aufwand

Erste vorbereitende Schritte sind durch das o. g. Entscheidungshilfeprogramm „Integration bestehender Vogelmonitoringprogramme in das Nationale Biodiversitätsmonitoring im Wald (Vögel-NaBioWald)“ (FKZ 2824HS004) bereits finanziert.

Die Vogelerfassungen innerhalb der Monitoringprogramme werden ehrenamtlich durchgeführt, weshalb für die Datenerhebung im Gelände keine grundsätzlichen Mehrkosten anfallen. Durch die Integration des bestehenden Vogelmonitorings wird dieser Mehrwert in NaBioWald eingebracht.

Die digitale Infrastruktur (ornitho.de/NaturaList) wird vom DDA bereitgestellt. Für die langfristige Nutzung der etablierten Vogelmonitoringprogramme in NaBioWald bedarf es einer Finanzierung des jährlichen Koordinations- und Organisationsaufwandes sowie der Bereitstellung der Dateninfrastruktur (insbesondere Verwaltung bestehender Daten, Organisation des Ausbaus weiterer Kulissen) in Abstimmung mit dem Vogelmonitoring in Bund und Ländern und einer regelmäßigen Auswertung. Die organisatorische Zuordnung der Gesamtkoordination, -organisation, Datenhaltung und -auswertung beim DDA wird vorgesehen.

4.4 Fledermäuse

4.4.1 Relevanz

Als insektivore Prädatoren spielen Fledermäuse im Nahrungsnetz von Wäldern eine wichtige Rolle. Sie haben sehr komplexe und im Jahresverlauf wechselnde Ansprüche an ihren Lebensraum. Fledermäuse sind daher wichtige Anzeiger für die Habitatqualität von Wäldern (Russo et al. 2021, Singer et al. 2021) und gute Indikatoren für die Biodiversität zahlreicher weiterer waldbundener Artengruppen. Auch auf die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen, wie in unseren Breiten vor allem die natürliche Kontrolle von Insekten-Massenvermehrungen, können Fledermäuse einen signifikanten Einfluss haben (Kunz et al. 2011, Beilke und O'Keefe 2023).

Von den insgesamt 24 in Deutschland lebenden Fledermausarten besitzen acht Arten eine enge und weitere fünf Arten eine mittlere Bindung an den Wald. Für die eng an Wald gebundenen Arten ist das Angebot an Quartierbäumen entscheidend für die Habitateignung eines Waldes. Die Eignung eines Waldes als Jagdhabitat wird vor allem von der Raumstruktur bestimmt. Vertikal reich gegliederte, reife Laubwälder beherbergen die größte Artenvielfalt an Fledermäusen, während hallenartig strukturierte Altersklassenwälder und stark aufgelichtete Schirmschläge deutlich artenärmer sind (Dietz 2007). Für einzelne, naturschutzrechtlich prominente Arten, wie das Große Mausohr sind aber Hallenwälder ein gut geeignetes Jagdhabitat.

Alle Fledermausarten sind im Anhang IV und z. T. auch im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet. Sie sind damit sowohl besonders als auch streng geschützte Arten gemäß BNatSchG. Nach § 44 BNatSchG besteht neben dem direkten Tötungsverbot der flächendeckende Schutz ihrer Lebensstätten vor Beschädigung und Zerstörung und ein Störungsverbot in der Fortpflanzungs-, Wanderungs- und Winterruhezeit. Fledermäuse sind demnach sowohl ökologisch als auch naturschutzrechtlich eine sehr wichtige Artengruppe im Wald.

4.4.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Für ein nationales Fledermausmonitoring im Wald mit der Zielsetzung Präsenz und Aktivitätsdichte auf Artebene können in Anlehnung an Dietz und Krannich (ebd.) und unter Berücksichtigung der Praxistauglichkeit die bioakustische Erfassung in Kombination mit Netzfängen empfohlen werden. Eine rein bioakustische Erfassung kann lediglich für einzelne Arten und sonst nur auf der Ebene von Artengruppen Ergebnisse liefern. Daher sind zusätzliche Netzfänge – auch für die Alters- und Geschlechtsbestimmung – auf einer Unterstichprobe notwendig. Es ist zu berücksichtigen, dass die Auswertung der Audiodaten recht aufwendig ist und einen hohen Grad an Expertise erfordert. Zudem ist Sorge für die Speicherung der umfangreichen Datenbestände zu tragen. Der Erfassungsturnus könnte idealerweise in einem zweistufigen System organisiert werden, indem eine synchrone Ersterfassung aller Aufnahmeflächen in eine rotierende Inventur im Turnus der BWI übergeht (jährlich wären also 10 % der SPF zu erfassen). Überlegenswert ist auch eine Synchronisation mit der 6-jährigen FFH-Berichtspflicht.

4.4.3 Erhebungsflächen

Ein Fledermausmonitoring, das auf den Zusammenhang dieser Artengruppe mit der Waldbewirtschaftung abzielt, ist nur auf ausreichend großen Bezugsflächen, deren Waldstruktur ebenfalls (ggf. aber mit einem anderen Turnus) erfasst wird, sinnvoll. Daher scheiden die nationalen Rasterinventuren mit kleinräumigen Aufnahmeflächen, wie die BWI oder die BZE, ebenso hierfür aus wie die Level II- Flächen. Gut geeignet sind dagegen die großen Aufnahmeflächen der systematischen Flächenstichprobe (SPF, 1 km²), wobei hier in Übereinstimmung mit den Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten die 200 Wald-Flächen ausgewählt und mit 100 Zusatz-Flächen (Bewirtschaftungsgradient) ergänzt werden.

4.4.4 Aufwand

Die gegenwärtigen Kosten für die akustische Erfassung und die Durchführung von Netzfängen können aus den Erfahrungen des aktuellen Fledermausmonitorings der FVA Baden-Württemberg abgeleitet werden. Demnach sind bei Vergabe der Arbeiten an Dritte 1.500 € je Netzfangnacht sowie für die Felderfassung mit Batcordern und die Auswertung der Rufe 3.000 € je Fläche anzusetzen.

Unter den Maßgaben von 200 SPF-Flächen, die in einem ersten Durchgang komplett und danach je Jahr in Tranchen von 20 Flächen (rollierendes Inventursystem) erfasst werden ergeben sich für drei Netzfangnächten sowie die Aufzeichnung und Auswertung der entsprechenden Audiodaten Gesamtkosten von 900.000 € (Netzfänge) plus 600.000 € (Audioerfassung und -auswertung) = 1.500.000 € im ersten Jahr. Nach dieser Erstinvestition fallen bei einem 10jährigen Turnus je Jahr 150.000 € an. Hierbei sind die Kosten für die bundesweite Datenhaltung nicht berücksichtigt.

4.5 Insekten und Spinnen

4.5.1 Relevanz

Insekten stellen einen Großteil der faunistischen Artenvielfalt in terrestrischen Ökosystemen und übernehmen dort wichtige Funktionen in den Nahrungsketten und Stoffkreisläufen. Doch es gibt zunehmend Hinweise, dass in den letzten Jahrzehnten auch im Wald sowohl die Artenvielfalt als auch die Gesamtbiomasse der Insekten stark zurückgegangen sind und sich darüber hinaus ein deutlicher Artenwandel vollzogen hat (Seibold et al. 2019). Eine solide Datengrundlage, um das genaue Ausmaß dieser Veränderungen zu beziffern und mögliche Ursachen zu ermitteln, fehlt allerdings. Das standardisierte, repräsentative und langfristig angelegte Monitoring der Insekten im Wald wird einen wichtigen Beitrag leisten, Fragen zur zukünftigen Entwicklung der Insektenfauna aufzuklären und damit zu einem die Biodiversität erhaltenden und fördernden adaptiven Waldmanagement beitragen.

Ein besonderer Wert wird bei den vorgeschlagenen Erhebungen auf die Anschlussfähigkeit des Moduls Insektenmonitoring an bestehende und geplante Monitoringprogramme innerhalb und außerhalb des Waldes gelegt (BWI mit Waldstruktur und Vegetation; bundesweites Insektenmonitoring = dieselben Methoden; Monitoring häufiger Brutvögel; Ökosystem-Monitoring; zukünftig: Fledermausmonitoring = dieselben Flächen). Das Insektenmonitoring im Wald liefert insofern Daten zum bundesweiten Insektenmonitoring für die Landnutzungsform Wald und erfasst zusätzlich Parameter, welche die Insektenfauna beeinflussen (Treibervariablen).

4.5.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Die Erfassung der Fokusartengruppen (siehe Tabelle 3) erfolgt nach dem Methodenleitfaden des BfN zum Insektenmonitoring, den Empfehlungen des European Pollinator Monitoring für die Wildbienen bzw. für die Kreuzfensterfallen im Kronenraum nach Kowalski et al. (2011).

Tabelle 3: Fokusartengruppen, Erfassungsmethode und Treibervariablen für Insektenerfassung

Fokusartengruppe	Erfassungsmethode	Begleitend zu erhebende Treibervariablen
Tagfalter	Transektbegang	Biotoptypen ÖSM
Laufkäfer und Spinnen	Bodenfallen	Bodendaten, Vegetation
Xylobionte Käfer	Kreuzfensterfallen Stammraum	Totholz
Nachtfalter	Lichtfallen	Krautige Vegetation
Hymenopteren (insbes. Wildbienen)	Transektbegang	Biotoptypen
Wanzen	Kreuzfensterfallen Stammraum	Vegetation
	Kreuzfensterfallen Kronenraum (nur Intensivflächen)	Baumarten, Bestandesstruktur

Quelle: Eigene Darstellung

4.5.3 Erhebungsflächen

Im Grundprogramm werden in Übereinstimmung mit den Erhebungen zu Gefäßpflanzen, Moose und Flechten sowie Fledermäusen die 200 Wald-SPF-Flächen und 100 Zusatz-Flächen (Bewirtschaftungsgradient) beprobt. Das Monitoring der Insekten im Rahmen von NaBioWald ist modular aufgebaut, sowohl mit Blick auf die Erhebungsflächen als auch mit Blick auf die Erfassungsintensität (Basiserfassungen auf allen Flächen und zusätzliche Aufnahmen auf Intensivbeobachtungsflächen¹; z. B. Flugfensterfallen im Kronenraum für eine vollständigere Erfassung bestimmter Artengruppen wie z. B. Wanzen). Mit Blick auf die Erhebungsflächen besteht es aus einem Grundprogramm und einem erweiterten Programm mit jeweils einer spezifischen Auswahl an Stichprobenflächen. Diese Stichprobenflächen haben eine Größe von 1 km² mit einem 50 m x 50 m Plot im Mittelpunkt.

Von den in Summe 300 Flächen sollten 30 als sogenannte **Intensivflächen** auch mit Kreuzfensterfallen im Kronenraum bestückt werden, um dort die xylobioten Käfer und Wanzen zu erfassen. Im Vergleich zu bodennahen Gemeinschaften haben unter den Pflanzenfressern insbesondere Wanzen eine über doppelt so hohe Abundanz und Biomasse in den Baumkronen und die Baumkronen-Gemeinschaften reagieren anders auf die Bewirtschaftungsintensität (Leidinger et al. 2019). Es wird empfohlen pro Plot drei Fallen im Zentrum der Kronenschicht (zur besseren Standardisierbarkeit) im Außenbereich eines Baumes (zur besseren Erfassung des Bestandes) zu installieren (Kowalski et al. 2011).

4.5.4 Aufwand

Tabelle 4 zeigt den Aufwand je Artengruppe und Stichprobenfläche bei einmaliger Erfassung. Dabei wird von Erfassungen alle 6 Jahre pro Fläche inkl. An- und Abreise ausgegangen. Die Kosten und Synergien bzw. Einsparmöglichkeiten ergeben sich bei gemeinsamer Fallenleerung zwischen Laufkäfern und Spinnen, xylobioten Käfern und Wanzen einerseits und Tagfaltern und Hymenopteren andererseits. Die Kostenschätzungen enthalten Reisekosten, Nachbestimmungen und Auswertung.

¹ Bei Flächen mit intensiver Instrumentierung oder Doppelnutzung ist berücksichtigen, dass ein Bias durch diese intensive „Nutzung“ vermieden wird.

Tabelle 4: Aufwandskalkulation Insektenerfassung

Fokusartengruppe	Erfassungsmethode	Zeitbedarf (Erfassung pro Fläche)	Zeitbedarf Bestimmung	Kosten (€)
Tagfalter	Transektbegang	33 h; 5x/a auf 1,5 km; 1,5 h/Termin	Während Erfassung	2.000
Laufkäfer und Spinnen	Bodenfallen	42 h; 6 Bodenfallen; je 6 Wochen Frühjahr und Herbst	35 h	7.500
Xylobionte Käfer	Kreuzfensterfallen	32 h; 3 Fallen, 4x Leerung/a; 16 Wochen Exposition	12 h;	5.500
Nachtfalter	Lichtfallen	17 h; 4 Fangnächte zw. Mai und August	15 h	2.000
Hymenopteren insbes. Wildbienen	Transektbegang	Analog Tagfalter	Analog Tagfalter	2.500
Wanzen	Kreuzfensterfallen Stammraum*	Analog xylobionte	Analog xylobionte	5.500
	Kreuzfensterfallen Kronenraum	Analog xylobionte	Analog xylobionte	5.500

Quelle: Eigene Darstellung

4.6 Bodenorganismen

4.6.1 Relevanz

Böden werden von einer großen Vielfalt an Bodenorganismen besiedelt, die eine hohe funktionelle Bedeutung im Stoffkreislauf besitzen (Russell et al. 2024). Die Vielfalt und Aktivität der Boden-Mikroorganismen aus Pilzen, Bakterien, Archaeen und anderen Einzellern ist wichtig für Funktionen wie die Kohlenstoffspeicherung, die Resilienz von Bäumen gegenüber dem Klimawandel und den Umsatz von organischen Bestandteilen. Auch die Meso- und Makrofauna spielen etwa beim Umsatz von organischem Material eine wichtige Rolle und verhelfen dem Boden zu einer intakten Struktur. Daher sind Bodenorganismen essenziell für die Entstehung von Böden, die Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit, die natürliche Schädlingsregulation und die Pufferung gegenüber Klimaeinwirkungen und Schadstoffeinträgen (Bardgett und van der Putten 2014). Im Vergleich zu den Kenntnissen über die oberirdischen Prozesse sind die Kenntnisse zum Zustand der Diversität der Bodenorganismen wie auch zu den Trends und Zusammenhängen jedoch gering (Guerra et al. 2024).

Bodenorganismen besitzen eine hohe indikatorische Funktion (Wagg 2014): In Bezug auf die forstliche Bewirtschaftung reagieren sie auf die Baumartenwahl, die Entnahme von Biomasse, die Menge an natürlichem Totholz sowie die Befahrung von Waldböden (Klein-Raufhake et al. 2024, 2025). Klimatische und bodenphysikalische Veränderungen wie der Temperatur- und Wasserhaushalt beeinflussen die Vielfalt und Aktivität der Bodenorganismen (Pollierer et al. 2021). Weiterhin reagieren vor allem die Enchyträen und Regenwürmer äußerst sensibel auf Einträge von Fremdstoffen wie Pestiziden, die direkt in den Tieren messbar sind. Schließlich wirken sich die Veränderungen der bodenchemischen Eigenschaften infolge der Lufteinträge auf die Zusammensetzung und Aktivität der Bodenorganismen aus (La France 2002).

Gesellschaftspolitisch besitzen die Bodenorganismen eine große Bedeutung für die Bereitstellung von regulierenden Ökosystemleistungen (Eisenhauer et al. 2024). Vielfältige und intakte Bodenlebensgemeinschaften fördern die Resilienz von Ökosystemen gegenüber Klimaextremen wie Dürren oder Starkregenereignissen und machen sie widerstandsfähiger gegenüber Einträgen von Pflanzenschutzmitteln und Luftverunreinigungen. Die Diversität und Funktionalität der Bodenorganismen ist äußerst wertvoll für die Gesellschaft, unter anderem als Grundlage für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder in Zeiten des Klimawandels (NMZB 2024).

4.6.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Um die Synergien mit bereits durchgeführten und geplanten Erhebungen nutzen zu können, orientiert sich das Verfahren an der Biologischen Bodenzustandserhebung im Wald (BBZE), einem Projekt unter Federführung des Thünen-Instituts für Waldökosysteme. Die konzeptionelle Entwicklung erfolgte in Abstimmung mit dem Konzept für ein bundesweites Bodenbiodiversitäts-Monitoring als Empfehlung für die geplante bundesweite Basiserhebung der Bodenbiodiversität (NMZB 2024).

Die Auswahl der Artengruppen im Rahmen von NaBioWald stellt einen Kompromiss zwischen dem Ziel einer möglichst vollständigen Abdeckung der Bodenorganismen und dem praktisch Machbaren dar. Ausschlaggebend waren dabei in Bezug auf die Artengruppen der indikatorische Wert und der Kenntnisstand sowie in Bezug auf die Machbarkeit der zeitliche und finanzielle Aufwand der Durchführung. Gleichzeitig ist es das Ziel, möglichst das ganze Größenspektrum von den Mikroorganismen bis zur Makrofauna abzudecken. Daraus abgeleitet wurden die Gruppen der Mikroorganismen, die Hornmilben, die Springschwänze, die Enchyträen und die Regenwürmer ausgewählt.

Für diese Gruppen existieren etablierte quantitative, flächenbezogene Methoden zur Erfassung von Vielfalt, Biomasse und Funktionalität (Dunger und Fiedler 1997) bzw. DIN-Normen. Das Metabarcoding für die Mikroorganismen befindet sich noch in der Entwicklung, erlaubt jedoch zumindest semiquantitative Aussagen zur Diversität. Die Biomasse von Pilzen und Bakterien wird mittels Quantifizierung der DNA abgeschätzt. Für die Enchyträen, die Springschwänze sowie die Hornmilben existieren standardisierte Methoden zur Ermittlung von Vielfalt und Abundanz. Die Vielfalt, Abundanz und Biomasse der Regenwürmer wird über Extraktionen und Handauslese erfasst.

An jedem Standort ist die Beprobung von vier Replikaten vorgesehen. Beprobte werden die Humusaufgabe und die oberen 5 cm des Mineralbodens. Die Beprobung einer Fläche orientiert sich prinzipiell am Vorgehen der BZE-Wald, wobei an nur vier Satelliten um einen gemeinsamen Mittelpunkt herum beprobte wird. Eine Beprobung ist auf jedem Standort an jedem der vier Satelliten durchzuführen. An jedem Satellitenpunkt sind fünf Proben zu entnehmen: je eine Probe für die Mikroorganismen und die Makrofauna sowie drei Proben für die Mesofauna. Die Beprobung ist im Frühjahr bzw. im Herbst durchzuführen; Sommerhitze und Winterfrost sind zu vermeiden. Ein Beprobungsdurchgang sollte nach Möglichkeit aus zwei aufeinanderfolgenden Jahreszeiten innerhalb eines Jahres bestehen. Eine Wiederholung sollte nach fünf, spätestens nach zehn Jahren erfolgen. Eine Harmonisierung mit der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE Wald) ist anzustreben.

Für die Auswirkungen des forstlichen Managements sind die Erfassung der vorhandenen Baumartenzusammensetzung, die Ermittlung möglicher Rückegassen bzw. sonstiger Auswirkungen von Befahrung sowie die Abschätzung der entnommenen Biomasse durchzuführen. Thermische und hygrische Kennwerte sind für die Standorte zu ermitteln. Die Pestizidkonzentration ist in ausgewählten Organismen zu erfassen. Depositionsraten sind ebenfalls an den Standorten abzuschätzen.

4.6.3 Erhebungsflächen

Die Beprobung findet für alle Gruppen auf 500 Standorten statt. Darin enthalten sind 68 Flächen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings (Level II) und eine Unterstichprobe des Netzes der Bodenzustandserhebung (332 Flächen im BZE Wald, 16 x 16 km-Raster). Auf diesen Flächen finden auch Aufnahmen der Gefäßpflanzen sowie der Moose und Flechten statt. Wie bei anderen Artengruppen wird das Flächenset auch mit den 100 Zusatz-Flächen (Bewirtschaftungsgradient) ergänzt.

4.6.4 Aufwand

Abgeleitet aus den Erfahrungen der BBZE sind für das Modul Bodenorganismen folgender finanzieller Aufwand für die Beprobung von 500 Flächen zu kalkulieren:

- Regenwürmer: 200.000 € (400 € je Fläche)
- Enchyträen: 250.000 € (500 € je Fläche)
- Springschwänze: 250.000 € (500 € je Fläche)
- Hornmilben: 200.000 € (400 € je Fläche)
- Mikroorganismen: 200.000 € (400 € je Fläche)

Daraus ergibt sich eine Gesamtsumme von 1.100.000 € (2.200 € je Fläche), entsprechend 220.000 € pro Jahr bei einem fünfjährigen Turnus.

5 Monitoring der innerartlichen Variation (Genetik)

5.1 Relevanz

Neben der Artenvielfalt und der Vielfalt der Ökosysteme ist die innerartliche genetische Vielfalt eine wichtige Ebene der Biodiversität. Die genetische Vielfalt ist Voraussetzung für die genetische Anpassung an sich ändernde abiotische und biotische Umwelteinflüsse (Frankham et al. 2014). Im Laufe der Zeit haben sich die Populationen einer Art an die unterschiedlichen Umweltbedingungen in ihrem Verbreitungsgebiet angepasst. Diese unterschiedliche genetische Anpassung ist ein Grund für Unterschiede in der genetischen Zusammensetzung von Populationen (Savolainen et al. 2007).

Ebenso wie die Artenvielfalt kann die innerartliche genetische Vielfalt durch Aktivitäten des Menschen negativ beeinflusst werden. Maßnahmen, die die Populationsgrößen stark reduzieren und die Möglichkeiten des genetischen Austausches (Genfluss) reduzieren, führen zu einer genetischen Einengung durch genetische Drift und erhöhter Verwandtschaft (Inzucht) zwischen den Individuen. So hat die Industrialisierung die genetische Vielfalt vieler Arten negativ beeinflusst (Leigh et al. 2019). Veränderungen in der innerartlichen genetischen Variation können Hinweise auf Gefährdungen einer Art geben, auch wenn die Populationsgröße sich nicht stark ändert (Gurgel et al. 2020).

Für Waldbäume wurden in Deutschland (Konnert et al. 2011) und Europa (Aravanopoulos 2016) bereits seit einigen Jahren Verfahren des genetischen Monitorings entwickelt, um kritische Veränderungen in der genetischen Zusammensetzung rechtzeitig zu erkennen. Diese Erfahrungen bieten einen guten Rahmen für ein weiter gefasstes genetisches Monitoring im Wald, das neben Bäumen auch andere Artengruppen umfassen sollte. Inzwischen gibt es auf nationaler Ebene im Ausland einige Ansätze für ein genetisches Monitoring mit mehreren Arten: so z. B. in Schweden bzw. bei Fischen (Posledovich et al. 2021, Andersson et al. 2022) oder in der Schweiz mit fünf Arten aus verschiedenen taxonomischen Reichen (Parli et al. 2021). Einen Überblick über Indikatoren eines genetischen Monitorings und bestehende Kapazitäten für ein genetisches Monitoring geben O'Brien et al. (2022) sowie Pearman et al. (2023).

5.2 Methodik und Praxistauglichkeit

Das wesentliche Merkmal eines genetischen Monitorings ist eine in festen Zeiträumen wiederkehrende genetische Inventur auf der Ebene von Populationen (Hvilsom et al. 2022, O'Brien et al. 2022). Anhand von verschiedenen Indikatoren wird dann ermittelt, in welchem Umfang sich die genetische Zusammensetzung zwischen den Erfassungszeitpunkten verändert hat und welche treibenden Prozesse hierfür verantwortlich waren. Auf internationaler Ebene haben sich hierfür inzwischen die Indikatoren: effektive Populationsgröße, genetische Diversität, genetische Differenzierung und Inzucht etabliert (Hoban et al. 2022). Bei der genetischen Diversität ist es wichtig, neben der neutralen genetischen Diversität auch die adaptive genetische Diversität zu erfassen. Hierzu sind verschiedene Ansätze entwickelt worden: etwa die Suche nach Ausreißern der genetischen Differenzierung (Narum und Hess 2011, Dillon et al. 2013, Degen et al. 2022) oder die Berechnung von Genotyp-Umwelt-Assoziationen (Sang et al. 2022, Mueller et al. 2023).

Das genetische Monitoring lässt sich dann noch intensivieren, indem in den Populationen einzelne Prozesse z. B. Genfluss über Pollen und Samen in einem Baumbestand untersucht werden (Konnert et al. 2011). Zusätzlich zu einem festen Netz von intensiver untersuchten Monitoringpopulationen ist es sinnvoll, für die jeweilige Art auf großer räumlicher Skala genetische Inventuren durchzuführen, um das Muster der räumlichen genetischen Struktur zu erkennen und Referenzgrößen für die genetische Vielfalt in den Regionen zu ermitteln (Degen et al. 2021). Die Auswirkung bestimmter Prozesse z. B. der genetische Fußabdruck der nacheiszeitlichen Rückwanderung aus Refugialgebieten auf die aktuelle genetische Struktur lässt sich auch nur auf dieser Ebene erkennen.

Veränderungen in der genetischen Zusammensetzung einer Population lassen sich nur durch zeitlich wiederholte genetische Inventuren feststellen. Je nach Lebensdauer der Individuen einer Art kann es einige Jahre bis Jahrzehnte dauern, bevor Änderungen in der genetischen Zusammensetzung messbar sind. Um trotzdem zeitnah Aussagen zu anthropogen verursachten Veränderungen der genetischen Vielfalt einer Art zu erhalten, haben sich retroprospektivische genetische Inventuren an Material aus historischen Sammlungen bewährt. Solche Arbeiten sind z. B. für verschiedene Insektenarten, Reptilien, Pflanzen und Säugetiere erfolgreich durchgeführt worden (Fountain et al. 2016, Bi et al. 2019, van der Valk et al. 2019).

Es soll ein genetisches Monitoring für mehrere Waldarten etabliert werden, um genetische Diversität deutschlandweit zu erfassen und Veränderungen zu analysieren. Dies ermöglicht die Entwicklung von Erhaltungsstrategien und ergänzt bestehende Biodiversitätsmonitoring-Verfahren um eine genetische Ebene. Ein Monitoring der innerartlichen genetischen Vielfalt kann grundsätzlich bei allen Arten durchgeführt werden, von welchen systematische Proben im Rahmen eines Biodiversitätsmonitorings gesammelt werden und die auf Artebene getrennt bestimmt und sortiert werden, sodass eine individuelle Probenaufbereitung möglich ist. Da dies aus heutiger Sicht aber nicht für alle erfassten Arten/ Artengruppen mit vertretbarem Aufwand machbar erscheint, bedarf es einer Fokussierung auf Arten mit Charakteristika, welche bestimmte genetische Anpassungsstrategien repräsentieren.

Bei der Auswahl der Arten ist es wichtig, sich zunächst auf Kriterien zu verständigen. Wir schlagen in Anlehnung an die Machbarkeitsstudie zum genetischen Monitoring in der Schweiz (Fischer et al. 2020) die folgenden Kriterien vor:

- Die großen taxonomischen Reiche: Tiere, Pflanzen, Pilze sollten vertreten sein.
- Es sollten Arten mit niedriger und hoher Abundanz untersucht werden
- Gefährdete Arten (Rote Liste)
- Arten welche in ihrer Populationsstruktur (Populationsgrößenveränderung, aber auch Genfluss von Kultursorten zu Wildformen) stark durch menschliche Nutzung beeinflusst werden.
- Gegenüber anthropogen Veränderungen (Waldmanagement, Klimawandel und Pflanzenschutzmittel) empfindliche Arten sollten dabei sein.
- Arten, die bereits Gegenstand anderer Monitoring-Verfahren sind und bei denen eine Probennahme für genetische Analysen möglich ist, sollten berücksichtigt werden.
- Die Genomgröße und die Verfügbarkeit von Referenzgenomen sind wichtig.
- Arten mit ausreichend Material aus Sammlungen (z. B. Museen, Herbarien) für den genetischen Vergleich rezenter und historischer genetischer Vielfalt sollten dabei sein

Wir schlagen vor, dass mindestens fünf verschiedene Arten in das genetische Monitoring einbezogen werden. Hierunter sollte eine Baumart sein. Wegen des Vorlaufs beim genetischen Monitoring von Waldbäumen, der relativ geringen Genomgröße, und der ökologischen Bedeutung schlagen wir hierfür die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) vor. Die Auswahl der Arten muss in einer Fachgruppe weiter beraten werden.

5.3 Erhebungsflächen

Bei einer Gesamtgenom-Sequenzierung oder zumindest einer Genotypisierung mit mehreren Tausend über das Genom verteilten Einzelnukleotid-Genmarkern (SNPs) lassen sich die meisten der oben genannten Indikatoren bereits mit zehn Individuen je Einsammlungsort/ Population messen (Nazareno et al. 2017). Die Abgrenzung von Populationen hat sich in der Praxis als schwierig erwiesen. Die Analyse der genetischen Daten wird aber später Rückschlüsse dazu erlauben, welche beprobten Individuen zur selben Population gehören. Sinnvoll wäre es, deutschlandweit je Art 50 Einsammlungsorte mit je 10 Individuen zu veranschlagen. Die Auswahl der Orte richtet sich nach dem geografischen Vorkommen der Arten und sollte dabei die

verschiedenen Regionen (Umweltzonen) berücksichtigen. Falls Material aus historischen Sammlungen vorhanden ist, sollte hiervon zusätzlich 100 Individuen je Art in die Analysen einbezogen werden.

5.4 Aufwand

Damit eine Vergleichbarkeit mit späteren genetischen Inventuren möglich ist und damit alle der oben genannten genetischen Indikatoren zuverlässig gemessen werden können, kommt aus heutiger Sicht nur die Gesamtgenomsequenzierung in Frage (Fischer et al. 2020). Für Arten mit einer Genomgröße zwischen 0,5 und 2 GB liegen die Kosten für die Sequenzierung zurzeit bei 50–200 € je Individuum. Für die meisten Artengruppen liegt die Genomgröße unter 2 GB. Es gibt jedoch einige Arten mit deutlich größeren Genomen, so z. B. die Koniferen mit über 10 GB und viele Reptilien und Amphibien mit Genomen > 20 GB. Die Methodik, insbesondere auch die dauerhafte Probenlagerung (Repositorium) muss so gestaltet werden, dass technischer Fortschritt bei Markern genutzt werden kann (adaptive Design) und Proben ggf. mit neuen Techniken re-analysiert werden, um Datenreihen zu sichern.

Die nachfolgende Übersicht in Tabelle 5 zeigt eine grobe Abschätzung der Kosten für die Erstaufnahme zum genetischen Monitoring von fünf Arten; für zwei dieser Arten mit Vergleich zu historischen Proben aus Sammlungen. Die Arbeiten würden sich über drei Jahre verteilen. Insofern ist bei den getroffenen Annahmen mit Kosten von rd. 500.000 €/a für drei Jahre zu rechnen. Diese Kosten würden bei einem Wiederholungszyklus der Aufnahmen von 10 Jahren je Jahrzehnt anfallen.

Tabelle 5: Aufwandskalkulation innerartliche Variation

Aktivität	Einheit	Kosten je Einheit (€)	Anzahl	Summe (€)
Probennahme Gelände	10 Individuen an einem Ort	1.000	250 (5 Arten x 50 Orte)	250.000
Probenaufbereitung und Versand Museen	Individuum	20	200 (2 Arten x 100 Individuen)	4.000
DNA-Extraktion	Individuum	10	2.700 (5 Arten x 500 Individuen + 200 historische Proben)	27.000
Genomsequenzierung (Genomgröße 0,5–3 GB)	Individuum	150	2.700	405.000
Rechenkapazitäten, Speicherplatz	Genom eines Individuums	50	2.700	135.000
Langfristige Probeneinlagerung	Individuum	20	2.700	54.000
Probenaufbereitung, DNA-Extraktion, Registrierung, Einlagerung	Personenmonat TA, E7	6.000	24	144.000
Zentrale Datenauswertung	Personenmonat Wiss. E13	8.000	24	192.000
Koordination	Personenmonat Wiss.E13	8.000	36	288.000
Reisemittel für Projekttreffen	Inlandsdienstreise 1Tag/ Person	250	100	25.000
Gesamt				1.524.000

Quelle: Eigene Darstellung

6 Implementierung, Koordination und Datenhaltung

Die Umsetzung des Nationalen Biodiversitätsmonitorings im Wald (NaBioWald) wird als Bund-Länder-Aufgabe analog zu den Walderhebungen (BWaldG § 41a) vorgeschlagen. Falls eine gesetzliche Regelung zeitnah nicht erreicht werden kann, wäre eine Beauftragung durch entsprechende politische Bund-Länder-Gremien des Forst- bzw. Umweltsektors anzustreben. Die primäre Bundes-Ressortzuständigkeit liegt beim beauftragenden BMEL, wobei eine enge Zusammenarbeit mit dem BMUV angestrebt wird. Für die bundesseitige Koordinierung der Aufgabe schlagen wir eine Koordination durch das Thünen-Institut vor, mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) als wichtigem Partner auf Bundesebene. Die bestehende Steuerungsgruppe soll zu einer fachlich orientierten Bund-Länder-Arbeitsgruppe mit Beteiligung aller Bundesländer weiterentwickelt werden, wobei die bisher involvierten Institutionen darin weiterhin mitwirken. Die Zuständigkeiten dieser Gruppe sind noch im Einzelnen zu regeln.

Neben einer dezentralen Datenhaltung bei den für die Einzelerhebung zuständigen Institutionen wird bei der Datenintegration eine enge Zusammenarbeit mit dem Nationalen Monitoringzentrum für Biodiversität (NMZB) angestrebt. Das NMZB prüft zeitnah die Möglichkeiten, Aufgaben der Datenintegration für NaBioWald zu übernehmen. Ein wichtiger Aspekt ist dabei die Berücksichtigung einer offenen Datenpolitik, die ermöglicht, gewonnene Daten nach einer inhaltlichen Datenprüfung möglichst schnell für die weitere wissenschaftliche und administrative Nutzung bereitzustellen. Ein detaillierter Datenmanagementplan soll durch die Partner-Organisationen nach der Entscheidung einer Umsetzung von NaBioWald entwickelt werden.

Weitere Fragen wie die Aufteilung der Finanzierung zwischen den Bundes- und Ländereinrichtungen sind noch im weiteren politischen Bund-Länder-Abstimmungsprozess zu klären.

7 Übersicht Kostenkalkulation

Aus den Aufwandschätzungen der vorangegangenen Kapitel ergeben sich durchschnittliche jährliche Kosten von gegenwärtig knapp 3 Mio. €. Zur Betreuung und Auswertung von NaBioWald sind 2 Mio. € jährlich für Personal insgesamt beim Bund und in den Ländern vorgesehen (20 Vollzeitäquivalent²). 200.000 € wären für das Datenmanagement aufzubringen (siehe Tabelle 6). Hieraus ergibt sich eine Gesamtsumme von ca. 5,1 Mio. € pro Jahr.

Tabelle 6: Aufwandskalkulation aller ergänzenden Erhebungen in NaBioWald (VZÄ= Vollzeitäquivalent)

Artengruppe / Einflussfaktor	Flächenanzahl / Einheiten	Kosten pro Jahr (€)
Gefäßpflanzen	2.200 ¹	104.000
Moose/Flechten	468	90.000
Vögel	468	214.000
Fledermäuse	300	380.000
Insekten	300	1.533.000
Bodenorganismen	500	220.000
Innerartliche Variation (Genetik)	250	152.400
<i>Waldbewirtschaftung</i>	2.200	150.500
<i>Pflanzenschutzmittel</i>	800	99.000
Zwischensumme (Erhebung)		2.942.900
Auswertung, Datenmanagement	20 VZÄ	2.000.000
Datenmanagement		200.000
Gesamt		5.142.900

¹ Inkl. einer geplanten NaBioWald- Zwischeninventur auf den BZE-Flächen.

Quelle: Eigene Darstellung

Die Einbindung bisheriger Walderhebungen (Bundeswaldinventur (BWI), Bodenzustandserhebung (BZE), Forstlichen Umweltmonitoring (ForUm), Naturwaldreservats-Monitoring) und bisheriger und geplanter naturschutzfachlicher Erhebungen (Vogelmonitoring, Ökosystem-Monitoring, Insektenmonitoring) schafft Synergien und macht NaBioWald kosteneffizient (siehe Tabelle 7).

² Die 20 Vollzeitäquivalente teilen sich auf 13 Stellen für die Länder für die Koordinierung und 7 Stellen beim Bund für die Koordinierung, Auswertung, Präsentation, IT, bundesweite Modulverantwortung, wissenschaftliche Begleitbetreuung und Weiterentwicklung.

Tabelle 7: Aufwandskalkulation bestehender, integrierter Erhebungen in NaBioWald

Erhebung	Flächenanzahl / Einheiten	Durchschnittskosten pro Jahr (€)
Bundeswaldinventur (BWI)	ca. 80.000	3.000.000
Kohlenstoffinventur (CI)	ca. 2.000	300.000
Bodenzustandserhebung (BZE)	ca. 1.800	3.000.000
ForUm (Level II / WZE}	68 /1.800	4.300.000
Naturwald-Monitoring	ca. 700	1.000.000
Ökosystem-Monitoring	200	200.000
Brutvogel-Monitoring (DDA)	200	260.000 ³
Gesamt		11.060.000

Quelle: Eigene Darstellung

³ Es handelt es sich hier um einen hypothetischen Betrag, wenn die Erfassung hauptamtlich durchgeführt wird. Tatsächlich fallen keine Kosten an, da die DDA-Programme ehrenamtlich getragen werden.

Literaturverzeichnis

Ausgangslage und Monitoringziele

- Ackermann W, Fuchs D, Tschiche J (2020) Ökosystem-Monitoring auf bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (ÖSM-I). BfN Schriften 586, 95 p
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2023) Einheitlicher Methodenleitfaden Insektenmonitoring mit weiterentwickelter Methodik für die Erfassung von Insekten und Umweltvariablen (Kapitel 7, Bearbeitungsstand: Januar 2023). <https://www.bfn.de/insektenmonitoring> (Letzter Zugriff: 12.03.2025)
- Bohle A, Ammer C, Kleinschmit J, Kroihner F, Krüger I, Meyer P, Michler B, Müller-Kroehling S, Sanders TGM, Sukopp U (2022) Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 97(8):398-401, DOI10.19217/NuL2022-08-04
- Cardinale B, Duffy J E, Gonzalez A, Hooper D U, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace G M, Tilman D, Wardle D A, Kinzig A P, Daily G C, Loreau M, Grace J B, Larigauderie A, Srivastava D S, Naeem S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Gamfeldt L, Snäll T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen M C, Fröberg M, Stendahl J, Philipson C D, Mikusiński G, Andersson E, Westerlund B, Andrén H, Moberg F, Moen J, Jan Bengtsson J (2013) Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communication* 4, 1340. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio S, Settele J, Díaz S, Ngo HT (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany, 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Meyer P (2013) Biodiversität im Wald. *AFZ-Der Wald*, 68(17):24-25
- MonViA (2024) Herausgeber MonViA-Konsortium. MonViA Indikatorenbericht 2024 – Bundesweites Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften. Überarbeitete Version Dezember 2024. <https://www.agrarmonitoring-monvia.de/monvia/monitoring-der-biologischen-vielfalt>
- Müller J, Lettenmaier J, Mergner U et al. (2024) Wald. In: Wirth C, Bruelheide H, Farwi N, Marx J, Settele J, Egermann M (2024) Faktencheck Artenvielfalt – Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. 10.14512/9783987263361
- Schifferdecker G, Kunstler G, Seidl R, Bredahl Jacobsen J, Cantarello E, Hlásny T, Lloret F, Patacca M, Willig J, Lindner M (2025) The Role of Biodiversity in Making Forests Resilient. EFI Policy brief. <https://doi.org/10.36333/rs7>
- Schmidt M, Kriebitzsch W-U, Ewald J (2011) Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299, 111 p
- Schuch S, Ludwig H, Wesche K (2020) Erfassungsmethoden für ein Insektenmonitoring. BfN Schriften 565, 84 p
- Streitberger M, Stuhldreher G, Fartmann T, Ackermann W, Ludwig H, Pütz S, Züghart W (2024) The German insect monitoring scheme: Establishment of a nationwide long-term recording of arthropods. *Basic and Applied Ecology* 80. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.08.004>
- Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 43:1-67
- Wahl J, Busch M, Dröschmeister R, König C, Koffijberg K, Langgemach T, Sudfeldt C, Trautmann S (2020) Vögel in Deutschland – Erfassung von Brutvögeln. DDA, BfN, LAG VSW, Münster
- Wirth C, Bruelheide H, Farwi N, Marx J, Settele J, Egermann M (2024) Faktencheck Artenvielfalt – Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. 10.14512/9783987263361

Monitoring-Design

- Storch F, Boch S, Goßner M, Feldhaar H, Ammer C, Schall P, Polle A, Kroihner F, Müller J, Bauhus J (2023) Linking structure and species richness to support forest biodiversity monitoring at large scales *Annals of Forest Science* 80:3. <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01169-1>
- Zeller L, Baumann C, Gonin P, Heidrich L, Keye C, Konrad F, Larrieue L, Meyer P, Sennhenn-Reulen H, Müller J, Schall P, Ammer C (2022) Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecol. Indic.* 136108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>

Waldbewirtschaftung und Managementintensität

- Asbeck T, Sabatini F, Augustynczyk ALD, Marco Basile, Helbach J, Jonker M, Knuff A, Bauhus J (2021) Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane forests. *Scientific Reports* 11:1625
- Brändle M, Brandl R (2001) Species richness of insects and mites on trees expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* 70:491-504
- Edelmann P, Ambarlı D, Goßner MM, Schall P, Ammer C, Wende B, Schulze E-D, Weisser (W W), Seibold S (2022) Forest management affects saproxylic beetles through tree species composition and canopy cover. *Forest Ecology and Management* 524, 120532
- Heidrich L, Bae S, Levick S, Seibold S, Weisser W, Krzystek P, Magdon P, Nauss T, Schall P, Serebryanyk A, Wöllauer S, Ammer C, Bässler C, Doerfler I, Fischer M, Goßner M, Heurich M, Hothorn T, Jung K, Kreft H, Schulze E-D, Simons N, Thorn S, Müller J (2020) Heterogeneity-diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests *Nature Ecology and Evolution* 4:1204-1212
- Glatthorn J, Appleby S, Balkenhol N, Kriegel P, Likulunga LE, Lu J-Z, Matevski D, Polle A, Riebl H, Rivera Pérez CA, Scheu S, Seinsche A, Schall P, Schuldt A, Wingender S, Ammer C (2023) Species diversity of forest-floor biota in non-native Douglas fir stands is similar as in native stands. *Ecosphere* 14(7)e4609
- Gossner MM, Schall P, Ammer C, Ammer U, Engel K, Schubert H, Simon U, Utschick H, Weisser WW (2014) Forest management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. *Ecosphere* 5:113
- Junggebauer A, Gericke N M, Krakau L K, Bluhm S L, Maraun M, Pollierer M, Scheu S (2024) Effects of forest gap formation and deadwood enrichment on oribatid mites (Acari Oribatida) vary between regions. *Forest Ecology and Management* 565, 122015
- Hilmers T, Friess N, Bässler C, Heurich M, Brandl R, Pretzsch H, Seidl R, Müller J (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55:2756-2766
- Larrieu L, Cabanettes A, Delarue A (2012) Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131:773-786
- Leidinger J, Seibold S, Weisser W, Lange M, Schall P, Türke M, Goßner M (2019) Effects of forest management on herbivorous insects in temperate Europe. *Forest Ecology and Management* 437:232-245
- Müller J, Brustel H, Brin A, Bussler H, Bouget C, Obermaier E, Heidinger I M, Lachat T, Förster B, Horak J, Procházka J, Köhler F, Larrieu L, Bense U, Isacson G, Zapponi L, Goßner M (2015) Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* 38:499-509
- Müller J, Mitesser O, Cadotte MW, van der Plas F, Mori AS, Ammer C, Chao A, Scherer-Lorenzen M, Baldrian P, Bässler C, Biedermann P, Cesarz S, Claßen A, Delory BM, Feldhaar H, Fichtner A, Hothorn T, Kuenzer C, Peters MK, Pierick K, Schmitt T, Schuldt B, Seidel D, Six D, Steffan-Dewenter I, Thorn S, von Oheimb G, Wegmann M, Weisser WW, Eisenhauer N (2023) Enhancing the structural diversity between forest patches – A concept and real-world experiment to study biodiversity, multifunctionality and forest resilience across spatial scales. *Global Change Biology* 29:1437–1450

- Penone C, Allan E, Soliveres S, Felipe-Lucia MR, Goßner MM, Seibold S, Simons NK, Schall P, van der Plas F, Manning P, Manzanedo RD, Boch S, Prati D, Ammer C, Bauhus J, Buscot F, Ehbrecht M, Goldmann K, Jung K, Müller J, Müller JC, Pena R, Polle A, Renner SC, Ruess L, Schönig I, Schrupp M, Solly EF, Tschapka M, Weisser WW, Wubet T, Fischer M (2019) Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *Ecology Letters* 22:170–180
- Perlík M, Kraus D, Bußler H, Neudam L, Pietsch S, Mergner U, Seidel D, Sebek P, Thorn S (2023) Canopy openness as the main driver of aculeate Hymenoptera and saproxylic beetle diversity following natural disturbances and salvage logging. *Forest Ecology and Management* 540,121033
- Schall P, Goßner MM, Heinrichs S, Fischer M, Boch S, Prati D, Jung K, Baumgartner V, Blaser S, Böhm S, Buscot F, Daniel R, Goldmann K, Kaiser K, Kahl T, Lange M, Müller J, Overmann J, Renner SC, Schulze E-D, Sikorski J, Tschapka M, Türke M, Weisser WW, Wemheuer B, Wubet T, Ammer C (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 55:267-278
- Schuch S, Kahnis T, Floren A, Dorow W H O, Rabitsch W, Goßner M, Blank S M, Liston A, Segerer A H, Sobczyk T, Nuß M (2024) Die Bedeutung von Gehölzen für einheimische, phytophage Insekten. *Natur und Landschaft* 99(04): 174-179. <https://doi.org/10.19217/NuL2024-04-02>
- Seibold S, Bässler C, Brandl R, Büche B, Szallies A, Thorn S, Ulyshen M D, Müller J (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53:934-943
- Staab M, Blüthgen N, Wehner K, Schall P, Ammer C (2025) Advancing the quantification of land-use intensity in forests the ForMIX index combining tree species composition, tree removal, deadwood availability, and stand maturity. *European Journal of Forest Research*, submitted
- Uhl B, Schall P, Bässler C (2024) Achieving structural heterogeneity and high multi-taxon biodiversity in managed forest ecosystems a European review. *Biodiversity and Conservation* <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02878-x>
- Vuidot A, Paillet Y, Archaux F, Gosselin F (2011) Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144:441-450
- Winter S, Möller G C (2008) Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255:1251-1261
- 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

Klima

- BMU (2021) Indikatorenbericht 2019 der Bundesregierung zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Berlin, 104 p
- Brang P, Born J, Augustin S, Küchli C, Pauli B, Thürig E, Wermelinger B, Wohlgemuth T, Zimmermann N E (2011) Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. Synthese der ersten Programmphase 2009–2011. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Bern. Bundesamt für Umwelt, 51 p
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2024) Klimadaten Deutschland, <https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/klimadatendeutschland.html> (Abruf 17.07.2024)
- Hickler T (2012) Wissenschaftliche Anforderungen an ein Monitoring der biologischen Vielfalt – Bsp. Bewirtschaftungs- und Klimaeffekte auf Biodiversität in Wald. In Dauber J, Klimek S, Schmidt T, Urban B, Kownatzki D, Seidling W (Hrsg.) Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich. Workshopbericht 49, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, p 49-58
- Hickler T, Bolte A, Harthard B, Beierkuhnlein C, Blaschke M, Blick T, Brüggemann W, Dorow WHO, Fritze M-A, Gregor T, Ibisch P, Kölling C, Kühn I, Musche M, Pompe S, Petercord R, Schweiger O, Seidling W, Trautmann S, Waldenspuhl T, Walentowski H, Wellbrock N (2012) Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In Mosbrugger V, Brasseur G, Schaller M, Stribny B (Hrsg) Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Darmstadt WBG, p 164-221, ISBN 978- 3534252350

- Klotz S, Henle K, Settele J, Sukopp U (2023) Biodiversität und Naturschutz im Klimawandel, In Brasseur, G P, Jacob D, Schuck-Zöllner S (Hrsg.) (2023) Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven, 2. Auflage, Springer Spektrum, p 192-208
- Marx J M, Ellerbrok JS, Schmidt A, Spatz T, Sporberr M, von Sivers L, Bruelheide H, Farwig N, Settele J, Wirth C (2024) Themenbereiche im Faktenscheck Artenvielfalt. In: Wirth C, Bruelheide H, Farwig N, Marx JM, Settele J (Hrsg.) Faktencheck Artenvielfalt. München, oekom, p 141-215, ISBN: 978-3-98726-095-7
- Pörtner H O, Scholes RJ, Agard J, Archer E, Arneth A, Bai X, Barnes D, Burrows M, Chan L, Cheung W L, Diamond S, Donatti C, Duarte C, Eisenhauer N, Foden W, Gasalla M A, Handa C, Hickler T, Hoegh-Guldberg O, Ichii K, Jacob U, Inzarov G, Kiessling W, Leadley P, Leemans R, Levin L, Lim M, Maharaj S, Managi S, Marquet P A, McElwee P, Midgley G, Oberdorff T, Obura D, Osman E, Pandit R, Pascual U, Pires A P F, Popp A, Reyes-García V, Sankaran M, Settele J, Shin Y J, Sintayehu D W, Smith P, Steiner N, Strassburg B, Sukumar R, Trisos C, Val AL, Wu J, Aldrian E, Parmesan C, Pichs-Madruga R, Roberts D C, Rogers A D, Díaz S, Fischer M, Hashimoto S, Lavorel S, Wu N, Ngo H T (2021) IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change, IPBES and IPCC, <https://doi.org/10.5281/zenodo.4782538>
- Sala O E, Chapin F S 3rd, Armesto J, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke L F, Jackson R B, Kinzig A, Leemans R, Lodge D M, Mooney H A, Oesterheld M, Poff N L, Sykes M T, Walker B H, Walker M, Wall D H (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Schliep R, Ackermann W, Aljes V, Baierl C, Fuchs D, Kretzschmar S, Miller A, Radtke L, Rosenthal G, Sudfeldt C, Trautmann S, Walz U, Braechevelt E, Sukopp U, Heiland S (2020) Weiterentwicklung von Indikatoren zu Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt. BfN-Skripten 576, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 154 p
- Senf C, Seidl R (2021) Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nat Sustain* 4:63-70. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y>
- Wohlgemuth T, Brang P, Bugmann H, Rigling A, Zimmermann N E (2014) Forschung zu Wald und Klimawandel in Mitteleuropa eine Werkschau. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 165(2):27-36

Luftverunreinigungen

- Bernhardt-Römermann M, Baeten L, Craven D, De Frenne P, Hédli R, Lenoir J, Bert D, Brunet J, Chudomelová M, Decocq G, Dierschke H, Dirnböck T, Dörfler I, Heinken T, Hermy M, Hommel P, Jaroszewicz B, Keczyński A, Kelly D L, Kirby K J, Kopecký M, Macek M, Máliš F, Mirtl, Mitchell F J G, Naaf T, Newman M, Peterken G, Petřík P, Schmidt W, Standovár T, Tóth Z, Van Calster H, Verstraeten G, Vladovič J, Vild O, Wulf M, Verheyen K (2015) Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global Change Biol.* 21:3726-3737. <https://doi.org/10.1111/gcb.12993>
- Bundesamt für Umwelt [BAFU] (2022) Weshalb zu viel Stickstoff den Wald krank macht. Online-Dossier unter <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wald/dossiers/stickstoff-wald.html> (Zugriff 05.10.2024)
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit [BMUNR] (2017) Stickstoffeintrag in die Biosphäre. Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. BMUNR, Berlin, 24 p
- Dirnböck T, Grandin U, Bernhardt-Römermann M, Beudert M, Canullo R, Forsius M, Grabner M-T, Holmberg M, Kleemola S, Lundin L, Mirtl M, Neumann M, Pompei E, Salemaa M, Starlinger F, Staszewski, Uziębło A K (2014) Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biol.* 20:429-440. <https://doi.org/10.1111/gcb.12440>
- Johnson J, Graf Pannatier E, Carnicelli S, Cecchini G, Clarke N, Cools N, Hansen K, Meesenburg H, Nieminen T M, Pihl-Karlsson G, Titeux H, Vanguelova E, Verstraeten A, Vesterdal L, Waldner P, Jonard M (2018) The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition. *Global change biology*, 24(8):3603-3619
- Kranenburg R, Schaap M, Coenen P, Thürkow M, Banzhaf S (2024) PINETI-4 Modelling and assessment of acidifying and eutrophying atmospheric deposition to terrestrial ecosystems. UBA-Texte 130/2024, UBA, Dessau, 128 p
- Krüger I, Sanders T, Holzhausen M, Schad T, Schmitz A, Strich S (2020) Am Puls des Waldes. Umweltwandel und seine Folgen – ausgewählte Ergebnisse des intensiven forstlichen Umweltmonitorings. BMEL, Berlin

- Michel A, Haggemüller K, Kirchner T, Prescher A-K, Schwärzel K, Wohlgemuth L (edS) (2024) Forest Condition in Europe The 2024 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde Thünen Institute, 96 p. <https://doi.org/10.3220/ICPTR1732702585000>
- van Dobben HF, De Vries W (2017) The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests. *Ecology and Evolution* 7:214-227. <https://doi.org/10.1002/ece3.2485>
- UBA [Umweltbundesamt] (2014) Reaktiver Stickstoff in Deutschland. UBA, Dessau, 53 p
- Wellbrock N, Ahrends B, Bögelein R, Bolte A, Eickenscheidt N, Grüneberg E, König N, Schmitz A, Fleck S, Ziche D (2019) Concept and methodology of the national forest soil inventory. In Wellbrock N, Bolte A (edS) Status and Dynamics of Forests in Germany, *Ecological Studies* 237, Springer Open, Cham, pp. 1–28. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0_1
- Wirth C, Bruelheide H, Farwig N, Marx J M, Settele J (Hrsg.) (2024) Faktencheck Artenvielfalt Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. Oekom Verlag, München. <https://doi.org/10.14512/9783987263361>

Pflanzenschutzmittel

- Bolte A, Block J, Eichhorn J, Sanders T, Wellbrock N (2019) Sustainable Use and Development of Forests and Forest Soils A Resume. In Wellbrock N, Bolte A (eds) Status and Dynamics of Forests in Germany. *Ecological Studies* 237. Springer, Cham, pp. 355-374. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0_12
- Bräsicke N, Berendes K H, Hartmann H (2025a) Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in den Landeswäldern Deutschlands von 2015 bis 2020. *Journal für Kulturpflanzen* 77(02), im Druck
- Bräsicke N, Möller K, Stähler M (2025b) Fate and persistence of insecticides in pine forests by eco-chemical monitoring. *Journal für Kulturpflanzen*, 77 (02), im Druck
- Brühl CA, Bakanov N, Köthe S, Eichler L, Sorg M, Hörren T, Mühlethaler R, Meinel G, Lehmann GUC (2021) Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports* 11, 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- Brunk I, Sobczyk T, Roth M (2019) Pest control in German forests General patterns of biodiversity and possible impacts of Btk,diflubenzuron and lambda-Cyhalothrin on non-target arthropods, birds and bats – a literature review. *Journal of Forest and Landscape Research* 4(2019):1-26. <https://doi.org/10.13141/jflr.v4i1.1005ISSN 2366-8164>
- Graf N, Battes KP, Cimpean M, Dittrich P, Entling MH, Link M, Scharmüller A, Schreiner VC, Szöcs E, Schäfer RB (2019) Do agricultural pesticides in streams influence riparian spiders? *Sci Total Environ.* 2019 Apr 10;660126-135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.370>. Epub 2019 Jan 6. PMID 30639710
- Jones A, Harrington P, Turnbull G (2014) Neonicotinoid concentrations in arable soils after seed treatment applications in preceding years. *Pest. Manag. Sci* 70:1780-1784. <https://doi.org/10.1002/ps.3836>
- Knuth D, Gai L, Silva V, Harkes P, Hofman J, Šudoma M, Bílková Z, Alaoui A, Mandrioli D, Pasković I, Polić Pasković M, Baldi I, Bureau M, Alcon F, Contreras J, Glavan M, Abrantes N, Campos I, Norgaard T, Huerta Lwanga E, Scheepers P T J, Ritsema C J, Geissen V (2024) Pesticide residues in organic and conventional agricultural soils across Europe measured and predicted concentration. *Environ. Sci. Technol.* 58, 15:6744–6752. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09059>
- Mauser K M, Wolfram J, Spaak J W, Honert C, Brühl C A (2025) Current-use pesticides in vegetation, topsoil and water reveal contaminated landscapes of the Upper Rhine Valley, Germany. *Communications Earth & Environment*, 6(1), 166. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02118-2>
- Neale P A, Braun G, Brack W, Carmona E, Gunold R, König M, Krauss M, Liebmann L, Liess M, Link M, Schäfer RB, Schlichting R, Schreiner VC, Schulze T, Vormeier P, Weisner O, Escher B I (2020) Assessing the Mixture Effects in In Vitro Bioassays of Chemicals Occurring in Small Agricultural Streams during Rain Events. *Environ Sci Technol.* 2020 Jul 7, 54(13)8280-8290. <https://doi.org/10.1021/acSest.0c02235>.
- Richmond E K, Rosi E J, Walters D M, Fick J, Hamilton S, Brodin T, Sundelin S, Grace M R (2018) A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communication* 9, 4491 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06822-w>

- Wan, N F, Fu L, Dainese M, Kiær L P, Hu Y-Q, Xin F, Goulson D, Woodcock B A, Vanbergen A J, Spurgeon D J, Shen S, Scherber C (2025) Pesticides have negative effects on non-target organisms. *Nat Commun* 16, 1360 (2025) <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>
- Wirth Chr, Bruelheide H, Farwig N, Marx J M, Settele J (Hrsg.) (2024) Faktencheck Artenvielfalt Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. Oekom Verlag, München. <https://doi.org/10.14512/9783987263361>

Gefäßpflanzen

- Chytrý M, Otýpková Z (2003) Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation, *Journal of Vegetation Science*, 14(4):563-570, <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02183.x>
- Dierschke H (1994) Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 683 p
- Ellenberg H, Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 6. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1334 p
- Ellenberg H, Weber H E, Düll R, Wirth V, Werner W (2001) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Bd. 18. *Scripta geobotanica*, Göttingen
- Fischer A (2003) Forstliche Vegetationskunde, 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 421 p
- Fischer H S (2015) On the combination of species cover values from different vegetation layers, *Applied Vegetation Science* 18 (1) 169–70. <https://doi.org/10.1111/avsc.12130>
- Glaser F, Hauke U (2004) Historisch alte Waldstandorte und Hutewälder in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie* 61, Münster, 193 p
- Härdtle W, Ewald J, Hölzl N (2008) Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 252 p
- Jansen F, Dengler J (2008) German SL – eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken. *Tuexenia* 28:239-253
- 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>
- Londo G (1976) The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetation*, The Hague, 33(1):61-64
- Meyer P, Brössling S, Bedarff U, Schmidt M, Fricke C, Tewes C (2018) Monitoring von Waldstruktur und Vegetation in hessischen Naturwaldreservaten. Stand Oktober 2018. – Arbeitsanleitung Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), Göttingen, 63 p
- Peet R K, Lee M T, Boyle M F, Wentworth T R, Michael P, Schafale M P, Weakly A S (2012) Vegetation-plot database of the Carolina Vegetation Survey. *Biodiversity & Ecology* 4:243-253. <https://doi.org/10.7809/b-e.00081>
- Rennwald E (2000) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg, 800 p
- Schmidt M, Kriebitzsch W U, Ewald J (2011) Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands Bd. 299. BfN-Skripten. Bonn-Bad Godesberg Bundesamt für Naturschutz
- Ssymank A, Hauke U, Rückriem C, Schröder E (1998) Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/WG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). 1. Aufl. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53. Bonn-Bad Godesberg Bundesamt für Naturschutz, 795 p
- Ssymank, A, Ellwanger, G, Ersfeld, M, Ferner, J, Idilbi, I, Lehrke, S, Müller, C, Rath, U, Röhling, M, Vischer-Leopold M (2022) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG). 2. Aufl, Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 172(2.2). Bonn-Bad Godesberg Bundesamt für Naturschutz, 898 p
- Tremp H (2005) Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 141 p

Flechten und Moose

- Aptroot A (2021) Lichens as an Indicator of Climate and Global Change. In *Climate change: Observed impacts on planet Earth*. Elsevier, 3rd ed., pp 401-408
- Boch S, Saiz H, Allan E, Schall P, Prati D, Schulze E D, Hessenmöller D, Sparrius L B, Fischer M (2021) Direct and Indirect Effects of Management Intensity and Environmental Factors on the Functional Diversity of Lichens in Central European Forests. *Microorganisms* 9(2):463. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9020463>
- Cacciatori C, Czerepko J, Lech P (2022) Long-term changes in bryophyte diversity of central European managed forests depending on site environmental features. *Biodiversity and Conservation* 31(11): 2657-2681. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02449-y>
- Czerepko J, Gawryś R, Szymczyk R, Pisarek W, Janek M, Haidt A, Kowalewska A, Piegdoń A, Stebel A, Kukwa M, Cacciatori C (2021) How sensitive are epiphytic and epixylic cryptogams as indicators of forest naturalness? Testing bryophyte and lichen predictive power in stands under different management regimes in the Białowieża forest. *Ecological Indicators* 125, 107532. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107532>
- Delves J, Lewis J E J, Ali N, Asad S A, Chatterjee S, Crittenden P D, Jones M, Kiran A, Prasad Pandey B, Reay D., Sharma S, Tshering D, Weerakoon G, Van Dijk N, Sutton M A, Wolseley P A, Ellis C J (2023) Lichens as spatially transferable bioindicators for monitoring nitrogen pollution. *Environmental Pollution* 328, 121575. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121575>
- Ekholm A, Lundqvist L, Petter Axelsson E, Egnell G, Hjältén J, Lundmark T, Sjögren J (2023) Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management* 537, 120920. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120920>
- Emrich D, Kaufmann S, Hauck M (2025) Selecting dominant or rare tree species as habitat trees: Consequences for epiphyte diversity in temperate mountain forests. *Trees, Forests and People* 20, 100807. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2025.100807>
- Farkas E, Varga N, Veres K, Matus G, Sinigla M, Lőkös L (2022) Distribution Types of Lichens in Hungary that Indicate Changing Environmental Conditions. *Journal of Fungi* 8(6):600. <https://doi.org/10.3390/jof8060600>
- Gauslaa Y, Hollinger J, Goward T, Asplund J (2025) Unraveling the interplay between phylogeny and chemical niches in epiphytic macrolichens. *Oecologia* 207(1):4. <https://doi.org/10.1007/s00442-024-05641-9>
- Hofmeister J, Hošek J, Holá E, Novozámská E (2015) Decline in bryophyte diversity in predominant types of central European managed forests. *Biodiversity and Conservation* 24(6):1391-1402. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0863-2>
- Hylander K, Dynesius M, Jonsson B G, Nilsson C (2005) Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* 15(2):674-688. <https://doi.org/10.1890/04-0570>
- Kaufmann S, Funck S K, Paintner F, Asbeck T, Hauck M (2021) The efficiency of retention measures in continuous-cover forestry for conserving epiphytic cryptogams: A case study on *Abies alba*. *Forest Ecology and Management* 502, 119698. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119698>
- Miller J E D, Villella J, Stone D, Hardman A (2020) Using lichen communities as indicators of forest stand age and conservation value. *Forest Ecology and Management* 475, 118436. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118436>
- Mišíková K, Mišík M (2024) Bryophytes in managed lowland forests of Slovakia (Central Europe): Looking into species diversity across different forest types. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02946-2>
- 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>
- Müller J, Boch S, Prati D, Socher S A, Pommer U, Hessenmöller D, Schall P, Schulze E D, Fischer M (2019) Effects of forest management on bryophyte species richness in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 432:850-859. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.019>
- Nascimbene J, Thor G, Nimis P L (2013) Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* 298:27-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.008>

- Ódor P, Király I, Tinya F, Bortignon F, Nascimbene J (2013): Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management* 306:256-265. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.001>
- Pescott O L, Simkin J M, August T A, Randle Z, Dore A J, Botham M S (2015) Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: Review and evidence from biological records: Lichens, Bryophytes, Moths and Air Quality. *Biological Journal of the Linnean Society* 115(3):611-635. <https://doi.org/10.1111/bij.12541>
- Schmidt M, Kriebitzsch W-U, Ewald J (Eds.) (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (BfN)
- Stefańska-Krzaczek E, Swacha G, Żarnowiec J, Raduła M W, Kącki Z, Staniaszek-Kik M (2022) Central European Forest floor bryophytes: Richness, species composition, coexistence and diagnostic significance across environmental gradients of forest habitats. *Ecological Indicators* 139, 108954. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108954>
- Thakur M, Bhardwaj S, Kumar V, Rodrigo-Comino J (2024) Lichens as effective bioindicators for monitoring environmental changes: A comprehensive review. *Total Environment Advances* 9, 200085. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2023.200085>

Vögel

- Carson R (1962) *Silent Spring*. Houghton Mifflin Company, Boston
- Linke T J, Georg M, Schröder K, Schikore T, Andretzke H (2025) Zeitaufwand für avifaunistische Erfassungen. In Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertl C, Linke T J, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R, Sudfeldt C (2025) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. p 17-26. Münster
- Mitschke A, Sudfeldt C, Heidrich-Riske H, Droschmeister R (2005) Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126:127-140
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertl C, Linke T J, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R, Sudfeldt C (2025) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. 1. Überarbeitete Auflage. Münster
- Südbeck P, Fischer S, Pertl C, Linke T J, Sudfeldt C (2025) Brutvogelerfassungen in Deutschland lange Tradition – viele Akteure – verschiedene Ziele. In Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertl C, Linke T J, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R, Sudfeldt C (2025) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. p 17-26. Münster

Fledermäuse

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2020) Bestimmung von Fledermausrufen und Kriterien für die Wertung von akustischen Artnachweisen, Teil 1. 86 p. Zugriff am 19.08.2024. <https://www.lfu.bayern.de/natur/fledermausschutz/lautaufzeichnungen/index.htm>
- Beilke E A, O’Keefe J M (2023) Bats reduce insect density and defoliation in temperate forests – An exclusion experiment. *Ecology* 104(2) e3903 (1-12). <https://doi.org/10.1002/ecy.3903>
- Bütler R, Lachat T, Larrieut L, Paillet Y (2013) Habitatbäume – Schlüsselkomponenten der Waldbiodiversität. In Kraus D, Krumm F. (Hrsg.) (2013) *Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern*. European Forest Institute, p 84-94
- Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017) *Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring*. Teil I Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere). Stand Oktober 2017. BfN-Skripten, 480
- Dietz M (2007) *Ergebnisse fledermauskundlicher Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten*. Naturwaldreservate in Hessen, 10, 70 p

- Dietz M, Krannich E (2019) Die Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) – Eine Leitart für den Waldnaturschutz. Handbuch für die Praxis. Hrsg. Naturpark Rhein-Taunus
- Dietz M, Krannich E (2024) Handbuch Fledermausmonitoring auf Flächen des Nationalen Naturerbes und anderen Naturschutzflächen. 51 p, Zugriff am 15.08.2024. <https://www.naturschutzflaechen.de/nne-monitoring/fledermausmonitoring>
- Dietz M, Morkel C, Wild O, Petermann R (2020) Waldfledermausschutz in Deutschland. Sichern FFH-Gebiete und Alt- und Totholzkonzepte den Erhaltungszustand geschützter Fledermausarten? *Natur und Landschaft* 95(4):162-171
- Gustafsson L, Bauhus J, Asbeck T, Augustynczyk A L D, Basile M, Frey J, Gutzat F, Hanewinkel M, Helbach J, Jonker M, Knuff A, Messier C, Penner J, Pyttel P, Reif A, Storch F, Winiger N, Winkel G, Yousefpour R, Storch I (2019) Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>
- Kraus D, Krumm F (Hrsg.) (2013) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. In *Focus – Managing Forests in Europe*. European Forest Institute, Joensuu
- Larrieu L, Cabanettes A, Delarue A (2012) Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131:773-786
- Russo D, Salinas-Ramos V B, Cistrone L, Smeraldo S, Bosso L, Ancillotto L (2021) Do We Need to Use Bats as Bioindicators? *Biology* 10(8):693. <https://doi.org/10.3390/biology10080693>
- 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/10.1016/j.foreco.2021.119547>

Insekten

- Kowalski E, Goßner M, Türke M, Lange M, Veddeler D, Hessenmöller D, Schulze E D, Weisser W (2011) "The use of forest inventory data for placing flight-interception traps in the forest canopy." *Entomologia Experimentalis et Applicata* 140(1):35-44
- Leidinger J, Seibold S, Weisser W, Lange M, Schall P, Türke M, Goßner M M (2019). "Effects of forest management on herbivorous insects in temperate Europe." *Forest Ecology and Management* 437:232-245
- Seibold S, Gossner M M, Simons N K, Blüthgen N, Müller J, Ambarlı D, Ammer C, Bauhus J, Fischer M, Habel J C, Linsenmair K E, Naus T, Penone C, Prati D, Schall P, Schulze E-D, Vogt J, Wöllauer S, Weisser W (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574:671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

Bodenorganismen

- Bardgett R D, van der Putten W H (2014) Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515(7.528):505-511
- Dunger W, Fiedler H J (1997) *Methoden der Bodenbiologie*. 2nd ed, Gustav Fischer Verlag, Jena, 539 p
- Eisenhauer N et al. (2024) Bodenbiodiversität. In Wirth C, Bruehlheide H, Farwig N, Marx J M, Settele J (Hrsg.) (2024) *Faktencheck Artenvielfalt Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland*. Oekom Verlag, München. <https://doi.org/10.14512/9783987263361>
- Guerra C A, Eisenhauer N, Tebbe C, Xylander W E R, Albert C, Babin D, Bartkowski B, Burkhard B, Filser J, Haase D, Hohberg K, Kleemann J, Kolb S, Lachmann C, Rillig M C, Römbke J, Ruess L, Scheu S, Scheunemann N, Steinhoff-Knopp M, Wellbrock N, Ristok C (2024) Foundations for a national assessment of soil biodiversity. *J Sustain Agric Environ*. 2024; 3 e12116
- Klein-Raufhake T, Hölzel N, Schaper J, Hortmann A, Elmer M, Fornfeist M, Linnemann B, Meyer M, Rentemeister K, Santora L, Wöllecke J, Hamer U (2024) Severity of topsoil compaction controls the impact of skid trails on soil ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 61:1817-1828

- Klein-Raufhake T, Hölzel N, Schaper J, Elmer M, Fornfeist M, Linnemann B, Meyer M, Neuenkamp L, Rentemeister K, Santora L, Wöllecke J, Hamer U (2025) Disentangling the Impact of Forest Management Intensity Components on Soil Biological Processes. *Global Change Biology* 31e70018
- La France M (2002) Zu den Auswirkungen experimenteller Waldneugründungs- und Waldumbaumaßnahmen auf die saprophage Invertebratenfauna an extrem immissionsgeschädigten des Osterzgebirges (Sachsen). PhD Thesis, TU Dresden, 197 p
- NMZB (Nationales Monitoringzentrum zur Biodiversität) (2024) Konzept 1.0 für ein bundesweites Bodenbiodiversitätsmonitoring. Erste Ausführung mit Empfehlungen für das Monitoringmodul „Bundesweite Basiserhebung der Bodenbiodiversität“, Stand 12/24 (unveröffentlichter Entwurf)
- Pollierer M, Klarner B, Ott D, Digel C, Ehnes R B, Eitzinger B, Erdmann G, Brose U, Maraun M, Scheu S (2021) Diversity and functional structure of soil animal communities suggest soil animal food webs to be buffered against changes in forest land use. *Oecologia* 196:195-209
- Russell D J, Tebbe C, Ashwood F, Scheunemann N, Hohberg K (2024) Beeindruckende Vielfalt des Bodenlebens. *Natur und Landschaft* 99(9/10):426-435
- Wagg C, Bender S F, Widmer F, van der Heijden M G A (2014) Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *P Natl Acad Sci USA* 111:5266-5270

Monitoring der innerartlichen Variation (Genetik)

- Andersson A, Karlsson S, Ryman N, Laikre L (2022) Monitoring genetic diversity with new indicators applied to an alpine freshwater top predator. *Molecular Ecology* 31:6422-6439
- Aravanopoulos F A (2016) Conservation and monitoring of tree genetic resources in temperate forests. *Current Forestry Reports* 2119-129
- Bi K, Linderoth T, Singhal S, Vanderpool D, Patton J L, Nielsen R, Moritz C, Good J M (2019) Temporal genomic contrasts reveal rapid evolutionary responses in an alpine mammal during recent climate change. *Plos Genetics* 1522
- Degen B, Yanbaev Y, Ianbaev R, Blanc-Jolivet C, Mader M, Bakhtina S (2022) Large-scale genetic structure of *Quercus robur* in its eastern distribution range enables assignment of unknown seed sources. *Forestry* 95:131-147
- Degen B, Yanbaev Y, Mader M, Ianbaev R, Bakhtina S, Schroeder H, Blanc-Jolivet C (2021) Impact of gene flow and introgression on the range wide genetic structure of *Quercus robur* (L.) in Europe. *Forests* 1217
- Dillon D K, Nolan M F, Matter P, Gapare W J, Bragg J G, Southerton S G (2013) Signatures of adaptation and genetic structure among the mainland populations of *Pinus radiata* (D. Don) inferred from SNP loci. *Tree Genetics, Genomes* 9:1447-1463
- Fischer M C, Pärli R, Gugerli F, Holderegger R, Lieberherr E, Widmer A (2020) Machbarkeitsstudie zur Untersuchung des Zustands und der Veränderung der genetischen Vielfalt Vernetzung, Inzucht und Anpassungsfähigkeit. ETH Zurich
- Fountain T, Nieminen M, Siren J, Wong S C, Hanski I (2016) Predictable allele frequency changes due to habitat fragmentation in the Glanville fritillary butterfly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113:2678-2683
- Frankham R, Bradshaw J C A, Brook B W (2014) Genetics in conservation management Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170:56-63
- Gurgel C F D, Camacho O, Minne A J P, Wernberg T, Coleman M A (2020) Marine Heatwave Drives Cryptic Loss of Genetic Diversity in Underwater Forests. *Current Biology* 301199
- Hoban S, Archer F I, Bertola L D, Bragg J G, Breed M F, Bruford M W, Coleman M A, Ekblom R, Funk W C, Grueber C E, Hand B K, Jaffe R, Jensen E, Johnson J S, Kershaw F, Liggins L, MacDonald A J, Mergeay J, Miller J M, Muller-Karger F, O'Brien D, Paz-Vinas I, Potter K M, Razgour O, Vernesi C, Hunter M E (2022) Global genetic diversity status and trends towards a suite of Essential Biodiversity Variables (EBVs) for genetic composition. *Biological Reviews* 97:1511-1538
- Hvilsom C, Segelbacher G, Ekblom R, Fischer M C, Laikre L, Leus K, O'Brien D, Shaw R, Sork V (2022) Selecting species and populations for monitoring of genetic diversity. IUCN Publication

- Konner M, Maurer W, Degen B, Kätzel R (2011) Genetic monitoring in forests – early warning and controlling system for ecosystemic changes. *Iforest-Biogeosciences and Forestry* 4:77-81
- Leigh D M, Hendry A P, Vazquez-Dominguez E, Friesen V L (2019) Estimated six per cent loss of genetic variation in wild populations since the industrial revolution. *Evolutionary Applications* 12:1505-1512
- Mueller N A, Gessner C, Mader M, Blanc-Jolivet C, Fladung, Degen B (2023) Genomic variation of a keystone forest tree species reveals patterns of local adaptation and future maladaptation. *bioRxiv* doi.org/10.1101/2023.1105.1111.540382
- Narum S R, Hess J E (2011) Comparison of F-ST outlier tests for SNP loci under selection. *Molecular Ecology Resources* 11:184-194
- Nazareno A G, Bemmels J B, Dick C W, Lohmann L G (2017) Minimum sample sizes for population genomics an empirical study from an Amazonian plant species. *Molecular Ecology Resources* 17:1136-1147
- O'Brien D, Laikre L, Hoban S, Bruford M W, Ekblom R, Fischer M C, Hall J, Hvilsom C, Hollingsworth P M, Kershaw F, Mittan C S, Mukassabi T A, Ogden R, Segelbacher G, Shaw R E, Vernesi C, MacDonald A J (2022) Bringing together approaches to reporting on within species genetic diversity. *Journal of Applied Ecology* 59:2227-2233
- Parli R, Lieberherr E, Holderegger R, Gugerli F, Widmer A, Fischer M C (2021) Developing a monitoring program of genetic diversity what do stakeholders say? *Conservation Genetics* 22:673-684
- Pearman P B, Broennimann O, Albayrak T, Alves P C, Bertola L D, Biedrzycka A, Buzan E, Cubric-Curik V, Fedorca A, Neophytou C, Godoy J (2023) Conserving genetic diversity during climate change Niche marginality and discrepant monitoring capacity in Europe. *bioRxiv*2023.2003. 2024.533448
- Posledovich D, Ekblom R, Laikre L (2021) Mapping and monitoring genetic diversity in Sweden. The Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm
- Sang Y P, Long Z Q, Dan X M, Feng J, Shi T, Jia C F, Zhang X, Lai Q, Yang G L, Zhang H Y, Xu X T, Liu H, Jiang Y Z, Ingvarsson P K, Liu J Q, Mao K S, Wang J (2022) Genomic insights into local adaptation and future climate-induced vulnerability of a keystone forest tree in East Asia. *Nature Communications* 13:14
- Savolainen O, Pyhajarvi T, Knurr T (2007) Gene flow and local adaptation in trees. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38:595-619
- van der Valk T, Diez-del-Molino D, Marques-Bonet T, Guschanski K, Dalen L (2019) Historical genomes reveal the genomic consequences of recent population decline in Eastern gorillas. *Current Biology* 29:165

Management-Intensität

- Barbati A, Marchetti M, Chirici G, Corona P (2014) European Forest Types and Forest Europe SFM indicators Tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management* 321:145-157
- Bujoczek L, Szewczyk J, Bujoczek M (2018) Deadwood volume in strictly protected, natural, and primeval forests in Poland. *European Journal of Forest Research* 137:401-418.
- Geiger R (2013) *Das Klima der bodennahen Luftschicht. Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie.* Wiesbaden Springer Vieweg. 646 p
- Hobi M L, Commarmot B, Bugmann H (2015) Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science* 26:323-336.
- 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
- Lutz J A, Furniss T J, Johnson D J, Davies S J, Allen D, Alonso A, Anderson-Teixeira K J, Andrade A, Baltzer J, Becker K M L et al. (2018) Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography* 27:849-864
- Meyer P, Ammer C (2022) *Forest Management.* In Wohlgemuth T, Jentsch A, Seidl R (Hrsg.) *Disturbance Ecology.* Springer, Cham, Switzerland. p 315-346
- Moning C, Müller J (2009) Critical Forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9:922-932
- Müller-Using S, Bartsch N (2009) Decay dynamic of course and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128:287-296

- 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* 129:81-992
- Müller J, Jarzabek-Müller A, Bussler H, Goßner M (2014) Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation* 17:154-162
- Nagel R, Meyer P, Blaschke M, Feldmann E (2023) Strict Forest protection A meaningful contribution to Climate-Smart Forestry? An evaluation of temporal trends in the carbon balance of unmanaged forests in Germany. *Frontiers in Forests and Global Change* 6, 1099558
- Petermann J S, Rohland A, Sichardt N, Lade P, Guidetti B, Weisser W, Goßner M (2016) Forest management intensity affects aquatic communities in artificial tree holes. *PLoS ONE*, 11, e0155549
- Pollierer M, Klarner B, Ott D, Digel C, Ehnes R B, Eitzinger B, Erdmann G, Brose U, Maraun M, Scheu S (2021) Diversity and functional structure of soil animal communities suggest soil animal food webs to be buffered against changes in forest land use. *Oecologia* 196:195-209.
- Riedel T, Hennig P, Polley H, Schwitzgebel F (2020) Aufnahmeanweisung für die vierte Bundeswaldinventur (BWI 2022) (2021–2022) 1. Auflage, November 2020 (Version 1.11). Bonn: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 119 p
- Schäfer D, Prati D, Schall P, Ammer C, Fischer M (2019) Exclusion of large herbivores affects understorey shrub vegetation more than herb vegetation across 147 forest sites in three German regions. *PLoS ONE*, 14:1-16
- Schall P, Ammer C (2013) How to quantify forest management intensity in Central European forests. *European Journal of Forest Research* 132:379-396
- Siitonen J (2001) Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49:11-41
- Staab M, Blüthgen N, Wehner K, Schall P, Ammer C (2025) Advancing the quantification of land-use intensity in forests the ForMIX index combining tree species composition, tree removal, deadwood availability, and stand maturity. Submitted to *European Journal of Forest Research*
- Stark H, Gärtner S, Suck R, Reif A (2021) Bewertung der Naturnähe der Baumartenzusammensetzung von Wäldern in Deutschland – Grenzen und Potentiale. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 20:21-36
- Staupendahl K, Zucchini W (2011) Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182:129-145
- Vandekerckhove K, Vanhellemont M, Vrška T, Meyer P, Tabaku V, Thomaes A, Leyman A, De Keersmaeker L, Verheyen K (2018) Very large trees in a lowland old-growth beech (*Fagus sylvatica* L.) forest Density, size, growth and spatial patterns in comparison to reference sites in Europe. *Forest Ecology and Management* 417:1-17

Anhang

A1 Management-Intensität

Bestimmungsmethode

Zur Quantifizierung der Bewirtschaftungsintensität von Wäldern haben Schall und Ammer (2013) den **Silvicultural Management Intensity (SMI) – Index** vorgeschlagen. Er besteht aus zwei Komponenten und geht davon aus, dass die Hauptunterschiede der Bewirtschaftungsintensität in der jeweils gewählten Baumart (deren Pflege und Erhaltung unterschiedlich aufwendig ist) und in der Bestandesbehandlung begründet liegen. Die erste Komponente des Index (SMI_r) beschreibt dabei das Risiko einen von einer bestimmten Baumart gebildeten oder dominierten Bestand, zum Beispiel aufgrund von Störungen, vor dem Erreichen eines Referenzalters (z. B. 180 Jahre) zu verlieren. Die Idee dabei ist, dass vorzeitige Bestandesverluste grundsätzlich mit einem erhöhten Aufwand (Bestandesbegründung und Jungbestandspflege) verbunden sind und dass die Wahrscheinlichkeit solcher ungeplanten Ereignisse mit der Baumart zusammenhängt und mit dem Bestandesalter steigt. Für die Berechnung des SMI_r wird eine Überlebensfunktion genutzt ($S(t) = \exp(-(t/\beta)\alpha)$, wobei t für das Bestandesalter (Jahre) steht und α und β die Koeffizienten der Überlebensfunktionen der jeweiligen Baumarten darstellen). Bei einem Referenzalter von 180 Jahren berechnet sich der SMI_r aus $1 - S(180)/S(t_0)$, wobei t_0 für das aktuelle Bestandesalter steht. Die Koeffizienten wurden mit Hilfe der Waldzustandserhebung in Rheinland-Pfalz für einige Hauptbaumarten (Eiche, Buche, Kiefer, Fichte, Douglasie) berechnet (Staupendahl und Zucchini 2011). Die zweite Komponente des SMI betrifft die Bestandesdichte (SMI_d) und berechnet sich aus dem Verhältnis der Bestandesgrundfläche zum natürlichen Bestockungsgrad im Alter des betreffenden Bestandes. Dahinter verbirgt sich die Annahme, dass eine Abweichung der von einer Baumart zu einem bestimmten Alter erreichbaren standortsbezogenen maximalen Bestockungsdichte auf Entnahmen und damit Eingriffe in der Vergangenheit zurückgeht. Im Ergebnis quantifiziert der SMI_d die relative Abweichung der Grundfläche von der maximalen natürlichen Grundfläche im jeweiligen Bestandesalter. Zur Festsetzung der theoretischen maximalen natürlichen Grundfläche werden die forstlichen Ertragstafeln verwendet.

Der von Kahl und Bauhus (2014) entwickelte **ForMI (Forest Management Intensity Index)** berechnet sich als Summe aus drei Komponenten: dem Anteil des geernteten Holzvolumens (I_{harv}), dem Anteil der am Standort nicht-natürlichen Baumarten am stehenden, toten und geernteten Holzvolumen (I_{nat}) und dem Anteil des Totholzes mit Sägespuren (I_{dwc}). Anstelle des Holzvolumens kann auch die Grundfläche verwendet werden. Jede der drei Komponenten kann einen Wert zwischen 0 (kein Anzeichen von Bewirtschaftung) und 1 (intensive Bewirtschaftung) annehmen. Alle Komponenten werden gleich gewichtet. Das geerntete Holzvolumen wird anhand der vorhandenen Stubben geschätzt. Dies hat den Vorteil, dass der Index auch in Gebieten angewendet werden kann, wo keine betrieblichen Daten vorliegen oder diese nicht bestandesscharf erfasst werden. Kahl und Bauhus (2014) gehen davon aus, dass der Index die historische Bewirtschaftung des Bestandes innerhalb der letzten 30-40 Jahren widerspiegelt. Der Zeitraum für den eine Aussage gemacht werden kann ist allerdings von der Zersetzungsrates des Totholzes und damit vom Standort, dem Durchmesser der toten Bäume und der Baumart abhängig. Da weder das Bestandesalter noch das absolute Bestandesvolumen in den Index einbezogen werden, beschreibt der ForMI weder die 'oldgrowthness' noch die Struktur eines Bestandes.

Zahlreiche Studien fanden eine starke Korrelation zwischen dem SMI und dem ForMI, was angesichts der völlig unterschiedlichen Herangehensweise ein Indiz dafür ist, dass beide Indizes insbesondere für die Abbildung der Intensität der Waldnutzung entlang eines Bewirtschaftungsgradienten der Waldbewirtschaftung eignen. Im Rahmen der Biodiversitätsexploratorien werden beide Indizes regelmäßig verwendet um Effekte der Intensität der Waldbewirtschaftung auf Diversität unterschiedlicher taxonomischer Gruppen

abzuschätzen (z. B. Petermann et al., 2016; Pollierer et al., 2021; Schäfer et al., 2019). Pollierer et al. (2021) schätzten den ForMI als einfacher zu quantifizieren ein, allerdings erfordert seine Berechnung aufwendige Erhebungen im Feld, während der SMI aufgrund von einfachen Durchmesser messungen Beispiel jährlich berechnet werden kann.

Das von Staab et al. (2025) vorgeschlagene und im Zuge von NABioWald präferierte **Maß zur Bestimmung der Bewirtschaftungsintensität von Wäldern (ForMIX)** geht von der Überlegung aus, dass jedes quantitative Maß für die Landnutzung in Wäldern biologisch aussagekräftig, über Waldtypen hinweg vergleichbar, aus Inventurdaten ableitbar sowie leicht verständlich und interpretierbar sein sollte. Vor allem hinsichtlich der zuletzt genannten Kriterien, haben SMI und ForMI sicherlich Schwächen. Vor diesem Hintergrund verbindet der ForMIX die Komponenten (1) Baumartenzusammensetzung, (2) Baumentnahme, (3) Totholzverfügbarkeit und (4) Bestandsreife. Alle vier Komponenten werden als Abweichung von den Erwartungen zu einem als natürlich angesehenen Referenzzustand beschrieben. Die Komponenten werden auf einer Skala zwischen 0 (keine Nutzung) und 1 (theoretische maximale Nutzung) dargestellt und können zu einem neuen Index addiert werden. Da die Komponenten nur schwach miteinander korrelieren, erfassen sie unabhängig voneinander unterschiedliche Aspekte der forstlichen Nutzung. Der neue Index lässt sich leicht aus Standard-Bestandsdaten berechnen und ist über Waldtypen hinweg vergleichbar. Im Einzelnen berechnet er sich wie folgt:

Komponente 1: Baumartenzusammensetzung (*composition, Comp*)

Unterstellt ist hier, dass Baumarten, die nicht der für eine Region natürlich vorkommenden Baumartenpalette angehören, die Zusammensetzung der Konsumenten und damit viele Ökosystemprozesse beeinflussen. Berechnet wird der Anteil der Grundfläche der nicht natürlich (und zuvor für eine Region zu definierenden) vorkommenden Baumarten ($G_{\text{non-nat}}$) an der Gesamtgrundfläche (G_{total}) eines Bestandes ($\text{Comp} = G_{\text{non-nat}} / G_{\text{total}}$). In den meisten mitteleuropäischen Wäldern ist die Artenidentität der Bäume ein direktes Ergebnis der früheren Waldbewirtschaftung (Stark et al. 2021). Daher beschreibt diese Komponente, wie stark die Baumartenzusammensetzung verändert wurde. Welche Baumarten an einem bestimmten Standort potenziell und unter Berücksichtigung aller denkbaren Sukzessionsstadien natürlich vorkommen können, hängt unter anderem von Klima, Höhenlage und Boden ab. Je nach Gewichtung dieser Faktoren sind unterschiedliche, sich daraus ableitende Referenzsysteme möglich (vgl. z. B. Barbati et al. 2014, Stark et al. 2019, 2021). Im vorliegenden Fall ergibt sich die Referenz in Anhalt an die bei der Bundeswaldinventur getroffene Klassifikation. Sie definiert die Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten der natürlichen Waldgesellschaften für die Höhenzonen, in den Wuchsbezirken, Wuchsgebieten und Bundesländern. (Riedel et al. 2020). Alle darüber hinaus vorkommenden Baumartengelten als nicht natürlich. Für den Fall, dass Nadelbaumarten als untergeordnet klassifiziert sind, aber mehr als 1/3 der Grundfläche ausmachen, werden sie ebenfalls als nicht natürlich angesehen, da ihr über das natürliche Maß weithinausgehende Anteil eine eindeutige Folge der Bewirtschaftung ist und sie sich phylogenetisch von der an sich dominierenden Vegetation stark unterscheiden.

Komponente 2: Holzentnahme (*tree removal, TR*)

Die Entnahme von Bäumen aus einem Wald, durch Eingriffe zur Holzernte, ist der Hauptunterschied zwischen der Waldbewirtschaftung und natürlichen Störungen (Meyer und Ammer 2022). Sobald ein Baum aus einem Bestand entnommen wurde, gehen die von diesem Baum bereitgestellten Ressourcen- und Lebensraumstrukturen verloren und es kommt zu kleinräumigen Veränderungen des Mikroklimas (Geiger 2013). Im Laufe der Zeit wachsen die Ressourcen nach, die Störungen nehmen ab und das Kronendach schließt sich, wodurch die Auswirkungen der Baumentfernung abnehmen. Berechnet wird der Anteil der entnommenen Holzboden-Grundfläche (G_{ent}) an der Gesamtgrundfläche G_{total} ($\text{TR} = G_{\text{ent}} / (G_{\text{ent}} + G_{\text{total}})$). G_{ent} wird ermittelt durch die Erfassung der Durchmesser von Baumstümpfen, reduziert abzüglich eines Zentimeters, um der Abholzigkeit Rechnung zu tragen., die sich durch die Differenz der Messhöhen (Durchmesser des Stumpfes

für G_{ent} in ca. 0,3 m Höhe und Durchmesser der Bäume in 1,3 m Höhe für G_{total}), wobei nur die weniger zersetzten und gut messbaren Stümpfe (Zerfallsklassen 1–3 im Sinne von Müller-Using und Bartsch 2009; Siitonen 2001) berücksichtigt werden, da die Wirkung der Störung durch Kronenschluss und/oder die Entwicklung der Verjüngung nachlässt). Alternativ kann bei wiederholten Bestandesaufnahmen die tatsächlich genutzte Holzentnahme zur Bestimmung von G_{ent} herangezogen werden.

Komponente 3: Totholzverfügbarkeit (*deadwood availability, DWA*).

Totholz ist eine wichtige Ressource in Wäldern, von der sehr viele Waldarten als Nahrung und Lebensraum angewiesen sind. Außerdem speichert Totholz Feuchtigkeit und ist von zentraler Bedeutung für den Kohlenstoffkreislauf in Wäldern, indem Kohlenstoff im Wald bis zu einem Sättigungsgrad verbleibt, um dann abgebaut zu werden⁴. Ein Nettoergebnis der Forstwirtschaft ist eine geringere Verfügbarkeit von Totholz als in unbewirtschafteten alten Wäldern (Müller und Bütler 2010). Berechnet wird die Verfügbarkeit von Totholz als Abweichung des Totholzvolumens (DWV) vom erwarteten Totholzvolumen in nicht genutzten Wäldern (DWV_{nat}), $DWA = 1 - DWV / DWV_{nat}$. Für mitteleuropäische Wälder wird als Referenzwert ein Totholzvolumen von $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ vorgeschlagen. Dieser Wert stellt die untere Grenze der für langfristig naturbelassene mitteleuropäische Wälder typischen Totholzmenge dar (vgl. Hobi et al. 2015, Bujoczek et al. 2018, Nagel et al. 2023) dar. Wenn ein Waldbestand mehr Totholz pro Fläche aufweist als der Referenzwert, ergibt die Berechnung einen negativen Wert, der auf 0 (optimaler Wert) gesetzt wird.

Komponente 4: Bestandesreife (*Stand maturity, STM*)

Bei den meisten Baumarten sind Bäume mit einem großen Durchmesser kommerziell wertvoller und werden in der Regel geerntet, bevor sie ihre maximale natürliche Dimension und damit einen hohen ökologischen Wert erreicht haben. Daher ist ein Mangel an dicken und alten Bäumen in der Regel ein Merkmal der Nutzung von Wäldern. Durchmesserstarke Bäume sind für viele walddassoziierte Arten allerdings wichtig. Sie bieten Ressourcen und (Mikro-)Lebensräume, die dünnere Bäume nicht zur Verfügung stellen (Müller et al. 2014). Wälder, in denen sich durchmesserstarke Bäume finden weisen oft eine höhere Artenvielfalt auf (z. B. Lutz et al. 2018; Moning und Müller 2009). Die Bestandesreife wird berechnet als Abweichung des durchschnittlichen Brusthöhendurchmessers der 20 dicksten Bäume pro ha ($\bar{x}DBH_{max\ 20}$) im Verhältnis zum Referenzwert des durchschnittlichen Durchmessers der 20 dicksten Bäume pro ha, der in einem ungenutzten Wald zu erwarten wäre ($DBH_{max\ 20\ nat}$); $STM = 1 - \bar{x}DBH_{max\ 20} / DBH_{max\ 20\ nat}$. Die 20 dicksten Bäume in nicht bewirtschafteten mitteleuropäischen Laubwäldern haben auf den meisten Standorten einen mittleren Durchmesser von etwa 80 cm (vgl. z. B. Hobi et al. 2015; Vandekerckhove et al. 2018). Für hemiboreale und subalpine Wälder liegt der Referenzwert, von Sonderstandorten wie Moorwäldern abgesehen, bei 40 cm.

Zur Berechnung des Gesamtindex werden die vier Komponenten, die jeweils zwischen 0 (keine Nutzung) und 1 (theoretische maximale Nutzung) skalieren addiert ($ForMIX = Comp + TR + DWA + STM$). Der Wert kann dann mit Biodiversitätsdaten korreliert werden. Möglich sind aber auch Analysen unter Verwendung nur einzelner Komponenten.

⁴ Alternativ könnte Kohlenstoff in langfristige Holzprodukte, wie Baumholz oder Möbel gebunden werden, aber davon haben holzbewohnende Arten nichts.

A2 Pflanzenschutzmittel

Pilotstudie

Für das Pilotmonitoring wird davon ausgegangen, dass Proben der terrestrischen Biodiversität genommen werden (z. B. Bodenorganismen, Insekten). An entsprechenden ausgewählten Probestellen sollten dann auch die Pestizidbelastung erfasst werden. Je nach Anzahl Standorte, die im nationalen Biodiversitätsmonitoring für andere Einflussgrößen angestrebt werden, sollte die Probestellenauswahl sowohl 1) Transekte in Waldgebieten, die an Sonderkulturen (z. B. Weinbau und Obstbau, weil diese im nationalen Kleingewässermonitoring durch die höchsten Belastungen auffielen) grenzen, umfassen als auch 2) unterschiedliche Landwirtschaftstypen abbilden (z. B. Kartoffeln, Mais, Weizen, Sonderkulturen wie Wein und Obst). Für aussagekräftige Ergebnisse sollten mindestens acht Transekte gezogen werden, die eine Form von „Worst case scenario“ darstellen. Jeder Transekt sollte folgende Distanzen vom Feldrand als Probestelle einbeziehen: 0 m, 100 m, 300 m, 1 km, 3 km, 5 km. Dadurch ergäben sich 48 Probestellen (8 Transekte mit 6 Distanzen). Zusätzlich sollten rund sechs Stellen pro Landwirtschaftstyp einbezogen werden für eine eher repräsentative Beurteilung der Belastungssituation unterschiedlicher Landwirtschaftstypen. Die Probestellen bei den verschiedenen Landwirtschaftstypen sollten ungefähr 100 bis 300 m von den Landwirtschaftstypen entfernt werden. Dies ergäbe bei fünf Typen 30 Probestellen. Falls das Monitoring der Organismen ein völlig anderes Design hat, wäre auch zunächst eine primär expositionsseitige Beprobung denkbar, um in einem späteren Schritt ggf. zusätzlich Biota zu erheben für Situationen, in denen eine hohe Belastung erwartet wird.

Probenahme

Die Probenahme sollten Wasser- und Bodenproben umfassen sowie Proben der terrestrischen Biodiversität. Letztere sind deutlich aufwendiger aufzuarbeiten und sollten zunächst als Rückstellproben tiefgefroren gelagert werden. Eine Extraktion wäre vor allem in dem Fall sinnvoll, dass erhöhte Schadstoffgehalte in bestimmten Probestellen gefunden werden. Wasserproben könnten über einfache Trichtersysteme genommen werden, die nach starken Regenereignissen geleert und bis zur chemischen Analytik ebenfalls eingefroren werden müssten. Bodenproben integrieren Schadstoffeinträge über längere Zeiträume und liefern direkte Informationen zur Belastungssituation und sollten bei den Habitaten der beprobten Organismen genommen werden. Die Bodenproben sollten dann getrocknet und gesiebt werden, um die Fraktion > 2 mm abzutrennen. Die Extraktion der Bodenproben könnte über eine ASE (Accelerated Solvent Extraction) erfolgen, wobei hier noch Methodenentwicklung notwendig wäre, um die Wiederfindungsraten zu optimieren. Der Aufwand könnte hierbei reduziert werden, wenn zunächst über Wasserproben (oder auch Luftproben) eine Charakterisierung des Substanzspektrums erfolgt.

Substanzauswahl

Die Wahl der Substanzen für die Analytik sollte anhand der folgenden Kriterien erfolgen:

- - ökotoxikologische Relevanz
- - Anwendungsmenge
- - Funde während bisheriger Monitoringprogramme

Bei modernen Großgeräten kann die massenspektrometrische Erfassung im Full Scan erfolgen. D.h. auch später könnte noch gezielt nach Substanzen im Spektrogramm gesucht werden. Denkbar wäre hier auch, dass zunächst bestimmte Markersubstanzen ausgewählt werden (große Anwendungsmenge, erwartbare Transportprozesse) und zunächst nach diesen zu screenen und dann Proben mit entsprechenden Funden weiter zu analysieren.

Analytik

Für die moderne Analytik einer breiten Anzahl von Pestiziden ist heutzutage die Hochleistungs-Flüssigkeitschromatografie mit massenspektrometrischer Kopplung die Standardmethode. Auch wenn einzelne Substanzen damit nicht direkt erfasst werden können und nach wie vor gaschromatografischer Methoden bedürfen (z. B. Pyrethroide, die auch im Wald zur Anwendung kommen), wäre sie die Methode der Wahl.

Erhebungsfläche

Für die Pilotstudie ist eine Gesamtzahl von 78 Probestellen vorgesehen: 8 Transekte mit jeweils 6 Probestellen (insgesamt 48) in Wäldern die an intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen grenzen und 30 Probestellen in verschiedenen Landwirtschaftstypen zur repräsentativen Beurteilung der Belastungssituation (bei fünf Landwirtschaftstypen x 6 Probestellen).

Aufwandkalkulation, Kosten

Die Kosten für die Pilotstudie können unterteilt werden in die Probenahme, Probenlagerung und chemische Analytik.

Bei der Probenahme entstehen Kosten für:

- Personalkosten für Probenahme und Fahren zur Messstelle. Diese könnten bei der Kopplung mit biologischem Monitoring stark reduziert werden.
- Wahl der Probestellen, Probenahmemethode, die sowohl vom Substanzspektrum als auch den Zielen des Monitorings abhängt. Hier wäre eine vorbereitende Planung sinnvoll um robuste Ergebnisse zu produzieren. Umfang: ~3 Personenmonate von qualifiziertem Personal

Bei der Probenlagerung entstehen Kosten für:

- Kühlkapazität der Proben sowie Gewährleistung der Kühlkette nach der Probenahme. Die benötigte Kapazität hängt von der Art der Proben ab. Bodenproben könnten gefriergetrocknet und gesiebt werden, wodurch sich die Lagerkapazität deutlich reduziert. Wasserproben sollten in Flaschen gelagert werden, was typischerweise mehr Platzbedarf mit sich bringt. Aufbereitete Bodenextrakte benötigen ein für die Lagerung von Lösungsmitteln zugelassenes Gefriergerät. Je nach Umfang der Proben, entstehen geschätzte Kosten für die Lagerung im Umfang von 5-10,000 €. Im Fall von Bodenproben fallen für die Gefriertrocknung und Siebung je nach Probenzahl von rund 1-2 Personenmonaten an Arbeit an. Diese Arbeiten könnten auch durch wissenschaftliche Hilfskräfte erledigt werden.

Bei der chemischen Analytik entstehen Kosten für:

- Potenzielle Kosten für die Methodenentwicklung (siehe oben), zumindest bei Bodenproben und organismischen Proben. Eine seriöse Abschätzung ist erst auf Basis von Literaturarbeit möglich.
- Bei Anwendung von etablierten Methoden für die chemische Analytik von Wasserproben (oder Luftproben) hängt es stark von der Anzahl der Substanzen ab. Da in Deutschland bis zu 300 Pestizide zugelassen sind, wäre hier eine fundierte Vorauswahl notwendig oder eine Methodenentwicklung nötig, welche die Analytik eines so breiten Spektrums erfasst. Alternativ könnten z. B. die 20 Substanzen mit der höchsten Anwendungsmenge, bzw. der höchsten ökotoxikologischen Relevanz bestimmt werden, die sich mittels High-Resolution LC-MS ohne weitere Probenvorbereitung nachweisen lassen.
- Es entstehen Kosten für die Beschaffung von Standards inklusive interner Standards (rund 100 € pro Substanz, möglicherweise schon vorhanden), Messung der Probe im Gerät und Auswertung der Messung. Bei Letzteren muss bei externer Auftragsvergabe mit Kosten von rund 150 € pro Probe gerechnet werden. Über akademische Kooperationsprojekte könnten diese Kosten stark reduziert werden.

A3 Gefäßpflanzen

Durchführung der Vegetationsaufnahme

Insbesondere eine Vernetzung mit Erhebungen zu epigäischen Moosen und Flechten, welche oft zusammen mit Gefäßpflanzen erhoben werden, bedarf einer engen Absprache.

Zunächst werden die Probekreisbezeichnung, die Namen der Bearbeiter*innen des Aufnahmeteams und das Aufnahmedatum mit Tag, Monat, Jahr für jeden Aufnahmetermin eingetragen.

- Flächenform
- Koordinaten (Messtischblatt/Quadrant; Naturraum; Politische Einheit: Gemeinde, Landkreis)
- Höhe ü. NHN (m)
- Exposition (Grad) gemessen mit Kompass
- Inklination (Grad) gemessen mit Neigungsmesser
- Geländeform

In einem Bemerkungsfeld werden Abweichungen vom Standard-Aufnahmeverfahren vermerkt, ebenso Besonderheiten, wie Störungen aller Art, Seitenlicht, alte Erdwege, ausgeprägte Wildwechsel, Spurrinnen von Rückefahrzeugen, Erosionsrinnen, größere Totholzmassen, Steine, Tierfraß (inkl. Verbiss), Lage innerhalb eines Zauns, umgebende Vegetation und aus Naturschutzsicht vorliegende Beeinträchtigungen (ggf. erkennbare Ursachen) usw. An dieser Stelle erfolgen auch Hinweise zu kritischen/unsicheren Artangaben oder vegetativ schlecht zu unterscheidenden Arten, die in der Datenbank nur auf Gattungsebene eingegeben werden können.

Im Formblatt werden die Deckungsgrade der Vegetationsschichten angegeben. Dazu sollte die grafische Schätzhilfe von Gehlker (Dierschke 1994) herangezogen werden. Der Deckungsgrad ist der prozentuale Anteil der Teilflächen, die bei senkrechter Projektion aller oberirdischen, lebenden Pflanzenteile eines Taxons auf dem Boden abgebildet werden (Dierschke 1994). Neben der Deckung der Kraut- und Mooschicht werden auch die Deckung des freien Mineralbodens („Offener Boden“) bzw. der Streuschicht angegeben.

Die Arten der Baumschicht 1 und 2, der Strauchschicht und der Krautschicht werden nach Schichten getrennt notiert und ihre Deckungsgrade geschätzt.

Tabelle A1: Schätzskala der Deckungsanteile der Pflanzen (Londo 1976)

Skalenwert	Spanne in Prozent	Mittel
0,1	<1	1
0,2	>1–3	2
0,4	>3–5	4
1	>5–15	10
2	>15–25	20
3	>25–35	30
4	>35–45	40
5	>45–55	50
6	>55–65	60
7	>65–75	70
8	>75–85	80
9	>85–95	90
10	>95–100	97,5

Quelle: Eigene Darstellung

Die bodenbewohnenden Moos- und Flechtenarten werden notiert oder ggf. in beschrifteten Papiertüten gesammelt und zu einem späteren Zeitpunkt bestimmt. Der Deckungsgrad der einzelnen Moosarten wird geschätzt.

Es werden nur Pflanzenarten erfasst, die auf dem Boden wachsen. Die Nomenklatur folgt der jeweils aktuellen Version der Referenzliste GermanSL (Jansen und Dengler 2008, <https://germansl.infinite.nature.org/>) In der Fläche enthaltene Sonderstandorte (z. B. Steine, Felsen, liegende Baumstämme) werden flächenmäßig nicht herausgerechnet. Auf ihnen wachsende Arten werden bei der Vegetationsaufnahme nicht berücksichtigt.

Aufnahmezeitpunkt

Der Haupterfassungszeitraum erstreckt sich von Mitte Mai bis September. Bei Flächen mit Vorkommen von frühjahrsblühenden Arten ist eine Erfassung bereits im April/Mai notwendig. Die Waldvegetation bodensaurer Standorte wird einmal in der Zeit von Mitte Mai bis Mitte September aufgenommen (Dierschke 1994, Meyer et al. 2018).

Arbeitsschritte im Überblick

Die Arbeitsschritte der Vegetationsaufnahme sind im Folgenden zusammengefasst:

- Aufsuchen des Probeflächenmarkierung
- Einmessen und Abstecken der Probefläche beim Probekreis mit mindestens acht Markierungen im Abstand von 11,28 m zum Mittelpunkt bzw. bei quadratischen Flächen der Ecken. (Es erfolgt keine Verschiebung des Probepunktes).
- Ausfüllen des Kopfteils des Aufnahmebogens
- Schätzen der Deckungsprozente jeder Schicht
- Fotodokumentation (je ein Foto im Überblick und ein Detailfoto)
- Erfassen der Pflanzenarten in den einzelnen Schichten
- Schätzen der Deckungsprozente jeder Art

- ggf. Bemerkungen, Lageskizze,
- abschließende Kontrolle

Kontrolle

Zu verschiedenen Verfahrensständen sind im Arbeitsablauf Kontrollen der Vegetationsaufnahme durchzuführen. Als wesentlich hat sich Folgendes erwiesen: Vor der Schätzung der Artmächtigkeit ist die Artenliste auf Vollständigkeit zu überprüfen (Überblick über alle Schichten und Arten).

Bei Abschluss der Einzelaufnahme erfolgt eine erneute Prüfung der Angaben auf Vollständigkeit und der Angaben zu den Besonderheiten der Fläche. Zu beachten ist dabei, dass die Summe der Deckungsgrade der einzelnen Arten einer Schicht mindestens so hoch sein muss wie der Gesamtdeckungsgrad der Schicht. Bei Überlappung können auch deutlich höhere Summen plausibel sein (Fischer 2015). (Kommt in einer Schicht nur eine Art vor, dann gilt Deckungsgrad (DG) der Schicht = DG-Art. Gibt es keine Arten, muss der DG der Schicht = 0 % sein; gibt es Arten, darf der DG der Schicht NICHT = 0 % sein – die Summe der DGs aller Einzelarten einer Schicht darf nicht kleiner als der DG der Schicht sein – der DG der Schicht muss mind. so groß wie der größte DG der Einzelarten dieser Schicht sein.) Vor Abschluss der Geländearbeit ist eine letzte Kontrolle aller Aufnahmen auf Plausibilität notwendig. Ggf. ist nach der Feldarbeit eine Kontrolle von Belegexemplaren und die Ergänzungen auf dem Aufnahmebogen notwendig.

Vegetationsaufnahmen		NaBioWald	
<u>Sachdaten:</u>		<u>Ortsdaten:</u>	
Bearbeiter*in:		Flächenform: o Kreis / o Quadrat	
Datum:		Flächengröße: 400 m ² , Radius 11,28 m bzw. Seitenlänge:	
Plot-ID:		Rechtswert (WGS84):	
Bundesland:		Hochwert:	
Landkreis:		Meereshöhe m über NHN:	
Gemeinde:		Geomorphologische Einheit/Relief:	
		Neigung °:	
<u>Strukturdaten:</u>		Exposition °:	
Baumschicht 1 (BS1) Deckung in %:			
Baumschicht 2 (BS2) Deckung in %:		<u>Sonstiges:</u>	
Strauchschicht (SS, 0,5-5m) Deckung in %:		<u>Freier Mineralboden (Deckung in %):</u>	
Krautschicht (KS, < 0,5m) Deckung in %:		<u>Streuschicht (Deckung in %):</u>	
Moosschicht (MS) Deckung in %:			
Flechtenschicht (FS) Deckung in %:			
ARTENLISTE	Deckung	ARTENLISTE	Deckung
BS1		KS	
BS2			
SS			
		MS	
Deckungssymbole verändert nach Londo: 0,1 <1 %; 0,2 >1-3 %; 0,4 >3-5 %; 1 >5-15 %; 2 >15-25 %; 3 >25-35 %; 4 >35-45 %; 5 >45-55 %; 6 >55-65 %; 7 >65-75 %; 8 >75-85 %; 9 >85-95 %; 10 >95-100			

A4 Vögel

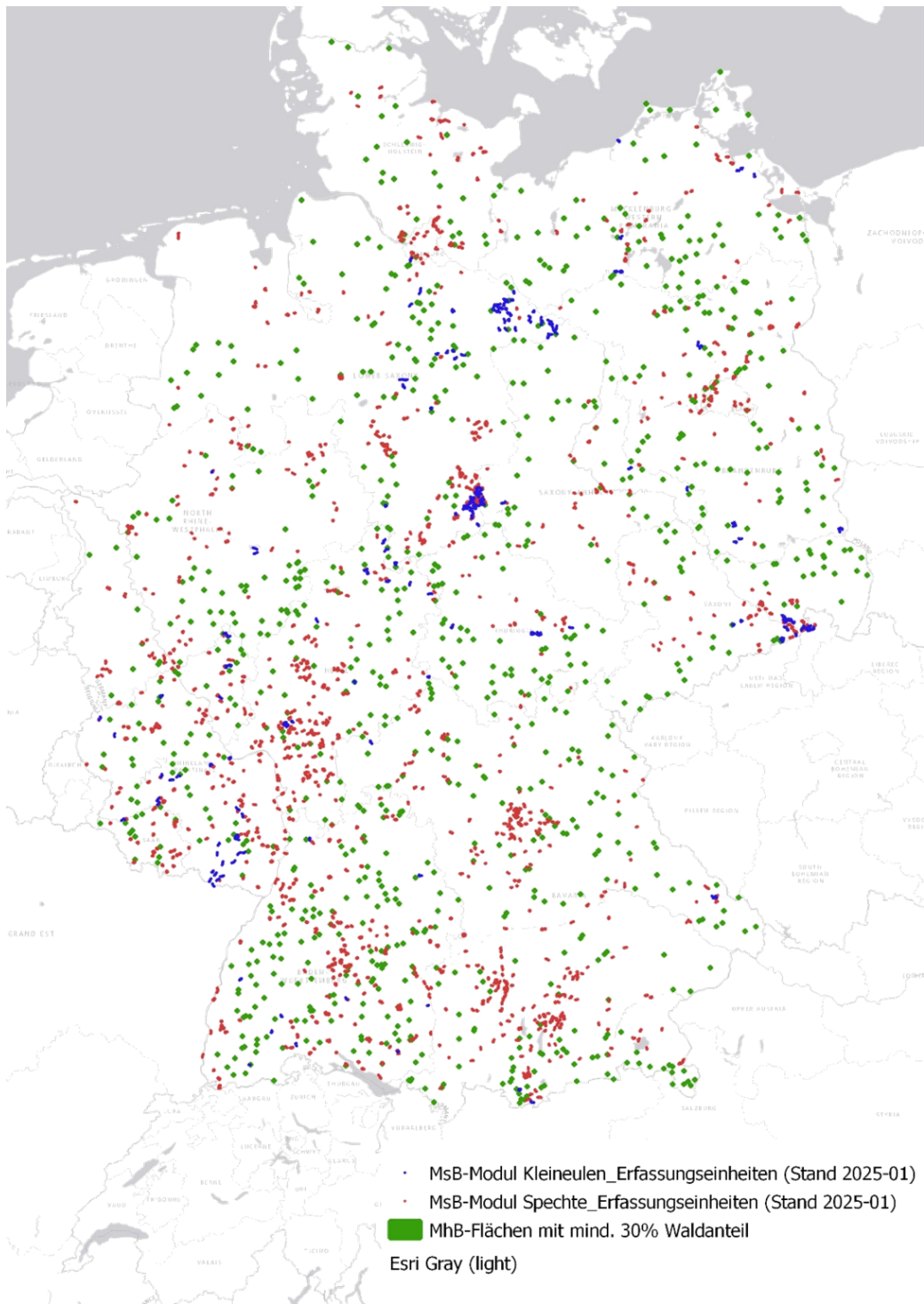
Erfassungsmethode der Vogelmonitoringprogramme in Deutschland

Monitoring häufiger Brutvögel (MhB; <https://www.dda-web.de/monitoring/mhb/programm>): Das MhB zielt vorrangig auf die Ableitung von Bestandstrends ab. Die punktgenaue Verortung der Beobachtungsdaten ermöglicht darüber hinaus weitergehende Untersuchungen z. B. hinsichtlich relevanter Lebensraumfaktoren. Umgesetzt wird das MhB in den 1 km² großen Probeflächen anhand einer Linienkartierung. An vier Terminen pro Jahr werden die Erfassungen durchgeführt. Methodisches Vorgehen und Erfassungszeiträume sind dabei stark standardisiert (Mitschke et al. 2005). Das MhB wird in dieser Form seit 2004 bundesweit umgesetzt, wodurch umfangreiche Erfahrungen, Auswertungsroutinen und Datensätze vorliegen.

Monitoring häufiger Brutvögel in Schutzgebieten (MhB-S; <https://austausch.dda-web.de/s/monitoring-in-schutzgebieten>): Das MhB-S wird methodengleich zum MhB umgesetzt, der einzige Unterschied besteht darin, dass die Erfassungsrouten kürzer sind und frei gewählt werden können. Dieses Programm eignet sich in besonderer Weise, um die Erfassungskulisse für häufige Brutvogelarten im Rahmen von NaBioWald bei Bedarf zu erhöhen.

Monitoring seltener Brutvögel (MsB; <https://www.dda-web.de/monitoring/msb/programm>): Ziel des MsB ist die kontinuierliche Überwachung der Bestandsentwicklungen seltener Brutvogelarten in Deutschland, um Bestandveränderungen frühzeitig identifizieren zu können. Das MsB zielt dabei vorrangig auf die Ableitung von Bestandstrends ab. Bestandstrends werden in Form von jährlich fortgeschriebenen Indexreihen dargestellt und geben Auskunft über die relativen Bestandsveränderungen zum Vorjahr bzw. zum Basisjahr der jeweiligen Datenreihe. Die punktgenaue Verortung der Beobachtungsdaten ermöglicht darüber hinaus weitergehende Untersuchungen z. B. hinsichtlich relevanter Lebensraumfaktoren. Um das große Artenspektrum abdecken zu können und den unterschiedlichen Verhaltensweisen und Lebensraumsansprüchen der MsB-Arten Rechnung tragen zu können, ist das MsB modular aufgebaut. Davon abhängig ist auch die Erfassungsmethode, die zwischen den einzelnen Modulen variiert. Im Falle der für den Wald relevanten Module "Spechte" und "Kleineulen" handelt es sich um Transektbegehungen mit integrierten Abspielpunkten für den Klangattrappeneinsatz. In beiden Modulen sind je zwei Begehungen pro Kartiersaison erforderlich. Erfassungsrouten im Spechtmodul haben eine Länge von 1,2– 6 km. Erfassungsrouten im Kleineulen-Modul haben eine Gesamterfassungslänge von 6–8 km.

Abbildung A1: Erfassungskulisse von MhB-Flächen mit einem Waldanteil von mind. 30 % und Erfassungseinheiten der MsB-Module „Spechte“ und „Kleineulen“ (Stand Januar 2025)



Quelle: DDA

A5 Fledermäuse

Tabelle A2: Einstufung der in Deutschland vorkommenden Fledermausarten nach ihrer Waldbindung (nach Dietz und Krannich 2019: ● = enge Bindung, ○ = mittlere Bindung, ◐ = geringe Bindung, ? = nicht eingestuft), dem Status in Anhang II der FFH-Richtlinie und der Schwierigkeitsstufe für die manuelle artenweise Bestimmung per Bioakustik (nach Bayerisches Landesamt für Umwelt (2020): 1 = auch für Laien problemlos, 2 = nach Einarbeitung problemlos, 3 = zum Großteil nach Einarbeitung problemlos, aber Überschneidungsbereiche mit anderen Arten, 4 = auch nach Einarbeitung schwierig, 5 = auch nach Einarbeitung sehr schwierig bis unmöglich)

Art	Waldbindung	FFH-Anh. II	Schwierigkeitsstufe Bioakustik
Mopsfledermaus (<i>Barbastella barbastellus</i>)	●	Ja	1
Breiflügel-Fledermaus (<i>Eptesicus serotinus</i>)	○	Nein	4
Nordfledermaus (<i>Eptesicus nilssonii</i>)	○	Nein	3
Alpenfledermaus (<i>Hypsugo savii</i>)	?	Nein	3
Nymphenfledermaus (<i>Myotis alcaethoe</i>)	?	Nein	3
Bechsteinfledermaus (<i>Myotis bechsteinii</i>)	●	Ja	4
Wimperfledermaus (<i>Myotis emarginatus</i>)	?	Ja	4
Brandtfledermaus* (<i>Myotis brandtii</i>)	●	Nein	4; Arten nicht zu trennen
Kleine Bartfledermaus (<i>Myotis mystacinus</i>)	◐	Nein	
Teichfledermaus (<i>Myotis dasycneme</i>)	○	Ja	4
Wasserfledermaus (<i>Myotis daubentonii</i>)	◐	Nein	3
Großes Mausohr (<i>Myotis myotis</i>)	◐	Ja	3
Fransenfledermaus (<i>Myotis nattereri</i>)	●	Nein	2
Kleiner Abendsegler (<i>Nyctalus leisleri</i>)	●	Nein	4
Großer Abendsegler (<i>Nyctalus noctula</i>)	●	Nein	3
Braunes Langohr (<i>Plecotus auritus</i>)	●	Nein	3; Arten nicht zu trennen
Graues Langohr (<i>Plecotus austriacus</i>)	○	Nein	
Rauhautfledermaus (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	●	Nein	2; Arten nicht zu trennen
Weißbrandfledermaus (<i>Pipistrellus kuhlii</i>)	?	Nein	
Zwergfledermaus (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	◐	Nein	2
Mückenfledermaus (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)	◐	Nein	2
Große Hufeisennase (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	?	Ja	1
Kleine Hufeisennase (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)	◐	Ja	1
Zweifarb-Fledermaus (<i>Vespertilio murinus</i>)	○	Nein	5

* synonym: Große Bartfledermaus

Quelle: Eigene Darstellung

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliographie; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Bolte A, Ammer C, Blaschke M, Bräsicke N, Caspari S, Degen B, Elmer M, Eusemann P, Gärtner S, Goßner M M, Katzenberger J, Kätzel R, Kleinschmit J, Krüger I, Meyer P, Michler B, Pertl C, Printzen C, Sanders T, Schäfer R, Uhl E, Weiß L, Wellbrock N, Wirth C, Züghart W, Kroiher F (2025) Konzept für ein nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald (NaBioWald). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 69 p, Thünen Working Paper 267, DOI:10.3220/253-2025-29

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Working Paper 267

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-working-paper@thuenen.de
www.thuenen.de

DOI:10.3220/253-2025-29
urn:nbn:de:gbv:253-2025-000070-4