

Schlussbericht zum Verbundvorhaben

Thema:

Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität (Akronym: natWald100)

Zuwendungsempfänger

Teilvorhaben 1: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Teilvorhaben 2: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 2218WK31A4

Teilvorhaben 2: 2218WK31B4

Laufzeit:

01.11.2019 – 30.04.2023

Monat der Erstellung:

09/2023

Datum der Veröffentlichung:

07.12.2023



Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) als Projektträger für den Waldklimafonds unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

I	Ziele	1
1	Aufgabenstellung	1
1.1	Zielsetzungen im Einzelnen	1
1.2	Voraussetzungen	1
1.3	Planung und Ablauf des Vorhabens	2
2	Stand der Technik	4
3	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	7
II	Ergebnisse	8
1	Erzielte Ergebnisse	8
1.1	Auswahl einer repräsentativen Flächenkulisse	8
1.2	Methodenentwicklung für die Erfassung von Waldstruktur, Vegetation und Bodenkohlenstoff	10
1.3	Methoden für die Berechnung und Analyse der Kohlenstoffvorräte	12
1.4	Methoden für die Arthropodenbestimmung	13
1.5	Empfehlungen für ein Monitoringverfahren für Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung	14
1.6	Ergebnisse Waldstruktur	17
1.7	Struktur und Entwicklung des Kohlenstoffspeichers in unbewirtschafteten Wäldern	30
1.8	Klimawirkung von Holznutzung vs. natürlicher Waldentwicklung	33
1.9	Vegetation	39
1.10	Arthropoden	42
2	Verwertung	56
3	Erkenntnisse von Dritten	57
4	Veröffentlichungen und Vorträge	57
III	ANHANG	59
1	Teilvorhaben Waldstruktur und Kohlenstoff (TP1)	59
1.1	Ziele und Gegenstand des Teilvorhabens	59
1.2	Bearbeitete Arbeitspakete	59
1.3	Wesentliche Ergebnisse	60
2	Teilvorhaben Biodiversität der Vegetation und Arthropoden (TP2)	63
2.1	Ziele und Gegenstand des Teilvorhabens	63
2.2	Bearbeitete Arbeitspakete	63
2.3	Wesentliche Ergebnisse	64
IV	Literatur	67

Abkürzungsverzeichnis

ANK = Aktionsplan Natürlicher Klimaschutz

AP = Arbeitspaket

BA = Basal Area (Grundfläche)

BIN = Barcode Index Number

BHD = Brusthöhendurchmesser

BMU = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

BMUV = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

BZE = Bodenzustandserhebung

C = Kohlenstoff

CO₂ = Kohlenstoffdioxid

CCC = carbon carrying capacity

DNA = deoxyribonucleic acid (Desoxyribonukleinsäure; DNS)

DFWR = Deutscher Forstwirtschaftsrat

DWD = Deutscher Wetterdienst

EU = Europäische Union

FTS = Frisch, tot und stehend (Totholzobjekte)

GAM = Generalisiertes additives Modell

IDS = Development Stage Index

KWB = Klimatische Wasserbilanz (Niederschlag – Evapotranspiration)

LWF = Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

MV = Mecklenburg-Vorpommern

N = Stickstoff oder Anzahl (Kontext beachten)

NBS = Nationale Biodiversitätsstrategie

nFK = nutzbare Feldkapazität

NHN = Normalhöhennull

NMDS = Nicht-metrische multidimensionalen Skalierung

NP = Nationalpark

NW = Naturwald

NWE = Wälder mit natürlicher Entwicklung

NWR = Naturwaldreservat(e)

NW-FVA = Nordwestdeutsch Forstliche Versuchsanstalt

OGI = Old-Growth Indicator

pH = pondus hydrogenii (Potential des Wasserstoffs)

PKR = Probekreis

RLD = Rote Liste Deutschlands

SFT = space-for-time (unechte Zeitreihe)

TP = Teilprojekt

TSA = time since abandonment (Zeit seit Nutzungseinstellung)

WBAE = Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz

WBW = Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

WW = Wirtschaftswald

I Ziele

1 Aufgabenstellung

1.1 Zielsetzungen im Einzelnen

Ziel des Vorhabens war es, die Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe in naturnahen Wäldern Deutschlands in Bezug auf Kohlenstoffspeicherung, Waldstruktur und Biodiversität (Vegetation und Arthropoden) zu analysieren sowie ein Monitoringverfahren für die Reaktion bewirtschafteter und unbewirtschafteter Wälder auf den Klimawandel zu entwickeln. Im Einzelnen wurden die Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung auf die

- Bio- und Nekromasse und damit den Kohlenstoffspeicher des Gehölzbestandes,
- den Kohlenstoffvorrat des Auflagehumus und Mineralbodens,
- der Entwicklungsreife (Entwicklungsphasen, „Old-Growthness“) der Waldstruktur,
- der Artenvielfalt von Vegetation und
- die Artenvielfalt der Arthropoden

in Abhängigkeit von der Bestandesgeschichte (Nutzungen, Baumalter), dem Standort und dem Waldtyp untersucht.

Mit dem Vorhaben sollten auf der Grundlage einer Flächenauswahl von Naturwaldreservaten (NWR) in Deutschland empirisch fundierte Aussagen für einen Zeitraum von bis zu 60 Jahren nach der Nutzungseinstellung für die wichtigsten natürlichen Waldgesellschaften gemacht werden. Durch die Einbeziehung der wenigen Waldgebiete Deutschlands, die bereits deutlich länger ungenutzt geblieben sind (z. B. Heilige Hallen (MV), Insel Vilm oder Mittelsteighütte) sowie Vergleiche mit Untersuchungsergebnissen aus Buchen-Urwäldern, sollte ein Ausblick auf eine mögliche künftige Entwicklung nutzungsfreier Waldgebiete (NWE: Wälder mit natürlicher Entwicklung) in Deutschland gegeben werden. Auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse sollte ein Monitoringverfahren entwickelt werden, das geeignet ist, die Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung, Waldstruktur und Biodiversität der Wälder Deutschlands im Klimawandel belastbar zu erfassen.

1.2 Voraussetzungen

Im Vorfeld der Antragsstellung wurde sichergestellt, dass bundesweit eine ausreichende Anzahl an NWR für eine repräsentative Auswertung zur Verfügung steht. Die Beantwortung der zentralen Fragestellung des Vorhabens setzte eine sorgfältige Flächenauswahl voraus, um Vergleichbarkeit im Hinblick auf Standorte, Bestockung und Bestandesgeschichte zu gewährleisten. Die wichtigsten Kriterien für die Flächenauswahl waren der Zeitraum seit Nutzungsaufgabe, der Waldtyp und das Bestandesalter. Nach Möglichkeit sollten die vier bis fünf wichtigsten natürlichen Waldtypen bzw. Waldgesellschaften Deutschlands abgedeckt werden.

Bei der Festlegung des Probenumfangs wurden erfahrungsbasierte Untergrenzen angesetzt, die aller Voraussicht ausreichen, um statistische Testverfahren erfolgreich einzusetzen. Es konnte allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass der Stichprobenumfang für eine befriedigende Teststärke z. T. unterschritten wurde. Dies wurde in Kauf genommen, da sich schon bei Zugrundlegen dieser Untergrenzen ein erheblicher Probenumfang für eine deutschlandweite Untersuchung ergibt.

Die durchführenden Institutionen (NW-FVA und LWF) hatten im Vorhinein sichergestellt, dass eine ausreichende Methodenkompetenz entweder im eigenen Haus vorhanden ist oder durch die Einbindung

von Kooperationspartnern gewährleistet wird. In Bezug auf die verschiedenen Themenkomplexe waren die folgenden methodischen Kompetenzen erforderlich:

- Solider statistischer Sachverstand und ausreichende Programmierkenntnisse zur skriptbasierten beschreibenden und analytischen Auswertung des erzeugten Datenbestandes unter R (R Core Team, 2021) im Hinblick auf den Kohlenstoffspeicher in Waldbestand, Auflagehumus und Boden, die Waldstruktur, die Bodenvegetation und Arthropoden (NW-FVA und LWF).
- Solide Erfahrungen in dendrometrischer Messtechnik und Inventurstatistik sowie der spezifischen Anwendung von Verfahren der Naturwaldforschung für die Untersuchung von Waldstruktur und Vegetation (NW-FVA und LWF)
- Solide Erfahrungen bei der Bodenprobenahme im Feld sowie der Laboranalyse von Bodenproben (NW-FVA)
- Sichere Anwendung des Metabarcodings für die Artbestimmung von Arthropoden aus Fallenfängen (Kooperationspartner AIM)
- Aktueller Überblick über den Stand der Forschung in den betrachteten Themenfeldern (NW-FVA: Literaturdatenbank unter Zotero)

Eine weitere wichtige Voraussetzung für die Realisierung des Vorhabens war die Kooperation mit den für die Naturwaldreservatforschung zuständigen Partnerorganisationen in den deutschen Bundesländern sowie den Naturschutzbehörden (im Hinblick auf die artenschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigungen für die Fallenfänge sowie die Betretungsgenehmigungen im Fall von öffentlich-rechtlichen Schutzgebieten).

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Koordination und wissenschaftliche Bearbeitung des Vorhabens wurde auf zwei eng verzahnte Teilvorhaben (TP) aufgeteilt:

- TP1: Koordination, Waldstruktur und Kohlenstoffspeicherung (Federführung: NW-FVA)
- TP2: Biodiversität von Vegetation und Arthropoden (Federführung: LWF)

Die geplanten Arbeitspakete konnten trotz der Corona-Epidemie nahezu vollständig und plangemäß abgeschlossen werden. In Einzelfällen wurde die Bearbeitung aus fachlichen, technischen oder zeitlichen Gründen angepasst (Tab. 1).

Tab. 1: Gegenüberstellung von ursprünglichem Arbeitsplan und realisierter Bearbeitung bzw. Modifikation der Arbeitspakete (TP1 und TP2: Teilprojekte 1 und 2).

Arbeitspaket	Inhalte	Bearbeitung	Federführung
AP1 Flächenauswahl	Entwicklung eines Kriterienkatalogs für die Flächeneignung Datengestützte Vorauswahl geeigneter NWR Bereisungen zur Eignungsprüfung vor Ort Recherche und Zusammenstellung der relevanten Informationen zu Bestandesgeschichte und Standort für die ausgewählten NWR	planmäßig durchgeführt, s. Kap. II 1.1	TP1
AP2 Experten-Workshops	Durchführung von drei Experten-Workshops zur Erarbeitung eines Verfahrens für das Monitoring von Waldstruktur, Vegetation, Arthropodenfauna und Boden in Wäldern mit natürlicher Entwicklung (NWE) und vergleichbaren bewirtschafteten Waldökosystemen unter dem Einfluss des Klimawandels und zur Diskussion der eigenen Ergebnisse.	Ein Workshop zum Vorgehen fand als Onlineworkshop vor der Erfassung der Arten statt. Ein zweiter Workshop wurde nach den Aufnahmen im Rahmen der Steuerungsgruppe durchgeführt. Die Ergebnisse wurden den Vertretern der Länder vorgestellt und diskutiert.	TP2

Fortsetzung Tab. 1

Arbeitspaket	Inhalte	Bearbeitung	Federführung
AP3 Vorbereitung Probekreisinventuren	Einrichtung der Probekreise bzw. Wiederherstellung von vorhandenen Probepunkten Aufbereitung und Zusammenstellung der Geodaten (Umrisse der Naturwaldreservate, Lagedaten der Probekreise) Erstellung der Aufnahmeprojekte von Vegetation und Waldstruktur in der Software FieldMap	planmäßig durchgeführt, s. Kap. II 1.2	TP1
AP4 Aufbereitung vorhandener Daten	Zusammenstellung und Aufbereitung der vorliegenden Zeitreihendaten von Derbholzbestand und Totholz der ausgewählten Naturwaldreservate Analyse der Zeitreihendaten im Hinblick auf die Entwicklung von Bio- und Nekromasse	Die Recherche, Aufbereitung und Vereinheitlichung der Zeitreihendaten aus einer größeren Zahl an Bundesländern hat sich als unangemessen zeitaufwändig herausgestellt, sodass das Arbeitspaket auf die Auswertung der aufbereiteten Zeitreihendaten aus niedersächsischen Naturwäldern beschränkt wurde. Die entsprechenden Ergebnisse wurden im Projektrahmen publiziert (Meyer et al. 2021). Ein Festhalten am ursprünglichen Plan hätte den Erfolg des Gesamtvorhabens gefährdet.	TP1
AP5 Vegetationsaufnahmen und Arthropodenfänge	Durchführung der Vegetationsaufnahmen (eigene Arbeiten in 10 Naturwaldreservaten, Durchführung in 90 NWR durch Auftragnehmer) Aufstellen, 14-tägige Kontrolle und Leerung der Arthropoden-Fallen (eigene Arbeiten in 10 Naturwaldreservaten, Durchführung in 90 NWR durch Auftragnehmer)	Die Aufnahmen konnten 2021 durchgeführt werden; teilweise mit intensiver Unterstützung durch Revierleiter*innen vor Ort. Wegen z. T. fehlender Bewerbungen von Auftragnehmern wurde der Eigenanteil deutlich erhöht.	TP2
AP6 Bodenbe- probung	Einweisung Auftragnehmer Gewinnung der Bodenproben durch Auftragnehmer in 100 NWR	planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 1.2	TP1
AP7 Inventur Waldstruktur	Einweisung Auftragnehmer Durchführung der Probekreisinventuren von Derbholzbestand und Totholz durch Auftragnehmer	planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 1.2	TP1
AP8 Boden- analysen	Analyse der Bodenproben im Umweltlabor der NW-FVA: Probenvorbereitung, Bestimmung von pH, Trockenraumdichte, C- und N-Vorräte	planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 1.3	TP1
AP9 Meta- barcoding	Semiquantitative Analyse der Arthropodenfänge mit dem DNA Metabarcoding durch Auftragnehmer	planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 1.4	TP2
AP10 Verfahrens- entwicklung Kohlenstoff- bilanz	Erarbeitung eines Verfahrens zur Ableitung von Kohlenstoffbilanzen für NWE Beispielhafte Berechnung der entgangenen Holznutzung an 2 bis 3 Untersuchungsflächen (Buche, Fichte, ggf. Kiefer, Eiche) zur Betrachtung der Klimawirkung des Waldes einschließlich der Holzprodukte und Substitutionseffekte	weitgehend planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 1.3, II 1.7 und II 1.8; allerdings wurden die beispielhaften Berechnungen auf Buchenwälder beschränkt, da nur hierfür eine ausreichend belastbare Datengrundlage zur Verfügung stand.	TP1
AP11 Methoden- leitfaden Monitoring	Erarbeitung der Arbeitsanleitung für das Monitoringverfahren	Aufnahmeanleitungen für Waldstruktur und Vegetation liegen vor; Empfehlungen für ein Monitoringverfahren werden in den Kap. II 1.1 – 1.5 gegeben.	TP2

Fortsetzung Tab. 1

Arbeitspaket	Inhalte	Bearbeitung	Federführung
AP12 Wissenschaftliche Datenanalyse und Modellierung	Datenanalyse: Effekt natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung, Waldstruktur und Biodiversität unter Berücksichtigung relevanter Ko-Variablen aus den Bereichen Standort, Bestockung und Bestandesgeschichte Datenanalyse und Modellierung: Ableitung von Veränderungen der Biodiversität im Klimawandel Modellierung: Ableitung von Artenvorkommen im Klimagradienten der Probekreise Szenariorechnungen: Veränderung der Vorkommen der Arten unter Prognosen des Klimawandels Erarbeitung von Publikationen wissenschaftliche Präsentation der Projektergebnisse	planmäßig durchgeführt, vgl. Kap. II 4	TP1 und TP2
AP13 Wissens-transfer	Aufbau einer Website Erstellung einer Projektbroschüre Durchführung der Abschlussveranstaltung	Informationen zum Projekt wurden auf den Internetseiten von NW-FVA und LWF eingestellt. Am 18.- 19.04.2023 wurde eine Abschlussveranstaltung in Göttingen durchgeführt. Die Ausarbeitung einer Projektbroschüre konnte im Rahmen der Laufzeit des Vorhabens nicht realisiert werden.	TP2
AP14 administrativer Projektabschluss	rechnerischer Projektabschluss Abschlussbericht	im Laufe des Jahres 2023 abgeschlossen	TP1 und TP2

2 Stand der Technik

Der technische Stand der eingesetzten Methoden wird überblicksartig in Kap. I 1.2 sowie im Detail in den Kap. II 1.1 – 1.5 beschrieben.

Hinsichtlich der fachlichen und öffentlichen Relevanz des Themenkomplexes „ungenutzte Wälder, natürliche Waldentwicklung, Waldwildnis“ ist zunächst festzuhalten, dass die flächenbezogene Bedeutung von NWE deutlich zugenommen hat. So ist die absolute NWE-Fläche seit den 1970er Jahren in Deutschland signifikant - und seit den 2010er Jahren exponentiell – angestiegen (Meyer et al., 2022a; Steinacker et al., 2023). Mit einem Anteil von 3,1 % der deutschen Waldfläche wird allerdings der Zielwert der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) (BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 2007) von 5 % für das Jahr 2020 deutlich unterschritten. In den öffentlichen und fachspezifischen Diskursen erreicht das Thema seit Jahren eine hohe Aufmerksamkeit (vor allem unter dem Leitbegriff „Wildnis“, s. Knauf (2021)). Auch die Schärfe in der Auseinandersetzung, die um die Wirkungen ungenutzter Wälder auf Klimaschutz, Biodiversität und holzbasierte Wirtschaft geführt werden, hat eher zu- als abgenommen (Luick et al., 2022, 2021; Sotirov et al., 2019, 2017; Umhauer and Sotirov, 2019).

Mit der Verabschiedung der EU-Biodiversitätsstrategie (European Commission, 2020) werden ambitionierte Ziele für den weiteren Prozessschutz von Wäldern bis 2030 gesetzt. Demnach sollen 10 % der Landfläche streng geschützt werden, worunter im Wald nach bisheriger Auslegung (European Commission, 2022) offenbar Prozessschutz zu verstehen ist. Um dieses Ziel zu erreichen, müsste ein Vielfaches der bisherigen (nicht erreichten) NWE-Zielwerte umgesetzt werden (Schwaderer, 2023). Auch im Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz,

nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV, 2022) sowie im Förderprogramm Klimaangepasstes Waldmanagement des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft spielt natürliche Waldentwicklung (NWE) eine prominente Rolle (Meyer et al., 2023). Insofern adressiert das Vorhaben natWald100 ein derzeit und vermutlich auch in der Zukunft relevantes Themenfeld.

Wie die nachfolgende Zusammenfassung zeigt, ist trotz der ambitionierten NWE-Ziele das Wirkungsverständnis für die natürliche Waldentwicklung im Hinblick auf Kohlenstoffspeicherung und Klimaschutz, die Waldstruktur und die Biodiversität fragmentarisch. Zusätzlich zu dem nachfolgenden Überblick, werden der Stand der Forschung zu Waldstrukturdynamik unter natürlicher Entwicklung in Kap. II 1.6 und zu Kohlenstoffspeicherung und Klimaschutzwirkungen in den Kap. II 1.7 und 1.8 weiterführend diskutiert.

Die mittel- bis langfristige Kohlenstoffbilanz von Wäldern mit natürlicher Entwicklung wird nach wie vor sehr unterschiedlich eingeschätzt. Während eine Reihe von Studien darauf hindeutet, dass ungenutzte „Old-Growth-Wälder“ eine dauerhafte Kohlenstoffsénke darstellen (Wirth, 2009), gehen andere Einschätzungen von einer schnell nachlassenden Senkenleistung für Kohlenstoff aus (Schulze et al., 2019). Die langfristigen Effekte der Holzernte bzw. umgekehrt der Nutzungsaufgabe auf den Kohlenstoffvorrat im Boden sind weitgehend ungeklärt (Mayer et al., 2020), wobei die Literaturanalyse von Mund (2010) darauf hindeutet, dass moderate Ernteeingriffe keinen Einfluss auf den Kohlenstoffvorrat haben. Für Deutschland wurde zwar auf der Grundlage der Bodenzustandserhebung die Veränderungen des Kohlenstoffvorrates der Waldböden abgeschätzt (Grüneberg et al., 2017, 2014). Die Auswirkungen einer Aufgabe der forstlichen Nutzung konnten allerdings nicht betrachtet werden. Die Modellannahmen für die Veränderung des Kohlenstoffspeichers in ungenutzten Wäldern Mitteleuropas unterliegen einer großen Unsicherheit. Sie beruhen entweder auf Untersuchungen in Wirtschaftswäldern oder auf einer geringen Datenbasis unbewirtschafteter Wälder. Empirische Daten aus nicht genutzten Wäldern, die für den Bodenspeicher in der NWE-Flächenkulisse repräsentativ sind, fehlen weitgehend.

Die eigendynamische Entwicklung der Waldstruktur ist stark vom natürlichen Störungsregime abhängig. In bisherigen Untersuchungen hat die lebende Biomasse in Laubbaum-dominierten Naturwaldreservaten deutlich zugenommen (Meyer et al., 2021b; Oheimb v. et al., 2005), während in Fichten-Naturwaldreservaten und anderen ungenutzten Schutzgebieten, wie den NP Bayerischer Wald und Harz, seit Jahren großflächige Absterbeprozesse durch Windwürfe und Borkenkäferbefall festzustellen sind (Senf et al., 2019; Winter et al., 2017). Störungen erhöhen i.d.R. die räumliche Heterogenität der Waldstruktur (Meyer, 2023). Die Totholzmenge und die Anzahl an Sonderstrukturen wie Wurzelteller, Wurfböden oder Mikrohabitate an lebenden Bäumen steigen stark an (J. Müller et al., 2010). Insgesamt bilden sich nach der Aufgabe der forstlichen Nutzung die verschiedenen Merkmale von Old-Growth-Wäldern allerdings vermutlich in sehr unterschiedlicher und oftmals auch recht geringer Geschwindigkeit heraus (Larrieu et al., 2017; Vandekerckhove et al., 2018, 2012).

Natürliche Old-Growth-Wälder, wie beispielsweise Buchen-Urwälder in Mitteleuropa, zeichnen sich unter anderem durch den engen räumlichen Zusammenhang mehrerer Baumkohorten (Baumgenerationen) aus (Bauhus et al., 2009). Diese Mehr-Generationen-Wälder zeigen eine starke räumliche Differenzierung der Waldentwicklungsphasen und Baumdimensionen (Korpel, 1995; Meyer et al., 2003), was als das Ergebnis eines überwiegend kleinräumigen Störungsregimes interpretiert wird (Hobi et al., 2015). Der Übergang von gleichaltrigen Buchen-Wirtschaftswäldern zu einer natürlichen Populationsstruktur benötigt offenbar lange Zeiträume von vielen Jahrzehnten bis Jahrhunderten (Meyer et al., 2021a). Hinsichtlich der Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen ist diese Frage sehr relevant, da davon auszugehen ist, dass Mehr-Generationen-Wälder eine besonders hohe Resilienz besitzen.

Bereits zu Beginn des Vorhabens natWald100 lagen zwei Metastudien vor, in denen der Kenntnisstand zu den Wirkungen einer natürlichen Waldentwicklung auf die Artenvielfalt zusammengefasst worden ist

(Dieler et al., 2017, p. 20; Paillet et al., 2010). Diese Arbeiten kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Wie eine aktuelle Literaturanalyse zeigt (Meyer, 2023), wurden viele deutschsprachige wissenschaftliche Arbeiten in diesen Studien nicht berücksichtigt. Zudem ist grundsätzlich davon auszugehen, dass verallgemeinerbare Aussagen zur Wirkung von natürlicher Waldentwicklung auf die Biodiversität (i. S. von Artenvielfalt) nicht zu erwarten sind, da die Lebensraumsprüche der verschiedenen Arten(gruppen) sehr heterogen sind und sich die ökologischen Bedingungen je nach Waldtyp und Bewirtschaftungsform stark unterscheiden. In unbewirtschafteten Wäldern wurde meist eine geringere Artenvielfalt der Gefäßpflanzen und eine höhere Vielfalt der Flechten, Arthropoden, Vögel und Pilze festgestellt (Meyer, 2023). Mehrheitlich deuten die bisher vorliegenden Untersuchungen darauf hin, dass die Artenvielfalt bei denjenigen Arten(gruppen), die eng an Altbäume, Totholz und Habitatkontinuität gebunden sind, in ungenutzten Wäldern höher als in genutzten Wäldern ist.

Aus methodischer Sicht ergeben sich für den gegenwärtigen Wissensstand einige Einschränkungen. So ist zu berücksichtigen, dass in den vorliegenden Vergleichsstudien die forstliche Nutzung meist nur pauschal betrachtet wird (Bewirtschaftung: Ja/Nein), skalenübergreifende Ansätze von der Bestandes- bis zur Landschaftsebene selten sind, vorwiegend Altbestände untersucht wurden und nur wenige Langzeitstudien vorliegen. Zudem fehlt meist eine qualitative Betrachtung der Artenzusammensetzung mit Blick auf die lebensraumtypische Artenausstattung. Stattdessen überwiegen einfache quantitative Vergleiche der Artenzahl.

Zudem ist bei Vergleichen zwischen den aus der Nutzung genommenen und den bewirtschafteten Wäldern auch zu beachten, dass sich die Waldbewirtschaftung in den letzten Jahrzehnten deutlich verändert hat. Durch eine naturnähere Bewirtschaftung haben sich vermutlich die Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern vielerorts verringert.

Trotz des in naher Zukunft zu erwartenden zusätzlichen Flächenumfangs von mehreren 100.000 Hektar Fläche mit NWE kann eine differenzierte Folgenabschätzung natürlicher Waldentwicklung bisher nicht geleistet werden. Dadurch wird es auch erschwert, Synergien zwischen den Strategien der Bundesregierung im Hinblick auf den Schutz der biologischen Vielfalt (Nationale Biodiversitätsstrategie, EU-Biodiversitätsstrategie, Aktionsprogramm Insektenschutz, ...) auf der einen Seite und der Nutzung sowie Adaptation des Waldes (Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, Waldstrategie 2020, Charta für Holz 2.0, EU-Waldstrategie) auf der anderen Seite zu erschließen, und die am besten geeigneten Gebiete für eine natürliche Waldentwicklung zu identifizieren.

Darüber hinaus fehlt ein einheitliches Monitoringsystem, um die Reaktionen von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern auf den Klimawandel zu beobachten und zu erforschen. Die Bundesregierung verfolgt das Ziel, ein umfassendes Biodiversitätsmonitoring aufzubauen (Bolte et al., 2022) und hat 2021 ein Nationales Monitoring-Zentrum zu biologischen Vielfalt eingerichtet. Das Monitoring der Biodiversität in bewirtschafteten und sich natürlich entwickelnden Wäldern unter Klimawandel ist vermutlich eine der wichtigen zukünftigen Aufgaben des nationalen Biodiversitätsmonitorings. Das in diesem Projekt entwickelte und erprobte Verfahren kann zu diesem Prozess beitragen.

3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Information und Unterstützung bei der Auswahl der Flächen sowie Lieferung von Grunddaten:

Dr. Patricia Balcar und Jens Edinger, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Hauptstraße 16 (Schloss). 67705 Trippstadt, Tel.: 06306/911-119, E-Mail: Patricia.Balcar@wald-rlp.de

Dr. Veronika Braunisch, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg, Tel.: 0761/4018-0, E-Mail: Veronika.Braunisch@forst.bwl.de

Uwe Gehlhar, Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, BT Forstplanung, Versuchswesen, Informationssysteme, Zeppelinstraße 3, 19061 Schwerin, Tel.: 0385/6700-174 E-Mail: Uwe.Gehlhar@lfoa-mv.de

Prof. Dr. Ralf Kätzel (LFB Brandenburg), Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, Tel.: 03334/2759 213, E-Mail: Ralf.Kaetzel@LFB.Brandenburg.de

Ingolf Profft, Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha, Forschungskoordination, Zentrale Dienste, Jägerstraße 1, 99867 Gotha, Tel.: 03621/225-152, E-Mail: Ingolf.Profft@forst.thueringen.de

Michael Elmer, Wald und Holz NRW, FB IV, Waldnaturschutz, Kurt-Schumacher-Str. 50 b, 59759 Arnsberg, Telefon: 0251-91797-291, E-Mail: michael.elmer@wald-und-holz.nrw.de

Dr. Sven Rannow, Nationalparkamt Müritz, Dezernat Grundlagen und Planung, Schloßplatz 3, 17237 Hohenzieritz, Tel.: 039824-25220, E-Mail: s.rannow@npa-mueritz.mvnet.de

Wissenschaftliche Beratung während der Projektphase:

Prof. Dr. Jörg Ewald, Institut für Ökologie und Landschaft, Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3, 85354 Freising, Tel.: 08161-715909, E-Mail: joerg.ewald@hswt.de

Prof. Dr. Jörg Müller, Julius-Maximilian-Universität Würzburg, Ökologische Station Fabrikschleichach, Glashüttenstraße 5, 96181 Rauhenebrach, Tel.: 0931/31-83378, E-Mail: joerg.mueller@uni-wuerzburg.de

Beratung und Labortechnik des Metabarcodings:

AIM - Advanced Identification Methods GmbH, E-Mail: info@aimethods-lab.com

II Ergebnisse

1 Erzielte Ergebnisse

1.1 Auswahl einer repräsentativen Flächenkulisse

Zu Beginn des Vorhabens wurde an der NW-FVA ein Verfahren zur Auswahl eines repräsentativen Kontingents an NWR entwickelt. Anhand der Datenbank Naturwaldreservate (www.naturwaelder.de) wurde für verschiedene Waldtypen ein Flächenpool erzeugt, dessen flächenbezogene Informationen durch die Vertreter:innen in der Bund-Länder-Projektgruppe Naturwälder und der örtlichen Revierleiter:innen noch einmal geprüft und ggf. korrigiert bzw. ergänzt wurde. Voraussetzung für die Aufnahme in den Flächenpool war eine Entsprechung zwischen aktueller Bestockung und potenzieller natürlicher Vegetation. Die Erstellung eines solchen Flächenpools war nur für Buchenwälder verschiedener Standortsgüte (bodensaure und mäßig basenreiche bis basen- und kalkreiche Standorte) und Höhenstufen (planar bis kollin, submontan und montan) sowie Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis feuchter Standorte möglich, da lediglich diese in ausreichender Zahl im NWR-System vertreten sind. In Bezug auf diese Waldtypen konnte die tiefer gehende Hauptuntersuchung durchgeführt werden (Tab. 2). Andere Waldtypen sowie Buchenwälder, die seit mehr als 100 Jahren nicht mehr bewirtschaftet worden sind, wurden zusätzlich eingebunden und standen im Rahmen der Zusatzuntersuchung für deskriptive Vergleiche zur Verfügung (Tab. 2).

Für jeden Waldtyp der Hauptuntersuchung wurden die in Frage kommenden Waldbestände in den einzelnen NWR nach Bestandesalter und nutzungsfreier Zeit (time since abandonment = TSA) in Kategorien eingeteilt (Abb. 1). Aus diesen Kategorien wurde jeweils eine Fläche zufällig gezogen. Bei der Ziehung wurde Naturräumen, welche im Flächenpool des jeweiligen Waldtyps zahlenmäßig unterrepräsentiert waren, eine entsprechend höhere Auswahlwahrscheinlichkeit zugeordnet. Damit konnte eine möglichst gleichmäßige Abdeckung der Naturräume in Bezug auf Klima und Geologie erreicht werden.

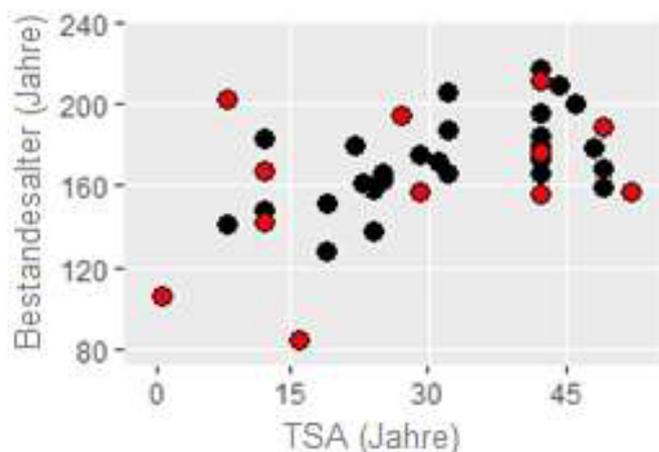


Abb. 1: Beispielhafte Darstellung für den Flächenpool der schwach nährstoffversorgten Buchenwälder der ersten Höhenstufe (planar bis kollin; alle Punkte) und der ausgewählten Untersuchungsflächen (rote Punkte) in den Alters-TSA-Kategorien (weiße Linien).

Alle auf diese Weise ausgewählten Bestände wurden durch eine Begehung noch einmal einer Eignungsprüfung unterzogen. Diese Prüfung betraf die Angaben aus der Datenbank (www.naturwaelder.de) sowie die Gewährleistung der Mindestflächengröße für die Untersuchungen vor Ort. In diesem Prozess mussten zunächst 25 % der anvisierten Flächen verworfen und Ersatzflächen in der jeweiligen Kategorie gezogen werden.

Tab. 2: Anzahl der ausgewählten Untersuchungsflächen je Waldtyp und Zuordnung zu den Kategorien „Hauptuntersuchung“ (zur Modellbildung gedacht) und „Zusatzuntersuchung“ (deskriptiver Vergleich zum Modell). TSA: time since abandonment

Waldtyp	Höhenstufe			
	Kollin	Submontan	Montan	
Buchenwälder bodensaurer Standorte	16	12	6	Haupt- untersuchung
Buchenwälder mäßig basen- bis kalkreicher Standorte	28	14	6	
Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis feuchter Standorte	11			
Montaner Fichtenwald		1		Zusatzuntersuchung
Erlen-Ulmen Auen und Feuchtwälder		1		
Weißmoos-Flechten- Kiefernwald		1		
Orchideen-Buchenwald		1		
Eichen-Hainbuchenwälder trockener Standorte		3		
Buchenwälder mit ausgesprochen hoher TSA		5		

Flächenauswahl natWald100

Stand: 31.03.2021

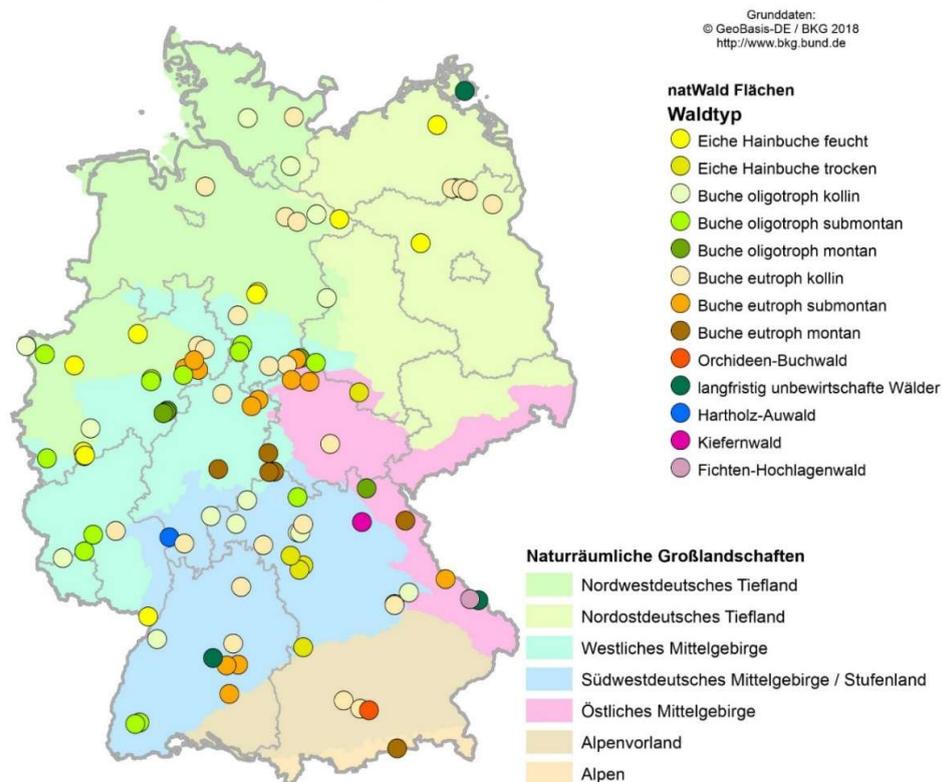


Abb. 2: Übersicht der Gebiete, die im Rahmen des Projektes natWald100 in die Untersuchungen einbezogen werden konnten

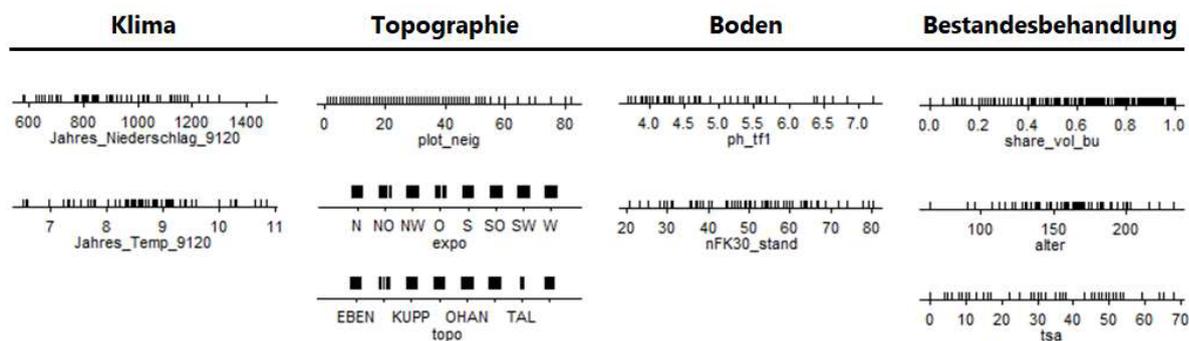


Abb. 3: Darstellung der Einflussfaktoren und deren Abdeckung durch die Flächenauswahl (für Buchenwälder). Die Faktoren Jahrestemperatur 1991-2020, Jahresniederschlag 1991-2020, Hangneigung, Exposition, Topografie, pH des Oberbodens, nutzbare Feldkapazität des Oberbodens (bis 30 cm Tiefe), Volumenanteil der Buche, Bestandesalter und TSA stellen das Grundgerüst der späteren Analysen dar.

Durch das gewählte Vorgehen wurde eine Abdeckung der wichtigsten Naturräumlichen Großlandschaften, Waldtypen und Einflussfaktoren in Bezug auf Buchenwälder, und eingeschränkt auch für Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis feuchter Standorte, erreicht (Abb. 2, Abb. 3). Bereits bei letzterem Waldtyp erwies sich die Anzahl der beprobten NWR in den späteren Analysen aber als zu gering für die Entwicklung solider statistischer Modelle.

1.2 Methodenentwicklung für die Erfassung von Waldstruktur, Vegetation und Bodenkohlenstoff

In den ausgewählten 100 Untersuchungsbeständen wurden jeweils neun Probekreise (500 m²; Radius = 12,62 m) eingerichtet. Die Platzierung der Probekreise (PKR) erfolgte entlang eines 100 x 100 m-Rasternetzes, mit größtmöglicher Nähe zum Zentroid des ausgewählten Waldbestandes. In zahlreichen Beständen gab es bereits ein bestehendes Probeflächenraster. In solchen Fällen wurden die Probekreise auf diesem Raster platziert.

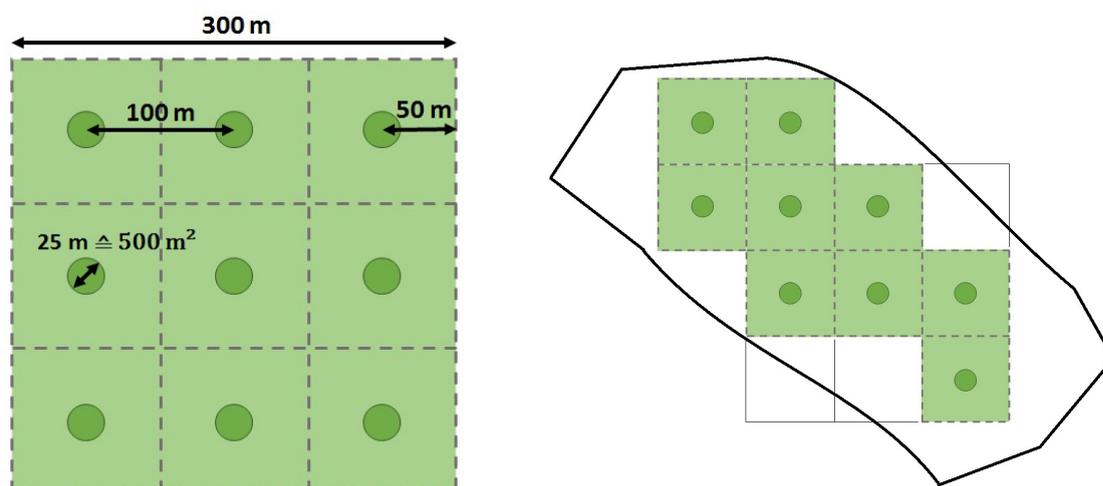


Abb. 4: Ideale Verteilung der neun Probekreise innerhalb einer Fläche (links) und beispielhafte Anpassung an die tatsächlichen Grenzen der Fläche (rechts)

Die neun PKR wurden möglichst in einem 3 x 3-Raster angeordnet (siehe Abb. 4, links). Konnte in einem Untersuchungsbestand aufgrund seiner Form oder Größe das Probekreistraster nicht eingemessen werden, so wurden die Probekreise im bestmöglichen räumlichen Zusammenhang platziert (siehe Abb. 4, rechts; ggf. auch Verschiebung des Rasters). Durch die Anordnung der Probekreise im 3 x 3-Raster

besteht zwischen den einzelnen Reservaten derselbe Flächenbezug, was die Analyse von Biodiversitäts- und Strukturdaten erleichtert. Aufgrund des Abstandes zwischen den Probekreisen wurde hinsichtlich der Wirkungen des Baumbestands die Unabhängigkeit der Stichproben angenommen.

Auf den neun Probekreisen wurde nach dem Standardverfahren der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (Meyer et al., 2018) die Waldstruktur erfasst. Entsprechend wurden alle lebenden und toten, stehenden Bäume ab 7 cm BHD mit Position (Entfernung und Winkel zum Probekreisemittelpunkt), Baumart, Stammdurchmesser, Baumhöhe (Stichprobe von drei Bäumen pro Baumart) Zustandsklasse, ggf. Zersetzungsgrad und Habitatstrukturen aufgenommen (Abb. 5). Im Probekreis befindliches liegendes Totholz wurde ab einem Durchmesser von 20 cm erfasst (Anfangs- und Endpunkt, sonst Attribute wie bei stehenden Bäumen). Innerhalb einer quadratischen Unterfläche von 5 x 5 m (25 m^2) wurde die Pflanzenzahl der Gehölzverjüngung nach Baumart und Höhenklasse erfasst.

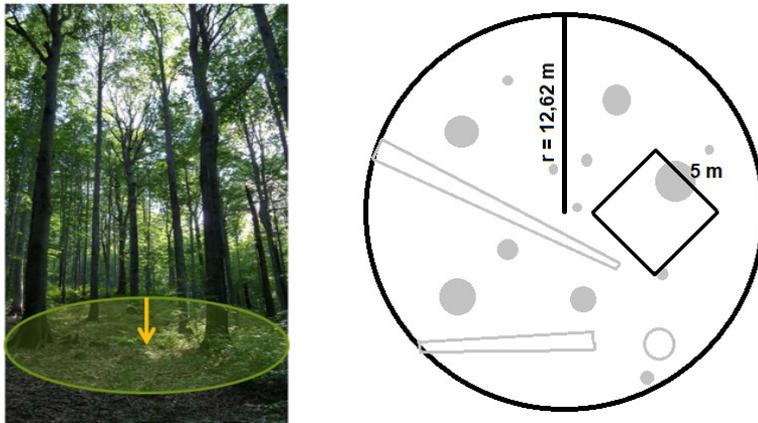


Abb. 5: Schematische Darstellung eines Probekreises (PKR; 500 m^2) und der zu erfassenden Objekte mit Unterfläche (5 m Kantenlänge) zur Aufnahme der Gehölzverjüngung

In jedem Untersuchungsbestand wurden auf drei PKR volumengerechte Proben der organischen Auflage und des mineralischen Oberbodens zur Bestimmung des Kohlenstoffvorrats und weiterer Bodenparameter genommen. Dabei wurde an drei Stellen je PKR bis in eine Tiefe von 30 cm beprobt (Abb. 6). Das gewonnene Probenmaterial wurde nach vier Kompartimenten getrennt: Humusaufgabe, 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe des Mineralbodens. Die Kompartimente wurden in Form von Mischproben auf Probekreisebene zusammengeführt. Kernparameter wie Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt und Steingehalt wurden durch den Probennehmer für jede Probe im Feld geschätzt und protokolliert. Die Mischproben wurden im Umweltlabor der NW-FVA aufbereitet und analysiert. Wichtige Größen bei der Analyse waren die Trockenrohddichte, C- und N-Gehalt sowie pH-Wert. Darüber konnte der Kohlenstoffspeicher im Oberboden berechnet werden und es ließen sich Aussagen über die Nährstoffverfügbarkeit des Standortes und die nutzbare Feldkapazität treffen.

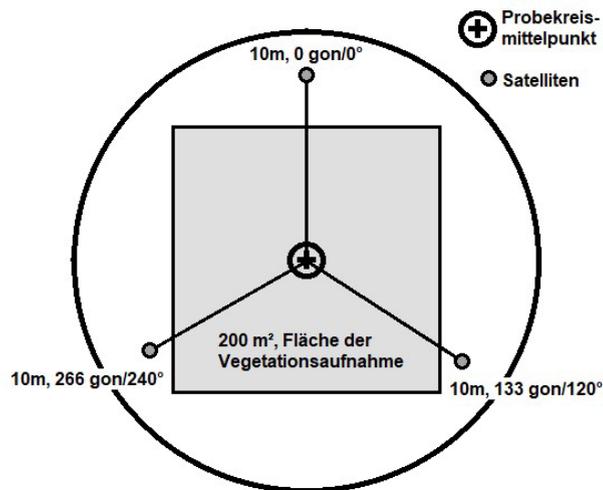


Abb. 6: Schematische Darstellung zur Lage der drei Satelliten (Stellen zur Bodenbeprobung) im Probekreis. Dargestellt ist ebenfalls die zur Vegetationserfassung vorgesehene quadratische Fläche, welche durch die Arbeiten nach Möglichkeit nicht beeinträchtigt werden sollte.

Die Vegetation wurde auf 200 m² (14,14 x 14,14 m) großen Quadraten in den Probekreisen der Waldstrukturaufnahme nach einem modifizierten Verfahren von (Meyer et al., 2018) und einer Abundanzabschätzung nach dem erweiterten Braun-Blanquet-Schlüssel durchgeführt (Abb. 6).

1.3 Methoden für die Berechnung und Analyse der Kohlenstoffvorräte

Die Quantifizierung der Kohlenstoffvorräte erfolgte für die folgenden sechs Kompartimente:

- Oberirdisch
 - Lebende Biomasse
 - Tote Biomasse
- Unterirdisch
 - Lebende Biomasse
 - Tote Biomasse
- Boden
 - Organische Auflage
 - Mineralboden

Die im Feld erhobenen Daten wurden zunächst einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Baumart- und standortspezifische Höhenkurven wurden anhand der im Feld vorgenommenen Höhenmessungen angepasst, um die Höhe der nicht gemessenen Bäume zu schätzen. Zur Berechnung des Kohlenstoffspeichers in der oberirdischen Biomasse wurde das Volumen der einzelnen Gehölzobjekte >7 Brusthöhendurchmesser (BHD) bzw. >20 cm Durchmesser am stärkeren Ende (liegendes Totholz) berechnet und mit Hilfe artspezifischer Holzdichten in Biomassewerte umgewandelt. Der Biomasseverlust von Totholzobjekten durch Zersetzung wurde nach dem Ansatz von Nagel et al. (2023) berücksichtigt. Das Totholzvolumen <20 cm Durchmesser wurde über Multiplikationsfaktoren abgeschätzt nach Meyer et al. (2021b). Die Biomasse der Wurzeln wurde auf allometrischer Grundlage abgeschätzt (s. Nagel et al., (2023)). Der Kohlenstoffgehalt wurde durch Multiplikation der Biomasse mit den Faktoren 0,488 für Laubbaumarten und 0,508 für Nadelbaumarten berechnet (Thomas & Martin, (2012)).

Für die Bodenanalysen konnten Mischproben aus je drei Probekreisen pro Bestand herangezogen werden. Dabei beschränkten sich die Analysen auf eine Bodentiefe von 0 - 30 cm. Die Kohlenstoffvorräte im Boden wurden über den Kohlenstoffgehalt des Feinbodens und die Trockenraumdichte im Labor bestimmt.

Für die weiteren statistischen Auswertungen in der Hauptuntersuchung wurde die Kategorisierung der Waldtypen (Buche +/-, Höhenstufen 1-3) durch kontinuierliche Umweltvariablen ersetzt. Die Boden-pH-Werte wurden als Proxy für die Nährstoffverfügbarkeit bzw. Standortqualität verwendet. Weitere Prädiktoren waren TSA, Bestandesalter und Buchenanteil. Zusätzliche abiotische Prädiktoren waren die durchschnittliche Jahrestemperatur und der durchschnittliche Jahresniederschlag (Kasper et al. 2013; DWD Climate Data Center (CDC)), Auflösung 1x1 km, Bezugszeitraum 1991-2020), die Hangneigung des Probekreises, Topographie und Exposition (Abb. 3). Die Meereshöhe (NHN) korrelierte signifikant mit Temperatur und Niederschlag und wurde daher nicht verwendet. Zusätzlich wurde die nutzbare Feldkapazität (nFK) als Prädiktor in den Modellen für die lebende Biomasse verwendet, während die klimatische Wasserbilanz der jüngsten Dürreperiode (2018 - 2020) als Einflussfaktor in den Modellen für tote Biomasse verwendet wurde.

Zur Datenanalyse wurden generalisierte additive Modelle (GAM, R Core Team, 2016; mgcv::gam) verwendet. Der Kohlenstoffvorrat der toten Biomasse (ober- und unterirdisch) wurde log-transformiert. Aufgrund der geringen Stichprobengröße konnten alle anderen Waldtypen einschließlich der alten NWR (TSA > 100 Jahre) nur qualitativ-vergleichend betrachtet werden.

1.4 Methoden für die Arthropodenbestimmung

Im Projekt wurde der sehr große Zeit- und Finanzaufwand, der für die morphologische Artenbestimmung durch taxonomische Experten investiert werden muss, durch den Einsatz molekulargenetischer Methoden versucht zu reduzieren. Dabei wurde auf molekulargenetische Untersuchungen zur Determination von Arthropoden zurückgegriffen. Durch die Anwendung des DNA Metabarcodings, einer semiquantitativen und automatisierten genetischen Sequenzierungsmethode, ist eine erhebliche Beschleunigung des Arbeitsfortschrittes möglich. Der Abgleich der gewonnenen genetischen Sequenzen ist durch den Vergleich mit verschiedenen Datenbanken möglich, die charakteristische Genomabschnitte („Barcodes“) zahlreicher Arten enthalten.

Die Technologie des DNA-Barcodings erlaubt es, Tiere anhand ihrer DNA auch aus Mischproben verhältnismäßig sicher und schnell zu identifizieren (Haszprunar, 2009; Hausmann et al., 2020; Hebert et al., 2003; Morinière et al., 2016). Dabei ist es derzeit möglich, etwa 23.000 Tierarten anhand ihrer DNA-Barcodes bestimmen zu lassen – hierzu zählen 90-95 % aller häufigen und sehr häufigen Arten (Hausmann et al., 2011; Hendrich et al., 2015; Leibniz-Institut zur Analyse des Biodiversitätswandels 2023). Da mehrere tausend Arthropoden aus Mischproben gleichzeitig analysiert werden konnten, war es zudem möglich, mehr Artengruppen zu betrachten, als es durch die klassische morphologische Analyse möglich gewesen wäre.

Die Methodik des Monitoringverfahrens wurde im Rahmen eines Workshops mit Expert:innen festgelegt. Es wurde eine Fallenkombination bestehend aus einer Malaisefalle, zwei Bodenfallen und einer Flugfensterfalle eingesetzt. Ziel war es, das Spektrum der Arthropodenfauna möglichst breit abzudecken. Die Malaisefalle fängt überproportional viele Dipteren (Fliegen und Mücken) und trägt durch die große Fläche der zeltähnlichen Konstruktion zu einem großen Anteil des Gesamtfangs bei. Boden- oder Barberfallen fangen Arthropoden der Bodenfauna, überwiegend Käfer und Spinnen. Die Flugfensterfalle wiederum fängt hauptsächlich Fluginsekten (Käfer, Schmetterlinge, Dipteren, Hymenopteren).

Legt man die Gesamtheit der in Deutschland vorkommenden Arthropodenarten (Tumbrinck, 2018) zugrunde, machen *Coleoptera* 20 %, *Diptera* 28 %, *Hymenoptera* 28 %, *Lepidoptera* 11 % und die restlichen Ordnungen 14 % aller Arten aus. Mit der eingesetzten Fallenkombination wurden *Diptera* (31% vs. 28 %), *Coleoptera* (22 % vs. 20 %) und *Lepidoptera* (16 % vs. 11 %) überproportional gefangen, während die *Hymenoptera* (16 % vs. 28 %) unterrepräsentiert waren.

1.5 Empfehlungen für ein Monitoringverfahren für Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität in Wäldern mit natürlicher Entwicklung

Flächenauswahl

Das methodische Vorgehen bei der Flächenauswahl hat in Bezug auf Buchenwälder zu einem hohen Maß an Repräsentativität geführt. Dieses System an Untersuchungsflächen kann direkt in ein Langzeit-Monitoring von Kohlenstoffspeicherung und Waldstruktur überführt werden. Es ist aber zu empfehlen, weitere ungleichaltrige Bestände zu identifizieren und zu ergänzen, da nach unserer Vor-Ort-Prüfung nur wenige der als solche ausgewiesenen Bestände dieser Kategorie tatsächlich gerecht wurden. Des Weiteren sollten Untersuchungsbestände in den bisher nicht abgedeckten Naturräumen Deutschlands integriert werden. Hier standen die für die Auswahl relevanten Informationen entweder gar nicht oder nur in unzureichender Form zur Verfügung.

Für die Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis feuchter Standorte war die Zahl der im Rahmen des Projekts untersuchten Bestände zu gering, um über den „space-for-time“-Ansatz (SFT) zu substantziellen Aussagen zu gelangen. Wir gehen aber davon aus, dass der Stichprobenumfang bei echten Zeitreihenuntersuchungen ausreicht, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Das Untersuchungsflächenkollektiv ließe sich vermutlich also auch hier in ein dauerhaftes Monitoring überführen. Auch hier sollte geprüft werden, ob es um weitere Bestände in Mittel-, Ost- und Süddeutschland erweitert werden kann, um die räumliche Abdeckung zu verbessern. Für die anderen, exemplarisch integrierten Bestandestypen sollten im Rahmen der Möglichkeiten weitere Bestände einbezogen werden.

Waldstrukturaufnahmen

Die gewählte Probekreisgröße von 500 m² entspricht den Standards der Naturwaldforschung (Meyer et al., 2001). Wie Untersuchungen in komplex strukturierten Buchenwäldern zeigen, ist diese Größe ausreichend, um kleinräumige Strukturheterogenität abzubilden (Feldmann et al., 2018b; Hobi et al., 2015; Lombardi et al., 2015). Hinsichtlich der Anzahl der Probekreise stellt das Untersuchungsdesign einen Kompromiss zwischen Genauigkeitsanspruch, Aufnahmeeffizienz und Praktikabilität dar:

- Die Anlage der Probekreise (PKR) im Raster (3 x 3; 100 m Rasterweite) lässt sich auch in verhältnismäßig kleinen Waldbeständen realisieren, was die Anzahl der potenziellen Untersuchungsflächen nicht zu stark einschränkt.
- Der Abstand der PKR zueinander ist einerseits groß genug, damit diese in Bezug auf strukturdynamische Prozesse als weitgehend unabhängig voneinander anzusehen sind (z.B. hat der Umsturz eines Baumes i.d.R. keinen Effekt auf einen benachbarten PKR). Gleichzeitig sind diese nicht so weit voneinander entfernt, dass Standortfaktoren (z.B. Klima oder Bodentyp) gravierend voneinander abweichen können.

- Die Anzahl an PKR, welche für verlässliche Aussagen zu Waldstrukturparametern benötigt wird, hängt stark von deren lokaler Variabilität ab. Für komplex strukturierte Buchenwälder übersteigt sie bei hohem Genauigkeitsanspruch die verwendete Anzahl von 9 PKR pro Bestand i.d.R. um ein Vielfaches (Feldmann et al., 2018b; Král et al., 2010). Da der Variationskoeffizient mit wachsender Anzahl an Stichproben unproportional sinkt, kann allerdings bei 9 PKR bereits von einer hohen Genauigkeit ausgegangen werden. Kapazitätsgrenzen hinsichtlich des Arbeitsaufwands, aber auch die Verfügbarkeit ausreichend großer Bestände, sind zudem entscheidende limitierende Faktoren. Zusammengenommen stehen Aufwand und Qualität der erhobenen Daten in einem guten Verhältnis.

Waldstrukturanalyse

Der „Development Stage Index“ (I_{DS}) wurde entwickelt, um die komplexe Struktur von Buchenurwäldern auf Basis von klassischen Inventurdaten zu beschreiben und zu analysieren (Feldmann et al., 2018b). Die Übertragung der Methode auf ehemalige Wirtschaftswälder mit natürlicher Entwicklung stellt eine deutliche Ausweitung ihres Anwendungsbereichs dar, und war durch minimale Anpassungen (Referenzwerte des Initialstadiums) möglich. Bei der Analyse unechter Zeitreihen (SFT-Ansatz) lieferte der I_{DS} plausible Ergebnisse in Bezug auf entwicklungsdynamische Prozesse in den Naturwäldern. Aufgrund der einfachen Anwendung und der hohen Aussagekraft empfiehlt sich der Einsatz der Methode auch im Rahmen eines langfristigen Monitorings zur Waldstruktur.

Während der I_{DS} die „demografischen Struktur“ von Waldbeständen beschreibt, liefert der „Old-Growth-Indicator“ (OGI) eine strikte Bewertung hinsichtlich der „Natürlichkeit“ von Waldbeständen. Dabei fließen zahlreiche (27) Strukturvariablen in die Berechnungen ein, die direkt aus den klassischen Probekreisdaten berechnet werden können. Kurz- bis mittelfristige Entwicklungen lassen sich teilweise über den OGI selbst nicht abbilden, da sie jenseits der zugrunde liegenden Schwellenwerte stattfinden. Wenn die detaillierte Entwicklung einzelner Strukturvariablen von Interesse ist, empfiehlt sich eine zusätzliche Betrachtung der in die Berechnungen einfließenden Rohwerte. Darüber lassen sich beispielsweise Annäherungsprozesse an Schwellenwerte analysieren.

Beide Auswertungsmethoden basieren auf Referenzwerten aus Urwäldern. Da solche bisher nur aus Buchenurwäldern vorliegen, ist die Anwendung der Methoden auf Buchenwaldtypen beschränkt. Im Rahmen eines erweiterten Monitorings ist es notwendig, auch für andere Waldtypen entsprechende Referenzwerte zu generieren.

Kohlenstoffspeicherung

Auf Basis der Daten zur Waldstruktur können die Kohlenstoffvorräte der oberirdischen Biomasse (lebend und tot), unter Verwendung von Angaben aus der Literatur (z.B. baumartenspezifische Dichtefunktionen), umfänglich und zuverlässig berechnet werden. Die unterirdische Biomasse (Wurzeln) wurde über allometrische Funktionen hergeleitet, was mit gewissen Unsicherheiten verbunden, derzeit aber alternativlos ist. Über den SFT-Ansatz wurden in ihrer Tendenz eindeutige Ergebnisse produziert. Die Streuung der Werte ist allerdings groß, und die statistischen Modelle daher nicht sehr präzise. Auch der zeitliche Rahmen, über welchen klare Aussagen getroffen werden können, ist bisher begrenzt. Durch den Aufbau von Zeitreihen im Rahmen eines Monitorings nach vorgestellter Methode würde der zeitliche Horizont erweitert und die Modellierung der Entwicklungen präzisiert.

Die Ergebnisse zum Kohlenstoffspeicher in Boden lieferten keinen Beleg für eine Akkumulation im Verlauf der TSA. Möglicherweise bleiben Entwicklungen im SFT-Ansatz aber verschleiert, da andere Faktoren (insbesondere pH-Wert) stark dominieren. Eine abschließende Aussage zu dem Thema scheint nach wie vor nicht angemessen und es besteht weiterer Forschungsbedarf. Langfristige echte Zeitreihen würden vermutlich auch subtilere Effekte der TSA sichtbar machen, falls solche existieren. Anpassungen hinsichtlich der Anzahl der Bodenproben wären sicherlich notwendig, da die kleinräumige Variabilität des Bodens in dieser Betrachtung starken Einfluss auf die Ergebnisse hat. Durch die in den

letzten Jahren erfolgte Ausweitung der NWE-Kulisse ist zu prüfen, ob zukünftig auch die bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) repräsentative Aussagen zu dieser Frage liefert.

Vegetation

Für die Vegetationsaufnahmen hat sich das bereits seit Jahrzehnten angewendete Verfahren nach Braun-Blanquet mit einer erweiterten Abundanzskala wiederum bewährt. Allerdings sollte darauf geachtet werden, dass die Flächengrößen der Einzelplots in den Wäldern bei der beschränkten Probenanzahl eher größer gewählt werden (Dierschke, 1994). Dabei sehen wir den von uns gewählten Ansatz (200 m²), als Minimum an, da zahlreiche Probekreise nur vereinzelte Artvorkommen aufwiesen und daher im Rahmen von multivariaten Analysen auf Plotebene kaum zuzuordnen waren.

Ein Problem in dem Zusammenhang war die Jahreszeit der Aufnahmen. Es zeigte sich deutlich, dass insbesondere bei der Einbeziehung von basenreichen Standorten fundierte Aussagen nur mit einer Frühjahrs- und einer Sommererhebung möglich sind.

Arthropoden

Die im Projekt natWald100 eingesetzte Fallenkombination zeigt sich gegenüber den sonst üblichen Einzelfallen (Hausmann et al., 2020; Karlsson et al., 2020; Ssymank et al., 2018; Uhler et al., 2021) hinsichtlich des Spektrums der gefangenen Arten überlegen und erreicht die Abdeckung eines umfassenden Spektrums von Arten der epigäischen Fauna und des Flugraums. Dadurch kann eine bessere Abdeckung der in Deutschland vorkommenden Arthropodenarten (Tumbrinck, 2018) erreicht werden als mit Einzelfallensystemen. Das System hat sich für Untersuchungen über einen Zeitraum von drei Monaten (Mai bis Juli) als robust erwiesen. Es waren nur wenige Ausfälle festzustellen und durch den 14-tägigen Leerungsrhythmus konnten diese auch zeitnah behoben werden. Die Methodik muss, um flächenbezogene Aussagen über einzelne Flächen (z.B. ganze Naturwaldreservate) treffen zu können, hinsichtlich der Anzahl der eingesetzten Fallensets angepasst werden.

Die Artbestimmung der großen Probenmenge mit dem Metabarcoding-Verfahren hat sich allein schon aus zeitlichen Gründen (Hausmann et al., 2020) bewährt. So lagen sämtliche Ergebnisse innerhalb von sechs Monaten nach dem Ende der Fangsaison vollständig vor. Noch unbekannte Arten können anhand der DNA-Sequenzen auch später noch nachbestimmt werden, sofern dann ein Eintrag in den Datenbanken erfolgt ist. Dieses Verfahren erlaubt gegenüber dem klassischen Verfahren ein schnelleres Ergebnis mit überschaubarem Kostenaufwand.

Ein weiterer Vorteil des Verfahrens zeigte sich insbesondere bei der Ordnung der *Lepidoptera*. So konnten im Vergleich zu Lichtfängen auch Arten erfasst werden, die zu dieser Jahreszeit nur im Raupenstadium vorhanden sind.

Als Nachteil bleibt der Umstand, dass bisher keine Individuenzahlen bzw. Abundanzwerte ermittelt werden können und damit die Dominanzstruktur der Lebensgemeinschaft nicht erfasst wird. Auch lassen sich keine Einzelindividuen nachbestimmen, da die Proben i.d.R. homogenisiert werden. In Einzelfällen können zudem Fehler in den Datenbanken auftreten, welche zu falschen Analogieschlüssen führen können. Daher ist der Fokus auf einzelne Arten mit Vorsicht zu handhaben. Für Auswertungen der Artengemeinschaften sind diese Fehler jedoch ohne größere Auswirkungen. In gewissem Umfang sind auch Verdriftungen von genetischem Material einzukalkulieren, z.B. durch carnivore Tiere, wie Laufkäfer, deren Mageninhalt mit in die Analysen eingeht.

1.6 Ergebnisse Waldstruktur

Insgesamt wurden bei den Waldstrukturaufnahmen in den 100 Untersuchungsbeständen 23.276 Objekte erfasst (17.307 lebend und 5.970 tot; ohne Gehölzverjüngung). In der Analyse kamen im Wesentlichen zwei Auswertungsmethoden zur Anwendung: der „Development Stage Index“ (I_{DS} ; (Feldmann et al., 2018b)) und der „Old-Growth Indicator“ (OGI; (Meyer et al., 2021a)). Beide Verfahren sind darauf ausgerichtet, den Zustand der Waldstruktur eines Bestandes mit natürlichen Wäldern (Urwälder) zu vergleichen. Da lediglich Daten aus Buchenurwäldern (Feldmann et al., 2018b; Glatthorn et al., 2018), nicht aber aus anderen Waldtypen zur Verfügung standen, wurden ausschließlich Buchenbestände in diese Betrachtungen einbezogen. Der OGI ist zwar explizit darauf ausgerichtet, auch das Vorkommen anderer Baumarten zu bewerten, dies jedoch nur, wenn die potenziell natürliche Vegetation des betrachteten Bestandes einen Buchenwaldtyp vorsieht.

1.6.1 „Development Stage Index“

Der Development Stage Index (I_{DS} ; Feldmann et al. (2018b)) wurde in slowakischen Buchenurwäldern entwickelt, um die Waldstruktur auf Probekreis- und Bestandesebene zu charakterisieren. Der Ansatz beruht auf dem Konzept des natürlichen Waldzyklus nach (Watt, 1947), welches die Vorstellung über die Strukturodynamik in natürlichen Buchenwäldern bis heute wesentlich prägt. Demnach initiiert der Tod von Bäumen in der Kronenschicht auf diskreter Fläche eine neue Baumgeneration die dort sukzessive alle Phasen des Lebenszyklus (d.h. vom Sämling bis zum stark dimensionierten Baumveteranen) durchläuft. Irgendwann kommt es zur Überalterung (oder Störung) und der Zyklus beginnt von neuem (Abb. 7, links). Ein natürlicher Wald stellt sich entsprechend dieses Konzepts als Mosaik aus zahlreichen Teilflächen (sog. „patches“) in unterschiedlichen Phasen der Bestandesentwicklung dar (Abb. 7, rechts). Diese Konzeption wurde in Form des „Mosaik-Zyklus“ von Remmert (1991) aufgegriffen.

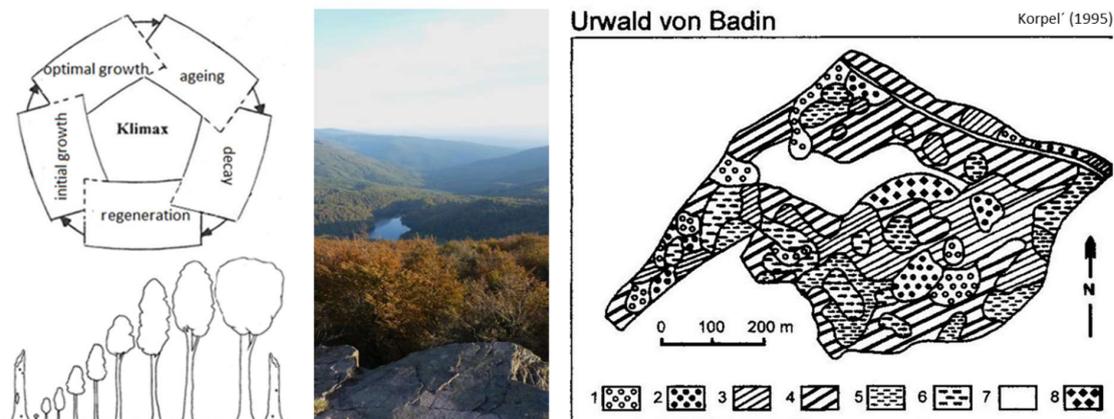


Abb. 7: Schematische Darstellung des natürlichen Waldzyklus (links) und Darstellung des Mosaiks zahlreicher Teilflächen in unterschiedlichen Phasen der Entwicklung im Urwald von Badin (rechts; aus (Korpel', 1995)).

Der I_{DS} ordnet jeden gemessenen Baum auf einem PKR entsprechend seiner Dimension (d.h. BHD) einem von drei Entwicklungsstadien zu (< 40 cm = Initialstadium, 40-69 cm = Optimalstadium und ≥ 70 cm = Terminalstadium; Abb. 8). Aus den Urwalddaten wurden für jedes der drei Stadien flächenbezogene Referenzwerte zur „Vollbestockung“ (in Bezug auf Stammzahl [N] und Grundfläche [BA]) des jeweiligen Stadiums generiert. Anhand der Referenzwerte kann über die Elemente der einzelnen Stadien (DS) auf einem PKR (i) deren jeweilige „Deckung“ in Form eines Indexwertes berechnet werden (I_{DSi} ; siehe Formel und Abb. 8).

$$I_{DSi} = \left(\frac{N_{DSi}}{N_{DSref}} + \frac{BA_{DSi}}{BA_{DSref}} \right)$$

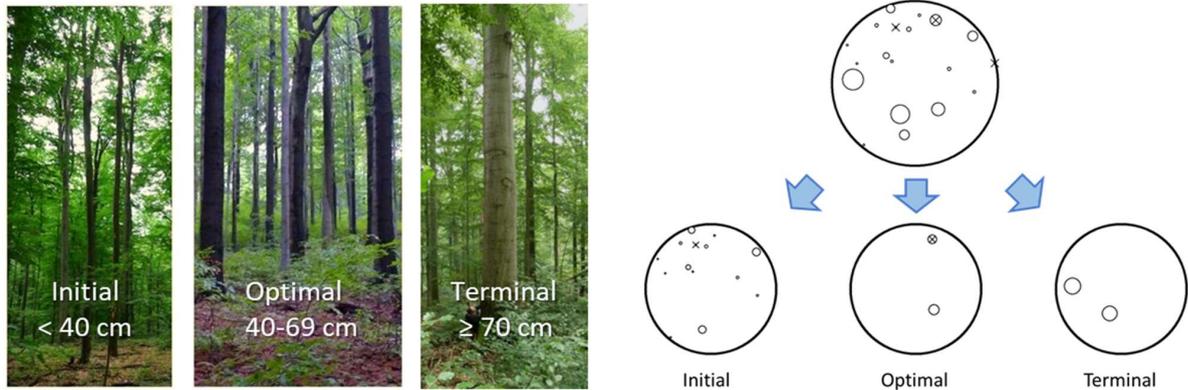


Abb. 8: Die Fotos (links) erläutern die Einordnung der erfassten Objekte in die Entwicklungsstadien. Die schematische Darstellung (rechts) zeigt die Zuordnung der eingemessenen Objekte eines Probekreises in die jeweiligen Entwicklungsstadien. Zur Berechnung der Indexwerte werden die nach Durchmesserklassen getrennten Objekte jeweils über Stammzahl und Grundfläche mit den Referenzwerten für das entsprechende Stadium verglichen. Der aufsummierte Wert aus den Vergleichen ist der Indexwert IDS des jeweiligen Stadiums für den dargestellten Probekreis.

Auf diese Weise erhält ein PKR für jedes der drei Stadien einen Indexwert: I_{Ini} , I_{Opt} und I_{Ter} . Werden die Indexwerte in relative Anteile umgerechnet, so lassen sich die Mischungsverhältnisse der Stadien auf einem PKR in einem „ternary plot“ („Dreiecksdiagramm“) darstellen (beispielhaft für die slowakischen Buchenurwälder in Abb. 9).

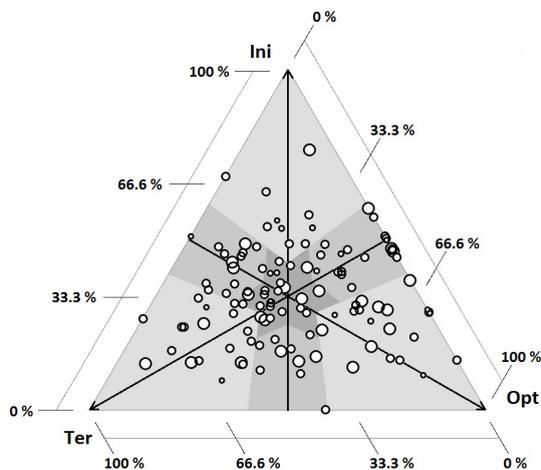


Abb. 9: Darstellung der Mischungsverhältnisse von Initial- (Ini) Optimal- (Opt) und Terminalstadium (Ter) der Probekreise in slowakischen Buchenurwäldern (N = 118), aus Feldmann et al. (2018b).

Was die Lage einer Probefläche im „ternary plot“ aussagt beschreibt die Interpretationshilfe in Abb. 10. In der Annahme des klassischen Modells des Mosaikzyklus würde sich eine potenzielle Waldfläche in ihrer Entwicklung entlang der Außenkante des Dreiecks bewegen.

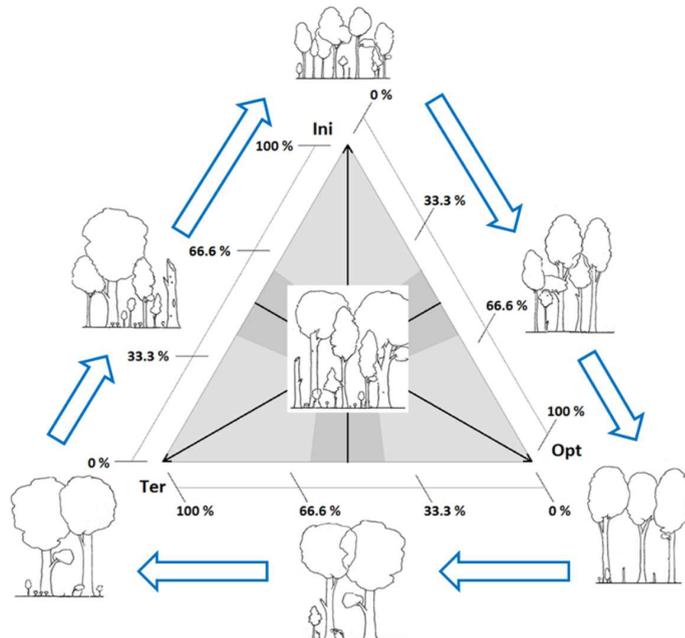


Abb. 10: Bildhafte Darstellung der Waldstruktur in unterschiedlichen Bereichen des ternary plots. Die Pfeile deuten den Entwicklungsverlauf (entlang der Außenkanten) nach klassischer Vorstellung des natürlichen Waldzyklus an.

In Buchenurwäldern befinden sich relativ wenige PKR im Bereich der Außenkanten (Abb. 9). Meist durchmischen sich alle drei Stadien kleinflächig. Dieses Muster kann durch die oft auftretenden kleinflächigen Störungen erklärt werden, bei denen Bäume häufig nur einzeln oder in kleinen Gruppen absterben (Feldmann et al., 2018a; Kucbel et al., 2009; Nagel and Svoboda, 2008). Zudem gibt es meist unterständige Bäume und/oder fortgeschrittene Verjüngung, welche Teilbereiche der neu entstandenen Lücken einnehmen (Feldmann et al., 2018a).

Ältere methodische Ansätze waren bei der Ausscheidung von Entwicklungsphasen/-stadien i.d.R. auf dominante Objekte der Bezugsfläche (z.B. stärkster Baum) fokussiert (Drößler and Meyer, 2006; Tabaku, 2000; Winter and Brambach, 2011; Zenner et al., 2015). Untergeordnete Strukturen, wie z.B. unterständige Bäume, fanden dabei nur geringe Berücksichtigung, obwohl ihre Präsenz für die Beurteilung der demographischen Struktur und den weiteren Verlauf der Entwicklung, wenn beispielsweise der Baumveteran ausfällt, entscheidend sein kann. In der Folge wurden „späte“ Entwicklungsphasen häufig ausgewiesen, „frühe“ hingegen kaum. Der I_{DS} bezieht diese Strukturelemente in die Berechnung mit ein und zeichnet so ein realistischeres Bild des Zustandes.

Unter Verwendung der Referenzwerte aus den Buchenurwäldern wurde der I_{DS} auf die Buchenbestände des natWald100-Projekts ($N = 82$; 738 PKR) angewendet. Es war lediglich eine geringfügige Anpassung des Referenzwertes für das Initialstadium nötig, da im Rahmen dieses Projekts kein liegendes Totholz zwischen 7 und 20 cm Durchmesser erfasst wurde. In Abb. 11 sind beispielhaft die Mischungsverhältnisse der drei Entwicklungsstadien in 8 Altersklassenwäldern mit zunehmendem Bestandesalter (und tendenziell steigender TSA) abgebildet. Betrachtet man die Reihenfolge (a – h) als Entwicklung entlang einer Zeitachse, so bewegen sich die PKR mit der Zeit im Uhrzeigersinn entlang der Außenkanten des ternary plots, mit zunehmendem Alter auch etwas nach innen. Der Verlauf von a – f spiegelt bekannte Prozesse wie die Reifung des herrschenden Baumbestands und konkurrenzbedingte Ausdünnung bei den unterständigen Bäumen plausibel wider. In den Beständen g

und h befinden sich die Bäume der Ausgangskohorte weitgehend im Terminalstadium und darunter etabliert sich eine neue Baumgeneration. Eine relativ lange Überlappung zweier Baumgenerationen in dieser Phase der Bestandesentwicklung wurde bereits von Korpel' (1995) beschrieben.

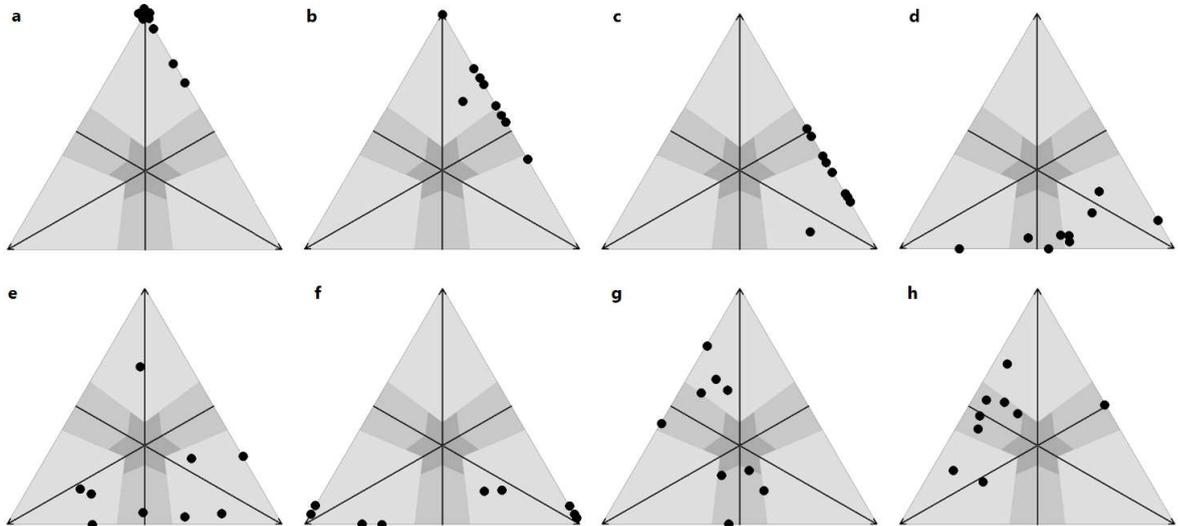


Abb. 11: Ternary plots für acht beispielhafte Buchenbestände mit zunehmendem Bestandesalter (und tendenziell steigender TSA) von a nach h.

Auch wenn Abb. 11 auf echten Bestandesdaten basiert, handelt es sich nur um Beispiele, welche die angenommene Entwicklung gut und übersichtlich widerspiegeln. In zahlreichen Beständen gibt es einzelne PKR die in ihrer Lage von diesem Idealbild abweichen, was vor dem Hintergrund von Störungen (z.B. kleinflächige Windwürfe) und vereinzelt noch vorhandenen Objekten des Vorbestands (i.d.R. lebende oder tote Bäume ≥ 70 cm BHD) zu erwarten ist.

Buchenurwälder

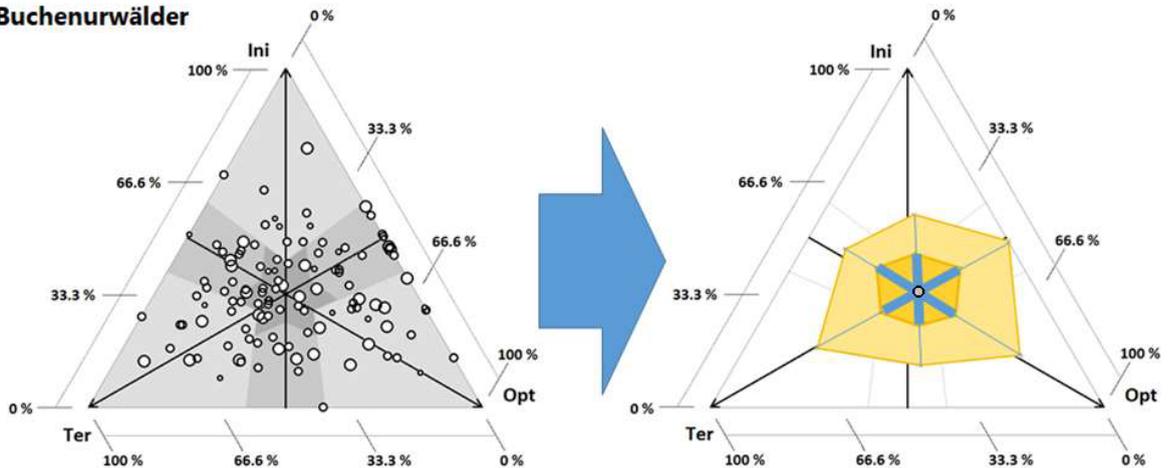


Abb. 12: Überführung der Mischungsverhältnisse der zahlreichen Einzelflächen in den slowakischen Buchenurwäldern in die Darstellung über die statistischen Kennwerte der Verteilung (Punkt = Mittelwert, orange Fläche = Interquartilsabstand, hellorange Fläche = Abstand zwischen 0,05- und 0,95-Quantil). Zur Veranschaulichung wurden Boxplots (blau, Schnittpunkt im Mittelwert) für die Anteile der einzelnen Entwicklungsstadien hinzugefügt.

Um zu prüfen, ob die aufgezeigte Entwicklungstendenz generalisiert werden kann, bedarf es einer umfassenderen Betrachtung, unter Einbeziehung sämtlicher Daten. Es wurde daher eine abstrahierte Darstellung entwickelt, welche die Verteilung der I_{DS} -Werte zahlreicher PKR in Wahrscheinlichkeitsräumen zeigt (Abb. 12; statistische Kennzahlen: Mittelwert, Interquartilsabstand und

0,05-Quantil und 0,95-Quantil). Für den I_{DS} stellt das Bestandesalter in unserem Untersuchungskollektiv eine treibende Größe dar (Abb. 11).

Um sowohl Effekte des Bestandesalters als auch der TSA zu veranschaulichen, wurden die Untersuchungsbestände daher anhand einer einfachen Matrix (4 Altersklassen x 3 TSA-Klassen) gruppiert (Abb. 13). Über alle Altersklassen hinweg ist eine moderate Zunahme des Anteils des Terminalstadiums mit steigender TSA zu erkennen. In den älteren Beständen ist dies auf die Anreicherung stark dimensionierter Baumindividuen ($BHD \geq 70$ cm) zurückzuführen. Betrachtet man lediglich den Alterseffekt (von oben nach unten gelesen), so findet mit zunehmender Altersklasse zunächst eine Annäherung an die Buchenurwälder statt. In der Altersklasse > 200 Jahre zeigen die Untersuchungsbestände eine erheblich größere Wertespanne als die Urwälder. Im Vergleich zu den Buchenurwäldern weisen die Untersuchungsbestände eine geringere Dichte der PKR im Innenbereich und eine deutlich höhere Dichte im Randbereich der ternary plots auf. Die Heterogenität der Waldentwicklungsstadien geht vor allem auf Unterschiede zwischen den Beständen und weniger auf Unterschiede zwischen den PKR innerhalb der Bestände zurück. Dieser Befund kann durch die individuellen Abweichungen in der Bestandesbehandlung vor Nutzungseinstellung erklärt werden. Ein Blick auf die alten Reservate (TSA > 100) deutet darauf hin, dass es längerfristig wieder zu einer geringeren Überlagerung mit den Urwaldwerten kommt.

Eine Abnahme des Initialstadiums scheint ebenfalls einen generellen Trend mit zunehmender TSA darzustellen. Naheliegender ist eine verstärkte Ausdünnung unterständiger Bäume aufgrund von Lichtmangel. Der „erneute“ Anstieg des Initialstadiums in älteren, lange unbewirtschafteten Beständen (Alter 160 – 199, TSA 50 – 68) deutet an, dass hier eine erhöhte natürliche Lückenbildung auftritt, welche die Etablierung einer Naturverjüngung und verbessertes Wachstum im Unterstand ermöglicht.

Der Development Stage Index zeichnet insgesamt ein plausibles Bild der strukturellen Bestandesentwicklung und scheint ein geeignetes Instrument, die Struktur von Beständen hinsichtlich ihrer Naturnähe zu beurteilen. Die Weiterentwicklung in der Darstellung (Abbildung der statistischen Kenngrößen) ermöglicht die Veranschaulichung und Interpretation der Ergebnisse unter Einbeziehung zahlreicher Probeflächen. Als nächster Schritt scheint die Identifikation geeigneter statistischer Testverfahren für den Vergleich zwischen Beständen zielführend.

Das Bestandesalter ist bei der Strukturanalyse mit dem Development Stage Index eine wichtige Einflussgröße, während die Effekte der TSA eher subtil wirken. Das Ziel unserer Analyse war es, TSA und Bestandesalter als Einflussfaktoren getrennt betrachten zu können. Es ist an dieser Stelle aber zu betonen, dass das Erreichen eines Baumalters jenseits der Ernteschwelle eines der wichtigsten Kennzeichen von NWE-Beständen darstellt und daher Bestandesalter und TSA in der Realität eng miteinander zusammenhängen. In altersheterogen aufgebauten Wäldern, wie den Buchen-Urwäldern, gibt es zudem kein einheitliches Bestandesalter mehr. Das Alter wird hingegen zu einer Eigenschaft von Einzelbäumen und muss individuell dendrochronologisch bestimmt werden.

Insgesamt stellt sich die Struktur in den ehemaligen Wirtschaftswäldern auf Probekreis- und Bestandesebene nur selten komplex da. Die vorliegende Studie deutet darauf hin, dass der Weg der strukturellen Transformation zu Strukturen, die mit Urwäldern vergleichbar sind, lange Zeit in Anspruch nimmt.

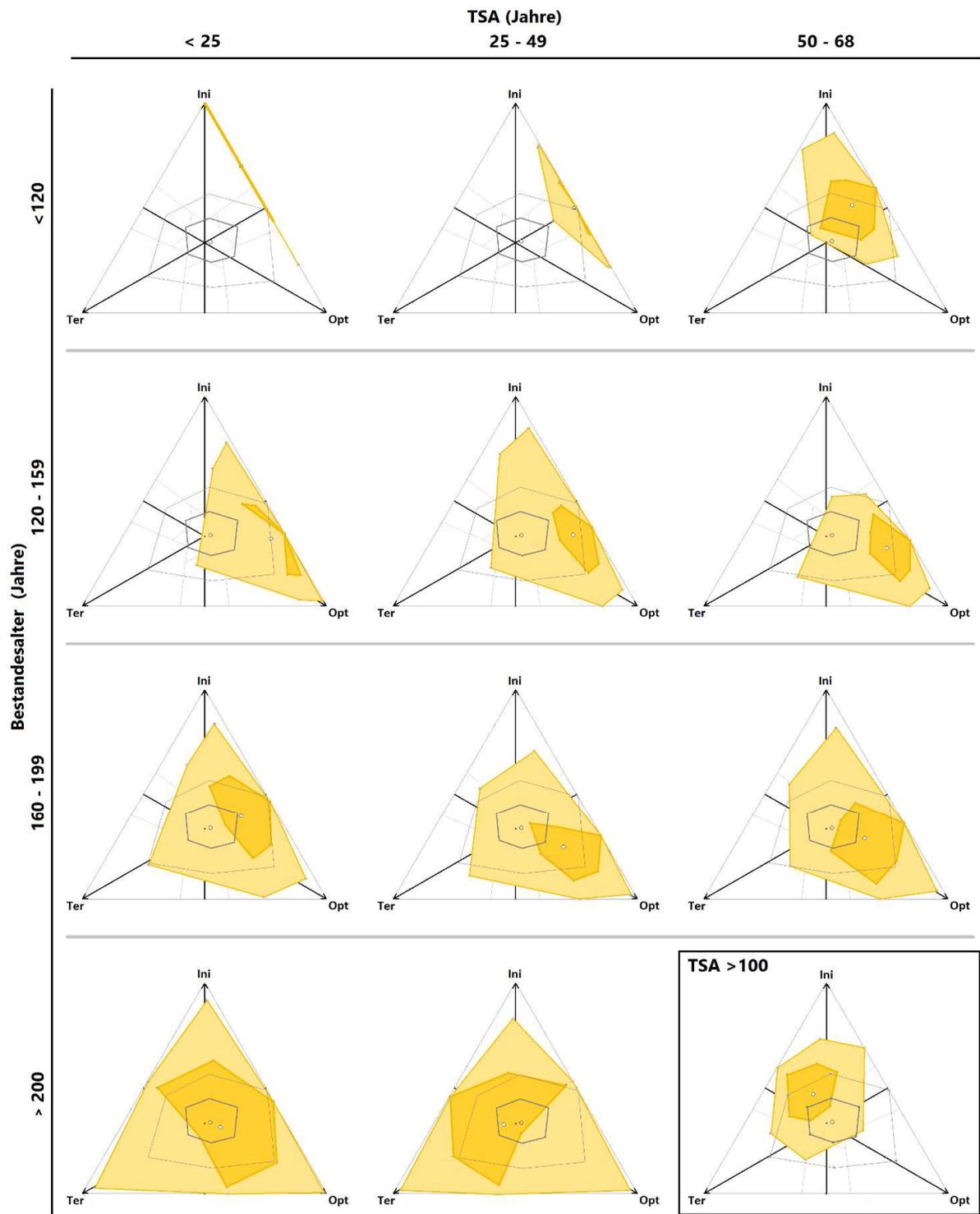


Abb. 13: Ternary plots für die Altersklassen-Buchenwälder aufgeteilt in Klassen nach Bestandesalter und TSA. Effekte des Bestandesalters lassen sich spaltenweise von oben nach unten lesen, Effekte der TSA zeilenweise von links nach rechts. Die grauen, inneren Bereiche stellen die Wertespanssen für Buchen-Urwälder dar.

1.6.2 „Old-Growth Indicator“

Der „Old-Growth Indicator“ (OGI) nutzt quantitative Informationen zu 27 einzelnen Strukturvariablen (Meyer et al., 2021a; Tab. 3). Der auf Bestandesebene (d.h. Einbeziehung aller 9 PKR eines Untersuchungsbestands) generierte Wertebereich zwischen dem 5.ten und 95.ten Perzentil wird ins Verhältnis zum entsprechenden Wertebereich von Buchenurwäldern gesetzt (siehe dazu Abb. 14). Der OGI reicht von 0 (gar keine Übereinstimmung) bis 1 (volle Übereinstimmung). Im ersten Schritt werden einzelne Werte für sämtliche Strukturvariablen (OGI_{var}) berechnet, nachfolgend lassen sich diese für verschiedene thematische Gruppen (z.B. Totholzparameter) oder insgesamt mitteln (OGI_{gesamt}).

Tab. 3: Abkürzungen und deren kurze Erläuterung für die 27 im OGI verwendeten Strukturvariablen.

Strukturvariable	Erläuterung
nha_ts7	Stammzahl tot_stehend_7 -19 cm
nha_ts20	Stammzahl tot_stehend_20-49 cm
nha_ts50	Stammzahl tot_stehend \geq 50 cm
nha_tl20	Stammzahl tot_liegend_20-49 cm
nha_tl50	Stammzahl tot_liegend \geq 50 cm
vha_tg	Totholzvolumen gesamt
Zg	mittlerer Zersetzungsgrad
nha_ls	Stammzahl lebend
vha_ls	Holzvolumen lebend
dg	Grundflächen-Mittelstamm
dmax	max. BHD
dmin	min. BHD
dspanne	BHD-Spanne
nha_gtree	Anzahl Baumveteranen (BHD \geq 80 cm)
vwep	mittlere "natürliche Altersklasse"
wepn	Anzahl "natürlicher Altersklassen"
nha_hoe	Anzahl Höhlenbäume
nha_pilz	Anzahl Bäume mit Pilzkonsolen
nha_w	Anzahl Wurzelteller
pnaut	Anteil autochtoner Baumarten (\geq 7 cm BHD)
pvaut	Anteil autochtoner Baumarten (Verjüngung)
artzderb	Anzahl Baumarten
sukdn	mittlerer sukzessionaler Status (\geq 7 cm BHD)
sukv	mittlerer sukzessionaler Status (Verjüngung)
v150	Pflanzenzahl Verjüngung (50-149 cm Höhe)
V999	Pflanzenzahl Verjüngung (\geq 150 cm Höhe)
vnha	Pflanzenzahl Verjüngung gesamt

Der OGI_{gesamt} steigt moderat, aber signifikant mit zunehmender TSA an (Abb. 15, lineare Regression: $r = 0,421$; $p = 0,0001$). Die Regressionslinie liegt am Ende des modellierten TSA-Bereichs (74 Jahre) mit 0,35 noch deutlich unter den Werten, welche für die einzelnen Buchenurwälder in der Ostslowakei ermittelt wurden (0,7 - 0,73). Die Wälder entwickeln sich also scheinbar in Richtung urwaldartiger Strukturen, der Prozess schreitet jedoch nur langsam voran. Die alten Naturwaldreservate (TSA >100), erreichen lediglich ein vergleichbares Niveau ($\bar{x} = 0,35$), was eine Stagnation in der Entwicklung

nahelegt. Neben der TSA steht der OGI_{gesamt} auch mit dem Bestandesalter in Beziehung (Abb. 15, rechts; lineare Regression: $r = 0,33$; $p = 0,007$).

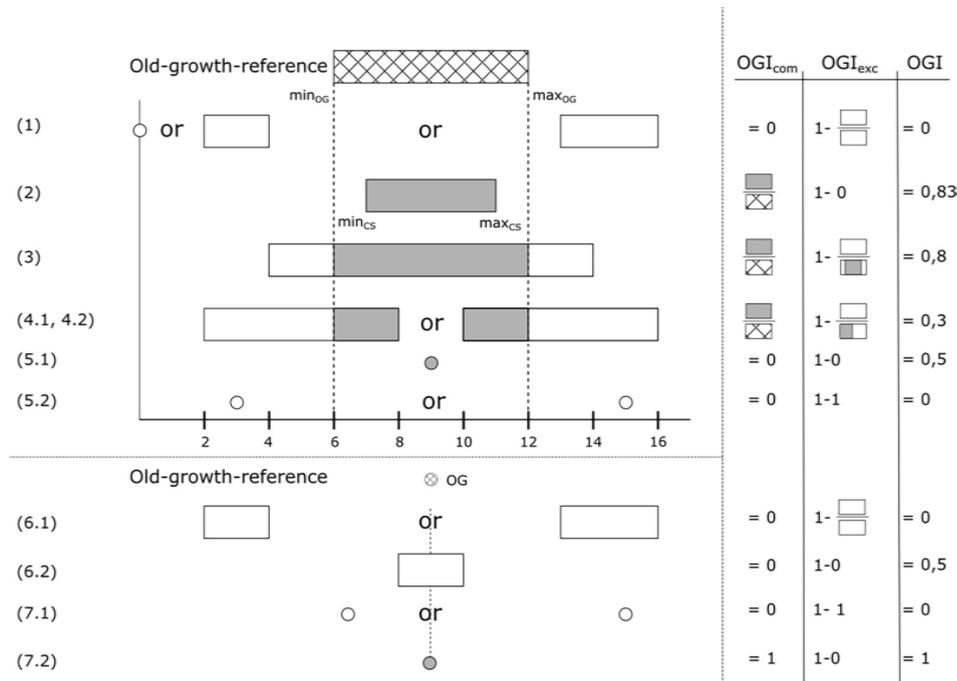


Abb. 14: Schematische Darstellung zur beispielhaften Berechnung der einzelnen OGI-Werte für spezifische Strukturvariablen (OGI_{var}) (aus (Meyer et al., 2021a)).

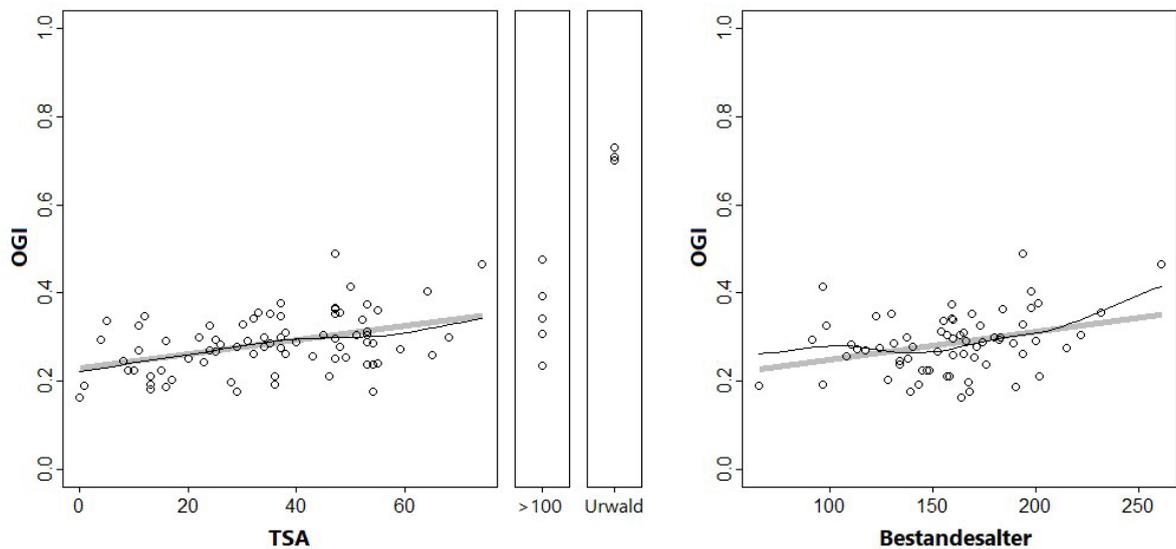


Abb. 15: Darstellung der OGI-Werte (OGI_{gesamt}) in Abhängigkeit von der TSA (links) und des Bestandesalters, jeweils inklusive einer „loess-Funktion“ und einer modellierten Regressionsgrade. Zum Vergleich wurden die Werte für die fünf alten Buchenreservate (TSA > 100) und die drei slowakischen Buchenurwälder (Urwald) der linken Grafik hinzugefügt.

Um die Entwicklung des OGI mit steigender TSA und steigendem Bestandesalter besser zu verstehen, wurden die Werte für einzelne Strukturvariablen (OGI_{var}) genauer betrachtet. Dabei zeigt sich, dass für lediglich 9 von 27 Strukturvariablen Effekte auf den OGI_{var} nachweisbar sind (Tab. 4; Spalten unter „ OGI_{var} “). Diese lassen sich thematisch der „Differentiation des Baumbestands“, dem „Totholzangebot“

und der Präsenz von „Mikrohabitaten“ zuordnen. Für 18 Strukturvariablen ist hingegen keine gerichtete Entwicklung zu beobachten.

Tab. 4: Zusammenfassung der linearen Regressionsmodelle für die 27 Strukturvariablen des OGI. Sowohl die Werte des OGI_{var} (linke Spalten), als auch die Rohwerte der Strukturvariablen (rechte Spalten) wurden ins Verhältnis zu TSA und Bestandesalter gesetzt. Symbole: positiver Zusammenhang = /, negativer Zusammenhang = \ (p-Wert: . = < 0,1, * = < 0,05, ** = < 0,01 und *** = < 0,001).

Gruppe	Variable	OGI_{var}		Strukturvariable	
		TSA	Bestandesalter	TSA	Bestandesalter
Totholzangebot	nha_ts7	-	-	-	**
	nha_ts20	/*	*	/***	**
	nha_ts50	/**	-	-	-
	nha_tl20	/*	-	/***	-
	nha_tl50	/*	/*	/.	/**
	vha_tg	/*	/*	/***	/.
Zersetzungsgrad	zg	-	-	/***	-
Bestandesdichte	nha_ls	-	-	\.	*
	vha_ls	-	-	/***	\.
Differentiation des Baumbestands	dg	-	-	/**	/*
	dmax	-	/***	/*	/***
	dmin	-	-	/**	-
	dspanne	-	/**	-	/***
	nha_gtree	/*	/**	-	/***
Waldentwicklungsstadium	wwep	-	-	-	**
	wepn	-	-	/**	-
Mikrohabitate	nha_hoe	/**	-	/.	-
	nha_pilz	-	-	-	-
	nha_w	-	-	/***	\.
Autochtonie der Baumarten	pnaut	-	-	-	/*
	pvaut	-	-	-	-
Baumartendiversität	artzderb	-	-	-	-
sukzessionaler Status	sukdn	-	-	-	-
	sukv	-	-	*	-
Verjüngungsdichte	v150	-	-	-	-
	v999	-	-	***	-
	vnha	-	-	-	*

Da eine Strukturvariable in der Berechnung des OGI_{var} erst bei Überlappung mit dem Wertebereich der Urwälder einen Wert > 0 erhält, werden nicht alle strukturellen Entwicklungen (z.B. Annäherung an Referenzwerte, oder deren Überschreitung) über den OGI abgebildet. Betrachtet man die Entwicklung der zugrundeliegenden „Rohwerte“ für die Strukturvariablen entlang der Gradienten der TSA und des Bestandesalters (Tab. 4; rechte Spalten), so zeigen hier 20 von 27 Strukturvariablen einen signifikanten Trend.

Werden die Entwicklungen der Strukturvariablen nach den Zeithorizonten (mittelfristig: TSA 0-70 Jahre und längerfristig: Wälder mit TSA >100 und Buchenurwälder) zusammenfassend dargestellt (Abb. 16), wird deutlich, dass sich manche Strukturvariablen erst spät in Richtung der Referenz entwickeln und diese Entwicklung nur teilweise kontinuierlich verläuft.

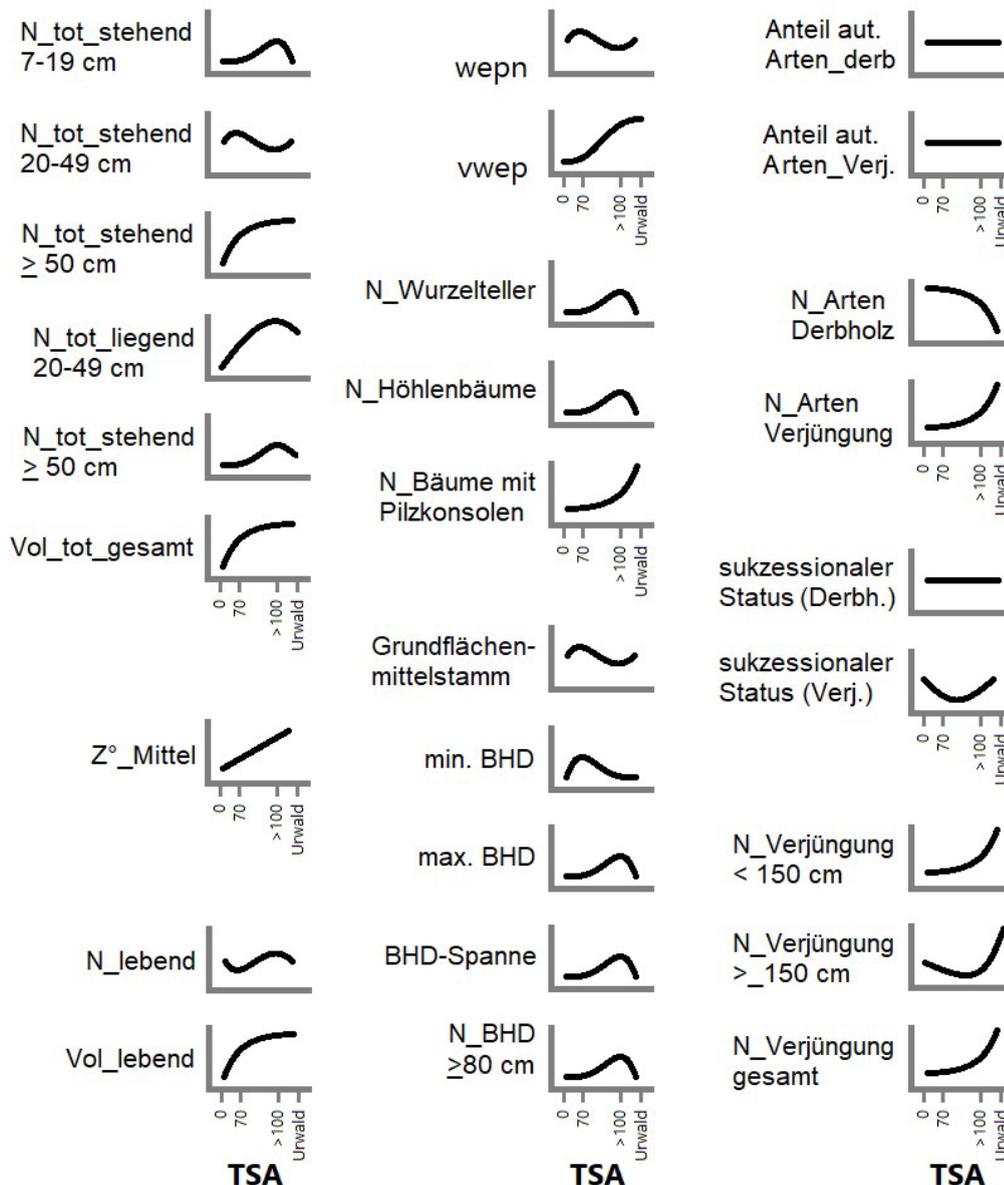


Abb. 16: Darstellung der langfristigen Entwicklungstrends für die 27 dem OGI zugrundeliegenden Strukturvariablen.

Bei den Untersuchungsbeständen handelt es sich um Altersklassenwälder mit einer eher homogenen Struktur (siehe vorangehendes Kapitel zum I_{DS}). Extremwerte bezüglich einzelner Strukturvariablen werden somit nicht nur auf einzelnen Probekreisen, sondern auf mehreren gleichzeitig erreicht. Buchenurwälder hingegen sind in ihrer strukturellen Komposition ausgesprochen heterogen (Feldmann et al., 2018a). Extremwerte treten somit seltener auf und werden durch das PKR-Kollektiv i.d.R. gepuffert. Die Bestände mit TSA >100 Jahre über- oder unterschreiten in mehreren Fällen die Referenzwerte, was erklärt, warum deren $O_{GI_{gesamt}}$ -Werte nicht höher liegen als diejenigen von jüngeren Beständen.

Die Anwendung des OGI auf das Probeflächenkollektiv führt zu plausiblen Ergebnissen. Die OGI_{gesamt} -Werte steigen moderat mit zunehmender TSA und höherem Alter. Dieser Anstieg vollzieht sich nur langsam, da der Indikator hohe Maßstäbe beim Vergleich der einzelnen Strukturvariablen ansetzt. Insgesamt führt der OGI-Ansatz zu einer konservativen Bewertung, bei der kurz- bis mittelfristige Entwicklungen einzelner Strukturvariablen nicht abgebildet werden. Diese Einschränkung wird durch die Vielzahl an betrachteten Strukturparametern teilweise kompensiert, sodass konsistente Entwicklungen erkennbar werden. Die schwache Reaktion im Verlauf einiger Jahrzehnte ist „träge“, aber den langen Entwicklungszeiträume in Wäldern (mehrere Jahrhunderte für eine Baumgeneration) auch angemessen. Die ergänzende Betrachtung über die „Rohwerte“ der Strukturvariablen bietet sich an, um zu prüfen, ob eine kurz- bis mittelfristige, gerichtete Entwicklung stattgefunden hat. Hier zeichneten sich für sämtliche Strukturvariablen plausible Entwicklungen ab, was ihre Eignung als Indikatorvariablen generell bestätigt.

1.6.3 Strukturdynamik durch trockenheitsbedingte Mortalität in Buchennaturwaldreservaten

Die Trockenperiode der Jahre 2018-2020 hat neben den großflächigen Absterbeerscheinungen in Fichtenwäldern auch zu sichtbaren Schäden in Buchenwäldern geführt. Das Ausmaß dieser Schäden ist nicht leicht zu quantifizieren, da Buchenwälder bisher selten flächig abgestorben, sondern i.d.R. verteilt stehende Einzelbäume betroffen sind. Zu den Effekten waldbaulicher Eingriffe auf die Mortalität gibt es keine einheitlichen Befunde und sie werden intensiv diskutiert (Meyer et al., 2022b). Da die Entwicklungsprozesse in Naturwaldreservaten keiner waldbaulichen Steuerung unterliegen, sind diese gut geeignet, um die Reaktion von Baumarten auf sich ändernde Umweltbedingungen weitgehend ungestört zu beobachten (Meyer et al., 2022a).

Anhand der vorhandenen Waldstrukturdaten aus der Erhebung im Winterhalbjahr 2020-2021 haben wir versucht, Rückschlüsse auf das Mortalitätsgeschehen in der vorausgegangenen Trockenperiode zu ziehen. Dazu die Erhebungen in 80 Buchenbeständen, sowie Informationen zur lokalen Intensität der Dürrejahre und weiteren Faktoren genutzt.

Für die Quantifizierung der trockenheitsbedingten Mortalität wurde im Vorfeld der Analysen folgende Annahme getroffen: Bäume, welche im Zuge der Trockenperiode 2018-2020 aufgrund von Trockenstress abgestorben sind, wurden im Aufnahmejahr als stehendes Totholz im Zustand wenig fortgeschrittener Zersetzung (Zersetzungsgrade 1-2, vgl. Meyer et al., 2018) aufgenommen. Entsprechende Objekte (frisch tot und stehend; fortan FTS) können zwar auch aufgrund anderer Prozesse abgestorben sein (z.B. Lichtmangel), jedoch sollte es im Zuge erhöhter, trockenheitsbedingter Mortalität zu einer Häufung dieser Objekte kommen. Um die Intensität der Mortalität der jüngeren Vergangenheit in einem Bestand zu bestimmen, wurde der Anteil (in %) frisch abgestorbener Buchen an der Gesamtheit der stehenden Buchen (lebend + FTS) hinsichtlich Stammzahl und Grundfläche ermittelt.

Anhand der Daten des Deutschen Wetterdienstes (Kaspar et al., 2013) wurde für jeden Bestand die mittlere klimatische Wasserbilanz ($KWB = \text{Niederschlag} - \text{Evapotranspiration}$) der Vegetationsperioden (KWB_{veg}) in der Referenzperiode 1990-2017 und in der Trockenperiode 2018-2020 berechnet (Abb. 17). Die KWB_{veg} der Referenzperiode wurde genutzt, um abzuschätzen, ab welchem Wert die KWB_{veg} in der Trockenperiode als eher kritisch hinsichtlich der Wasserversorgung der Buche einzustufen ist. Dabei wurde die Annahme zugrunde gelegt, dass Bestände mit einer KWB_{veg} in der Referenzperiode unterhalb des ersten Dezils im Grenzbereich der Trockenheitstoleranz der Buche gedeihen. Bestände, deren KWB_{veg} in der Trockenperiode oberhalb dieses Wertes lag, wurden als wenig von der Trockenheit beeinflusst eingestuft und im Weiteren nicht betrachtet. Anschließend wurde geprüft, ob ein Zusammenhang zwischen der KWB_{veg} in der Trockenperiode und der Mortalitätsintensität besteht. Darüber hinaus standen Informationen zu Bestandesalter, TSA,

Nährstoffhaushalt (pH) und Wasserspeichervermögen (nFK) des Oberbodens und zur Topografie zur Verfügung, welche für vertiefende Analysen mittels Generalisierter Additiver Modelle (GAM) genutzt wurden.

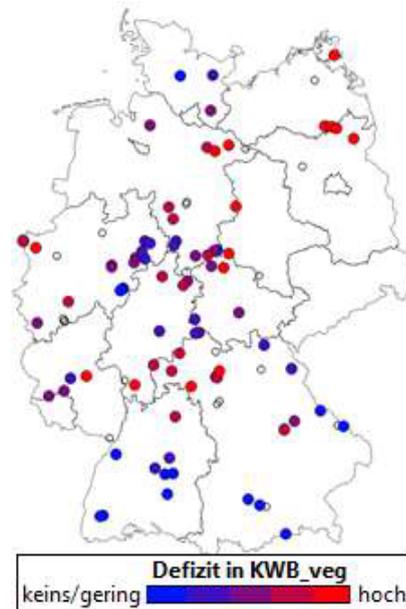
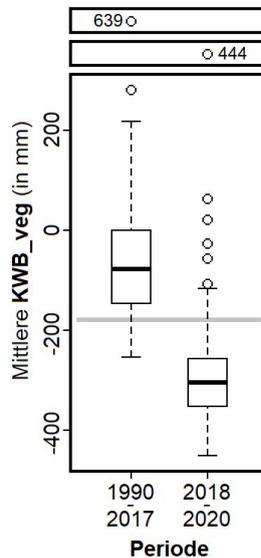


Abb. 17: Verteilung der untersuchten Buchenbestände entsprechend des örtlichen Defizits in der klimatischen Wasserbilanz (KWB_veg; von blau - keine oder gering bis rot – hoch).

Abb. 18: Boxplots der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (KWB_veg) der Referenzperiode (1990-2017) und der Trockenjahre (2018-2020). Die graue Linie markiert das erste Dezil der Verteilung in der Referenzperiode, welche den



Schwellenwert für die Einbeziehung der Bestände in die Untersuchung markiert.

Die Verteilung der KWB_veg unterscheidet sich deutlich zwischen der Referenzperiode und der Trockenperiode (Abb. 18). Der Grenzwert hinsichtlich einer eher kritischen Wasserversorgung der Buche liegt bei einem KWB_veg-Defizit von 178 mm. In den Jahren 2018-2020 lagen demzufolge lediglich acht Bestände (von 80) oberhalb der als kritisch eingeschätzten Trockenheit und wurden bei den weiteren Analysen ausgeschlossen.

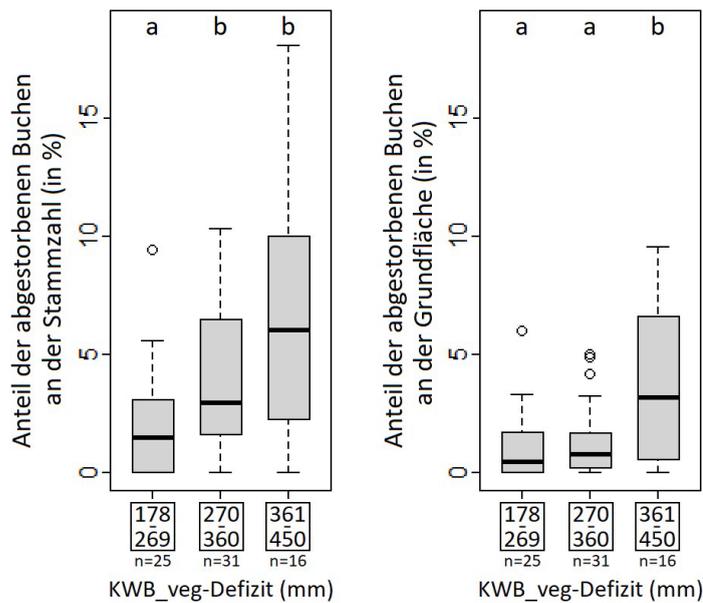


Abb. 19: Boxplots der Anteile abgestorbener Bäume an der Stammzahl bzw. der Grundfläche der Untersuchungsbestände, welche über das KWB_veg-Defizit in drei Klassen hinsichtlich der Dürreintensität unterteilt wurden. Buchstaben oberhalb der Boxplots markieren signifikante Unterschiede (Wilcoxon-Rang-Summen-Test) zwischen den Klassen.

Bei Beständen mit einem KWB_veg-Defizit >178 mm lagen die mittleren Anteile der relevanten Totholzobjekte (FTS) bei 3,8 % (0% - 18%) bezogen auf die Stammzahl und 1,8% (0% - 9,5%) bezogen auf die Grundfläche. Bei beiden Kenngrößen nahm der Anteil des FTS mit zunehmendem KWB_veg-Defizit signifikant zu (). Während der FTS-Anteil der Stammzahl linear steigt, nimmt dieser in Bezug auf die Grundfläche exponentiell zu.

Das Verhältnis zwischen dem Stammzahl- und Grundflächenanteil der abgestorbenen Bäume lässt Aussagen hinsichtlich der „sozialen Stellung“ zu (Meyer et al., 2022b). Ein höherer Anteil unterständiger Bäume ergibt ein Verhältnis >1. Sind vorwiegend dominante Bäume betroffen, so liegt das Verhältnis <1. Die geringeren Anteile abgestorbener Bäume an der Grundfläche als an der Stammzahl weisen also darauf hin, dass durchgehend vorwiegend unterdrückte Individuen vom Absterben betroffen waren (). Dieses Verhältnis sinkt jedoch in den Bereichen extremer Trockenheit (KWB_veg-Defizit >360 mm). Mit zunehmender Trockenheit sind also auch (ko-) dominante Bäume vermehrt betroffen.

Neben der KWB_veg wurden weitere Bestandes- und Umweltparameter anhand von GAMs auf ihren Einfluss geprüft. Mit Blick auf die Stammzahl wirkten der Anteil von Mischbaumarten und die Hangneigung erhöhend, während das Bestandesalter einen negativen Effekt hatte. Die geringere Mortalitätsintensität in älteren Beständen ist vermutlich auf eine Dichteabsenkung und nicht auf eine physiologische Begünstigung älterer Bäume zurückzuführen. In Bezug auf die grundflächengewichtete Mortalität waren keine weiteren Faktoren außer der KBW_veg von Bedeutung.

Insgesamt ist das bisherige Ausmaß der beobachteten Absterberaten in den Buchenwäldern eher moderat und eine „Erholung“ der Bestände aus ökologischer Sicht erst einmal wahrscheinlich. Eine weitere Verschärfung der Situation, d.h. wiederkehrende und noch extremere Trockenperioden, könnte die Absterberaten jedoch stark erhöhen, wie dies der exponentielle Anstieg der betroffenen Grundfläche nahelegt.

1.7 Struktur und Entwicklung des Kohlenstoffspeichers in unbewirtschafteten Wäldern

Im Rahmen des Vorhabens wurden in den 100 Untersuchungsbeständen die Kohlenstoffvorräte in sechs Kompartimenten (oberirdisch lebend, oberirdisch tot, unterirdisch lebend, unterirdisch tot, Humusaufgabe und Mineralboden bis 30 cm Tiefe) ermittelt. Ziel war es, über den SFT-Ansatz Aussagen darüber zu gewinnen, wie sich Kohlenstoffvorräte in Abhängigkeit der TSA entwickeln. Eine vertiefende Auswertung konzentrierte sich auf die 64 Altersklassen-Buchenwälder, da belastbare Modelle für die ungleichaltrigen Buchenwälder und für die anderen Waldtypen nicht abgeleitet werden konnten. Die entsprechenden Ergebnisse zu diesen Waldtypen werden daher weiter unten beschreibend erläutert. Um einen Einblick in die längerfristige Entwicklungsperspektive zu bekommen, wurden die Daten aus den „alten Buchennaturwäldern“ (TSA >100 Jahre) und drei slowakischen Buchenurwäldern (s. Feldmann et al. (2018a); nur oberirdisch) in die Betrachtungen einbezogen. Die Ergebnisse wurden publiziert (Nagel et al., 2023) und werden hier in zusammengefasster Form wiedergegeben.

Im gesamten Pool von 100 Flächen und unter Einbeziehung aller Kompartimente lag die gespeicherte Kohlenstoffmenge zwischen 187 und 493 t C ha⁻¹ (Mittelwert: 316 t C ha⁻¹). In der lebenden Biomasse wurden oberirdisch im Mittel 152 t C ha⁻¹ und unterirdisch 30 t C ha⁻¹ gespeichert. Geringere durchschnittliche Vorräte wurden im oberirdischen Totholz (14 t C ha⁻¹) und in der organischen Auflage (ebenfalls 14 t C ha⁻¹) ermittelt. Der Kohlenstoffvorrat im Mineralboden belief sich auf durchschnittlich 97 t C ha⁻¹.

In den 64 Altersklassen-Buchenwäldern erreichte der Gesamtspeicher an Kohlenstoff Werte zwischen 208 und 445 t C ha⁻¹ (Mittelwert: 319 t C ha⁻¹). Davon entfielen im Mittel 163 t C ha⁻¹ auf die oberirdische, lebende Biomasse sowie 12 t C ha⁻¹ auf das Totholz. Die Böden speicherten durchschnittlich 14 t C ha⁻¹ in der organischen Auflage und 92 t C ha⁻¹ im Mineralboden bis 30 cm Tiefe.

Die Modellierung durch Generalisierte Additive Modelle (GAM) ergab eine deutlich positive Wirkung der TSA, des Buchenanteils und des pH-Wertes auf die gesamte Menge an gespeichertem Kohlenstoff (Tab. 5). Mit zunehmender TSA stiegen die Speicher im lebenden und toten oberirdischen sowie im lebenden unterirdischen Bestand signifikant an. Der oberirdische Kohlenstoffspeicher pendelte sich nach 50 Jahren bei etwa 180 - 200 t C ha⁻¹ ein (Abb. 20), sodass in diesem Zeitraum insgesamt durchschnittlich 80 t C ha⁻¹ gespeichert wurden, was einer Aufbaurate von 1,6 t C ha⁻¹ a⁻¹ entspricht. Der Vergleich mit den älteren Buchennaturwäldern (TSA >100 Jahre) sowie den Buchenurwäldern deutet darauf hin, dass der Kohlenstoffspeicher auf mindestens diesem Niveau auch langfristig erhalten bleibt (Abb. 20, Abb. 21).

Das GAM zeigt einen Optimumverlauf des Kohlenstoffspeichers mit zunehmendem Bestandsalter (Tab. 5) mit einem Maximum im Alter von etwa 150 Jahren. Diesen Befund interpretieren wir als ein Artefakt des SFT-Ansatzes, da ältere Bestände häufiger bereits stärkeren Ernteeingriffen ausgesetzt waren. Ein GAM mit dem Alter bei Nutzungseinstellung statt des aktuellen Bestandesalters, ergibt ebenfalls einen Optimumverlauf. Das Maximum liegt hier bei ca. 120 Jahren, also einem Alter, ab dem in Buchenbeständen klassischerweise die kommerzielle Abnutzung einsetzt. Hierdurch ergibt sich ein scheinbar geringeres Biomasseniveau älterer Bestände. Im Gegensatz zu unseren SFT-Untersuchungen zeigen Zeitreihen aus Naturwaldreservaten keinen negativen Effekt des Bestandesalters auf den Biomassevorrat oder -zuwachs in Buchenwäldern (Meyer et al., 2021b). Der positive Effekt eines zunehmenden Buchenanteils auf den Kohlenstoffspeicher in der lebenden Biomasse stimmt hingegen mit den Ergebnissen dieser Zeitreihen überein.

Tab. 5: Zusammengefasste Ergebnisse der GAM-Modellierungen für die Altersklassen-Buchenwälder. Für jedes Kohlenstoff-Kompartiment und den gesamten Kohlenstoffspeicher wurde ein separates Modell angepasst. Deutliche Evidenz für einen Zusammenhang ist dunkelgrau hervorgehoben, schwächere Evidenz in hellgrau, keine Evidenz in weiß. Richtung des Zusammenhangs: positiv: + , negativ: - , Optimum: \cap , Pessimum: U.

Prädiktor	Kompartimente						C-Speicher insgesamt
	Oberirdisch		Unterirdisch		Humusauflage	Mineralboden	
	Lebend	Tot	Lebend	Tot			
TSA	+	+	+	-	\cap		+
Bestandesalter	\cap				-		\cap
Buchenanteil (Vol.)	+	-			-*		+
Geländeneigung			+				
Niederschlag	-	U	-				
Temperatur				+		-	
pH	\cap				-	+	+

*Im GAM für die Humusauflage wurde der Volumenanteil andere Baumarten als Buche / Eiche verwendet.

Nach der GAM-Modellierung hatte die TSA ebenfalls einen positiven Einfluss auf den C-Speicher im oberirdischen Totholz (Tab. 5). Während der oberirdische Totholzvorrat in den 64 Altersklassen-Buchenwäldern im Mittel $51 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ erreichte, lag der Wert in den alten Buchennaturwäldern (TSA >100 Jahre) bei $206 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Für Buchenurwälder werden durchschnittliche Totholzvolumina von 111 - 177 m^3/ha berichtet (Commarmot et al., 2005; Glatthorn et al., 2018; Stillhard et al., 2022). Eine Zunahme der Totholzmenge nach Beendigung der Bewirtschaftung ist ein häufig beobachteter Trend in Naturwaldreservaten (Meyer, 2023; Meyer and Schmidt, 2011; Vandekerckhove et al., 2009). Der Vergleich mit den älteren Buchennaturwäldern (Abb. 21) weist auf die Langfristigkeit dieses Anreicherungsprozess hin.

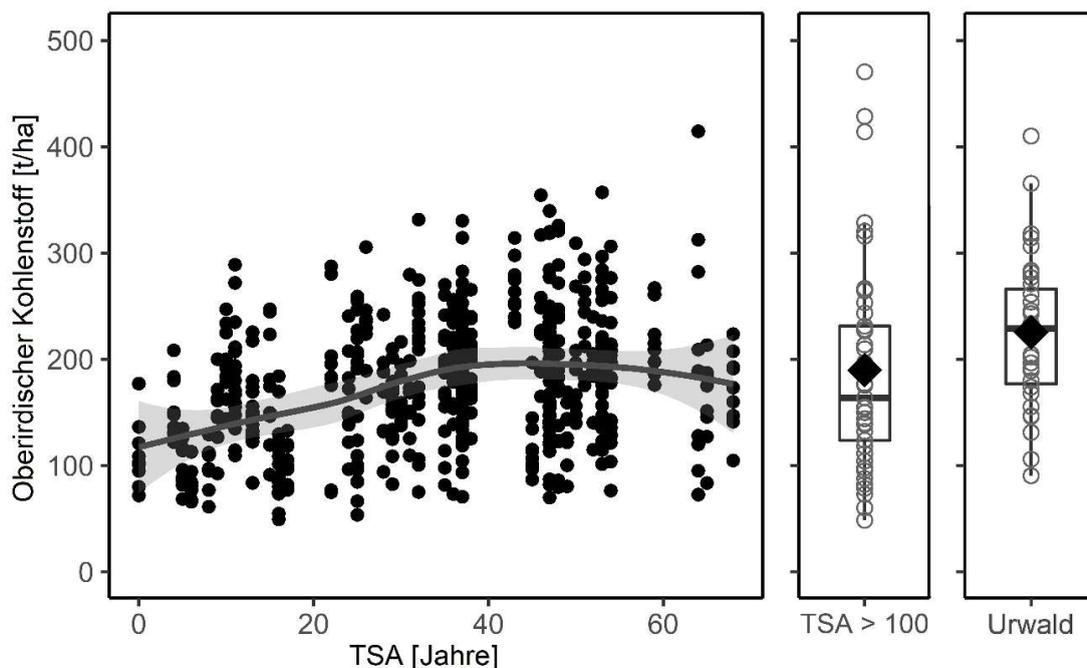


Abb. 20: Gesamtkohlenstoff in der oberirdischen Biomasse (lebend und tot) für die 64 Altersklassen-Buchenwälder, die fünf Flächen mit TSA > 100 J. und Urwald-Referenzflächen. Letztere Daten stammen aus Glatthorn et al. (2018).

Die Höhe und Verteilung der Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage und dem Mineralboden (Abb. 21) entsprechen in etwa den Werten, die in der deutschen Bodenzustandserhebung angegeben werden (Grüneberg et al., 2014; Wellbrock et al., 2017). Der stärkste Prädiktor des Kohlenstoffvorrats in der organischen Auflage war der pH-Wert des Bodens. So wurden signifikant höhere Kohlenstoffvorräte auf sauren Böden festgestellt (Tab. 5). In Bezug auf den Kohlenstoffvorrat im mineralischen Oberboden bis 30 cm Tiefe wurde hingegen in Übereinstimmung mit Grüneberg et al. (2014) eine positive Wirkung des pH-Wertes festgestellt. Zudem sank der Kohlenstoffspeicher im Mineralboden mit Anstieg der durchschnittlichen Jahrestemperatur.

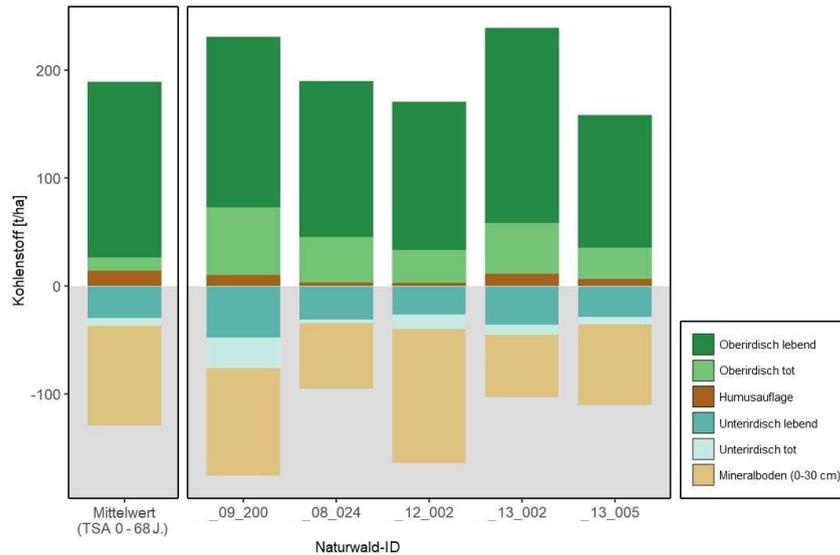


Abb. 21: Gesamtkohlenstoffspeicher der alten Buchenwälder (TSA > 100 J.), differenziert zwischen den sechs einzelnen Kohlenstoffkompartimenten. Die Flächen sind von links nach rechts nach aufsteigender TSA sortiert. Die linke Säule stellt als Referenz die Durchschnittswerte der 64 Altersklassen-Buchenwälder dar.

Die TSA hatte keinen Einfluss auf den Kohlenstoffvorrat im oberen Mineralboden (Tab. 5). Das Ergebnis stimmt mit Vergleichsstudien zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern gut überein (Krueger et al., 2017; Leuschner et al., 2022; Mund, 2004; Nord-Larsen et al., 2019).

Der Kohlenstoffvorrat in den ungleichaltrigen Buchenwäldern erreichte mit durchschnittlich 343 t C ha^{-1} einen etwas höheren Wert als die Altersklassen-Buchenwälder. Dies ist vorwiegend auf einen höheren Speicher im Mineralboden zurückzuführen. Der Vorrat in der oberirdischen Biomasse erreicht hingegen ein geringeres Niveau. Die feuchten Eichen-Mischwälder fielen gegenüber den Buchenwäldern erkennbar ab (Mittelwert 278 t C ha^{-1}). In den anderen Waldtypen reichte die Spanne des Gesamtkohlenstoffspeichers von 210 bis 396 t C ha^{-1} (Abb. 22). Weder die ungleichaltrigen Buchenbestände noch die feuchten Eichenbestände zeigten einen deutlichen Trend des Kohlenstoffspeichers mit zunehmender TSA.

Aus der vergleichenden Betrachtung der Kohlenstoffvorräte der Altersklassen-Buchenwälder, der alten Buchennaturwälder und der Buchenurwäldern ergibt sich ein konsistentes Gesamtbild. Demnach wird der lebende Kohlenstoffspeicher zunächst über einige Jahrzehnte nach der Nutzungsaufgabe zügig aufgebaut. Der Totholzpool füllt sich verzögert auf und gleicht die Abnahme des lebenden Speichers nach Baumortalität als Zwischenspeicher aus. Insgesamt wird das hohe Speicherniveau mit eher geringen Schwankungen langfristig erhalten.

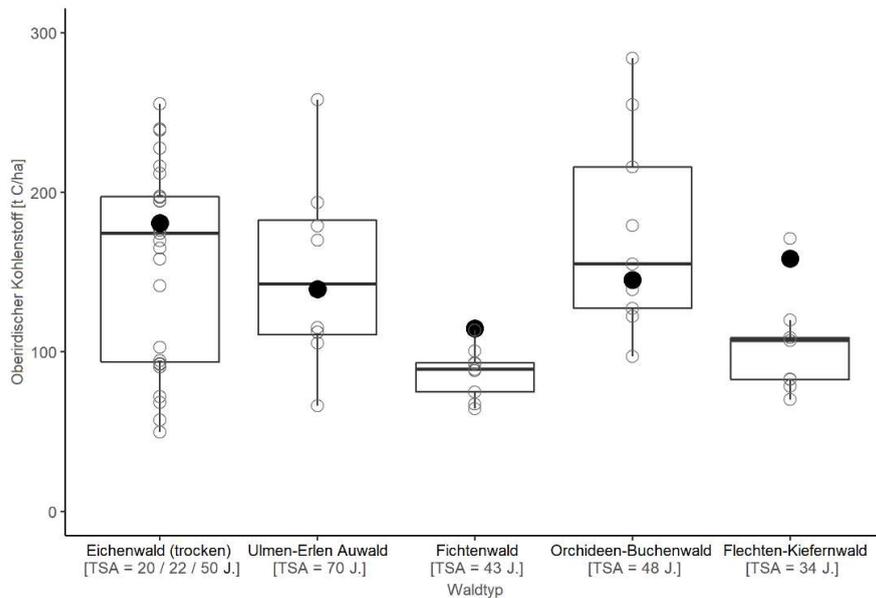


Abb. 22: Oberirdischer Kohlenstoffspeicher verschiedener Waldtypen (Einzelflächen). Die unausgefüllten Punkte sind die einzelnen Werte der neun Plots pro Fläche, die gefüllten Punkte entsprechen modellierten Werten für Buchenaltersklassenwälder mit identischen Parametern (TSA, Bestandesalter, pH-Wert etc.) als Referenz.

1.8 Klimawirkung von Holznutzung vs. natürlicher Waldentwicklung

Da sich der größte Teil unserer Wälder auch ohne menschliche Einflussnahme erhält, kann der originäre Klimaschutzbeitrag der Holznutzung nur im Vergleich zur natürlichen Kapazität eines Waldes, Kohlenstoff aufzunehmen und zu speichern, sinnvoll bewertet werden (Keith et al., 2021, 2010). Insbesondere in den gemäßigten Zonen bauen Wälder eigendynamisch einen hohen Bio- und Nekromassespeicher auf (Keith et al., 2009; Lieth and Whittaker, 1975). Erst wenn die natürlichen Raten der C-Sequestrierung und Speicherung überschritten werden, ist ein zusätzlicher Klimaschutzbeitrag der Holznutzung gegeben. Sowohl die Klimawirkungen der Holznutzung im Rahmen eines globalisierten Holzmarktes als auch die natürliche Kohlenstoffdynamik im Wald sind komplex. Die Schwierigkeiten der Bewertung (Mund, 2010) haben offenbar dazu geführt, dass der Klimaschutzbeitrag der Holznutzung bis heute kontrovers diskutiert wird (Luick et al., 2022, 2021).

Im Vorhaben natWald100 wurde die natürliche Kohlenstoffdynamik ehemals bewirtschafteter Wälder in Abhängigkeit von der TSA in einem SFT-Ansatz untersucht. In Buchenwäldern wurde ein asymptotischer Verlauf für eine 50-jährigen Aufbauprozess des oberirdischen Kohlenstoffspeichers abgeleitet (Nagel et al., 2023). Die jährliche Aufbaurrate lag bei $1,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dies entspricht auch Daten aus bayerischen buchengeprägten Naturwaldreservaten (Schulz and Blaschke, 2022). Eine Analyse von Langzeitdaten aus niedersächsischen Naturwäldern zeigte allerdings keine asymptotische Annäherung an eine Kapazitätsgrenze, sondern eine lineare Zunahme des Kohlenstoffspeichers mit einer höheren Jahresrate von $2,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Meyer et al., 2021b). Nach der Literaturanalyse von Wirth (2009) speichern selbst sehr alte Wälder (>400 Jahre) noch $0,3 - 0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auch die Untersuchungen von Curtis & Gough (2018) sowie Luysaert et al. (2021, 2008) deuten auf eine andauernde Senkenleistung alter Wälder hin. Hingegen kommen Zhu et al. (2018) und Pugh et al. (2019) zu gegenteiligen Befunden. So variabel und lang anhaltend die Biomasseanreicherung in alten Wäldern auch sein mag, grundsätzlich muss von einer Obergrenze der Bio- und Nekromasse („carbon carrying capacity“ [CCC] vgl. Keith et al. (2010)) ausgegangen werden, ab der keine weitere Nettoaufnahme an Kohlenstoff erfolgt (Körner, 2017). Gemäß der klassischen Ökosystemtheorie (Odum, 1969) stellt sich nach dem Erreichen dieser Kapazitätsgrenze ein dynamisches Gleichgewicht mit geringeren zeitlichen Schwankungen ein. Die Untersuchungen von Borman & Likens (1994, 1979)

sowie Halpin & Lorimer (2016) deuten für Laubwälder der gemäßigten Zone Nordamerikas darauf hin, dass dem Einpendeln auf die langfristig mögliche CCC im Zuge des strukturellen Umbaus („transition-phase“) der Waldbestände eine „over-shoot“-Phase mit höherem Niveau vorausgeht (zum Ende der „aggradation-phase“). Für die von uns untersuchten Buchenwälder deutet sich hingegen eher eine unmittelbare Annäherung an die CCC an (s. Kap. 1.7). Entscheidend für die Kohlenstoffbilanz ungenutzter Wälder sind zudem natürliche Störungen, deren Art, Ausmaß und Häufigkeit allerdings insbesondere unter den Bedingungen des aktuell fortschreitenden Klimawandels schwer abzuschätzen sind.

In bewirtschafteten Wäldern entfaltet zusätzlich zur komplexen Dynamik im Waldökosystem auch das Nutzungsregime in unterschiedlicher Weise klimarelevante Wirkungen:

1. Zunächst verringert eine Holzentnahme den Kohlenstoffspeicher im Wald. Diese Speicheränderung wird klimawirksam, wenn der Kohlenstoff des entnommenen Holzes durch Verbrennung oder Zersetzung als CO₂ wieder in die Atmosphäre gelangt (s. 3.). Durch Zuwachs und Regeneration des Baumbestandes wird die Speicheränderung über einen bestimmten Zeitraum in unterschiedlichem Grad kompensiert. Diese Senkenleistung ist stark situationsabhängig (z. B. in Abhängigkeit von Erntemethoden, entnommenen Mengen, Art und Dichte der Bestockung, Standortbedingungen, Störereignissen, ...).
2. Die Ernte, das Rücken und der Transport des Holzes verursachen unmittelbar klimawirksame Emissionen.
3. Im Wirtschaftssystem erhöht die entnommene Holzmenge den Holzproduktespeicher. Je nach Produktklasse – von Bauholz mit langer Lebensdauer bis zu Energieholz mit teils sehr kurzer Lebensdauer – unterscheidet sich die Verweilzeit des Kohlenstoffs in diesem Speicher erheblich (Wördehoff, 2016).
4. Bei der Holzverarbeitung entstehen unmittelbar klimawirksame Emissionen.
5. Eine indirekte Klimawirksamkeit kann die Holznutzung entfalten, wenn hierdurch andere Produkte ersetzt werden. Dieser auch als Substitution bezeichnete Prozess ist dadurch gekennzeichnet, dass Holz zusätzlich zur normalen Nutzung Alternativprodukte ersetzt (EU Commission, 2021). Eine wichtige Voraussetzung ist also die Additionalität: *„There is no additional GHG (greenhouse gas; d. Autor) benefit in the continued use of wood products for applications where they are typically already used.“* (Sathre and O’Connor, 2010). Substitution wird häufig durch den sog. Substitutionsfaktor zum Ausdruck gebracht. Dieser beziffert die Menge an Treibhausgasen (in t C) je t biogenem C im Holz, die eingespart werden, wenn ein Alternativprodukt durch Holz ersetzt wird (Rüter, 2011).

Ein Vergleich der Klimawirkungen genutzter vs. ungenutzter Wälder setzt zunächst voraus, dass die Auswirkungen von ungenutzten Schutzgebieten auf den Holzmarkt quantifiziert werden können (Mund, 2010). Hierzu wird meist von einer nahezu proportionalen Verringerung des Holzangebotes ausgegangen (Bolte et al., 2017). Um abzuschätzen, wie sich die in den letzten Jahrzehnten erheblich gestiegene Fläche mit natürlicher Waldentwicklung (NWE) in Deutschland (Meyer et al., 2022a; Steinacker et al., 2023) tatsächlich auf das Holzangebot ausgewirkt hat, wurden die relevanten Kenngrößen der Holzmarktentwicklung in Deutschland von 1995 - 2020 zusammengetragen (Abb. 23). Demnach zeigen sowohl Holzverbrauch wie Holzeinschlag insgesamt einen steigenden Trend. Es ist bisher nicht zu erkennen, dass sich die deutliche Zunahme an Wäldern mit natürlicher Entwicklung von ca. 400 km² im Jahr 1995 auf 3.356 km² im Jahr 2020 (Steinacker et al., 2023) negativ auf den Holzeinschlag in Deutschland ausgewirkt hat (Abb. 24). Dieser wird offenbar neben einer allgemein steigenden Tendenz wesentlich durch Störereignisse, wie die Stürme Lothar und Kyrill in den Jahren

1999 und 2007, die Auswirkungen der vergangenen Trockenjahre mit Borkenkäferfolgeschäden und die Entwicklung des Holzpreises, gesteuert.

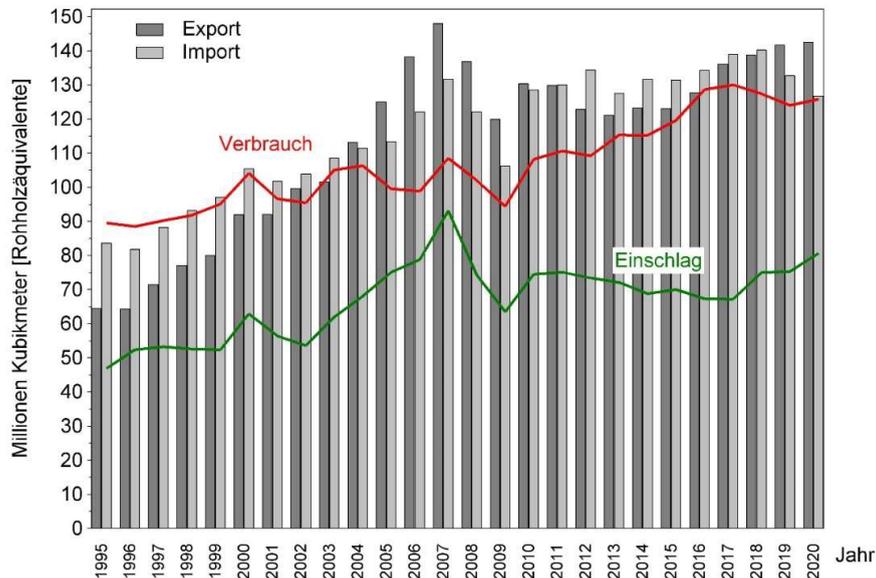


Abb. 23: Holzeinschlag, Holzverbrauch sowie Im- und Export von Holz von 1995 bis 2020 (Zusammenstellung nach (Bitter et al., 2008; Seitsch and Weimar, 2013; Weimar, 2020, 2018, 2016) sowie nach <https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/waldwirtschaft/zahlen-fakten/holzbilanzen/aussenhandelsbilanz-1-1> am 10.12.2022). Der Holzeinschlag wird anhand der Daten der verwendungsseitigen Rückrechnung aus https://www.thuenen.de/de/suchergebnis?L=0&id=18243&tx_solr%5Bq%5D=Holzeinschlag (am 07.08.2023) in Erntefestmetern ohne Rinde beziffert.

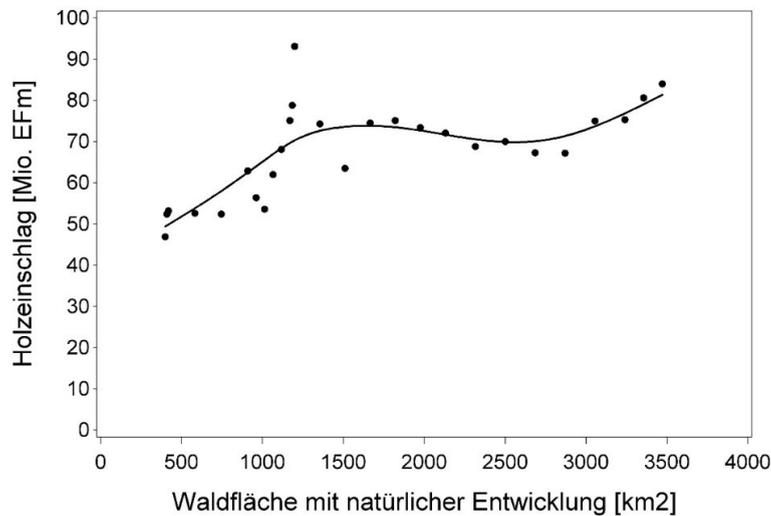


Abb. 24: Jährlicher Holzeinschlag in Deutschland (nach Daten der verwendungsseitigen Rückrechnung aus <https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/waldwirtschaft/zahlen-fakten/holzeinschlag-und-rohholzverwendung>, am 07.08.2023) in Abhängigkeit von der Waldfläche mit natürlicher Entwicklung im Zeitraum 1995 bis 2020. Die Ausgleichlinie ist nach optischer Einschätzung mit einer Spline-Funktion im Rahmen der SAS 9.3 Routine proc gplot angepasst worden.

Offensichtlich hat also die bisherige Erhöhung der ungenutzten Waldfläche den Holzeinschlag und damit auch das Holzangebot nicht verringert. Dieser Befund zeigt, dass das Verhalten eines komplexen adaptiven Systems, wie es die Marktwirtschaft darstellt, vielfach nur durch die Annahme nicht-linearer Reaktionen erklärt werden kann. So setzt häufig ab bestimmten Schwellenwerten (tipping points) eine disproportionale, meist exponentielle, Wirkung ein (Milkoreit et al., 2018). Diese Schwellenwerte sind schwer zu bestimmen. Ungenügende Vorhersagen des Verhaltens komplexer sozio-ökologischer

Systeme sind daher ein bekanntes Phänomen (Tetlock, 2006; Todd and Gigerenzer, 2012; Törngren and Montgomery, 2004).

Um die Klimawirksamkeit der Holznutzung abzuschätzen, ist zusätzlich zum Holzangebot auch der Substitutionseffekt zu berücksichtigen (Schulze et al., 2021). Substitution hat im Unterschied zu messbaren Emissionen einen potenziellen Charakter (Rüter, 2023). Als Voraussetzung für eine Anrechnung muss zunächst die Additionalität der Holzverwendung, d.h. der wirkliche Ersatz eines Alternativproduktes durch ein Holzprodukt nachgewiesen werden (EU Commission, 2021). In den bisher vorgelegten und uns bekannten Studien werden jedoch ohne Vorprüfung proportionale Substitutionseffekte unterstellt. Unter dieser Voraussetzung stellen genutzte Wälder in den meisten Szenariorechnungen eine höhere Kohlenstoffsенке als ungenutzte Wälder dar (Gustavsson et al., 2017; Herbst et al., 2015; Klein et al., 2013; Pukkala, 2018, 2017; Wördehoff et al., 2017). Allerdings variiert der Zeitpunkt sehr stark, ab dem eine höhere Senkenleistung der Holznutzung erreicht wird. Während nach WBAE (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz) und WBW (Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL) (2016) die Einrichtung von Prozessschutzgebieten bzw. die Reduktion der Nutzung die Senkenleistung unmittelbar verringert, zeigen andere Studien eine mindestens mittelfristige Überlegenheit ungenutzter Wälder (Herbst et al., 2015; Keith et al., 2022; Klein et al., 2013; Köhl et al., 2009; Mund et al., 2015; Pukkala, 2017). In der Studie von Pukkala (2018) war selbst nach 300 Jahren die Nutzungsvariante der Nichtnutzung überlegen. Auch Holtsmark (2012) geht bereits von einer Jahrhunderte andauernden „Kohlenstoffsенке“ durch Holznutzung in borealen Wäldern aus. Nach Harmon (2019) werden die Substitutionseffekte häufig deutlich überschätzt. Seine Modellrechnungen zeigen zudem, dass ein positiver Klimaschutzbeitrag durch Substitution stark vom Bewirtschaftungssystem abhängt. Insbesondere in biomassereichen Wäldern hat die Holznutzung einen negativen Klimaeffekt (Harmon, 2019).

Mit dem Klimarechner des Deutschen Forstwirtschaftsrates liegt ein einfach anzuwendendes Instrument vor, um die Klimaschutzleistung der Waldbewirtschaftung in Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur unter der Annahme vollständig additionaler Substitution abzuschätzen (<https://www.dfwr.de/service/arbeitshilfen/klimarechner/>). Dieses Instrument haben wir daher am Beispiel von Buchenwäldern eingesetzt, um die Klimawirkung der durch natürliche Waldentwicklung entgangenen Holznutzung (Arbeitspaket 10b) zu berechnen.

Um die Holznutzung zu quantifizieren, haben wir zunächst auf der Basis von Ertragstafeldaten (Albert et al., 2022) die beispielhafte Vorratsentwicklung und die anfallende Erntemenge für einen Buchenreinbestand mittlerer Höhenbonität berechnet. Betrachtet wird die 60jährige Entwicklung des Beispielbestands ab dem Alter 100. Abweichend von der in den Ertragstafeln fortgeschriebenen „gestaffelten Durchforstung“ wird der Beispielbestand im Zuge von drei Ernteeingriffen vollständig genutzt. Im Alter von 120 Jahren werden 30% des Holzvorrats entnommen, im Alter 140 50% und im Alter 160 werden die restlichen Bäume entnommen, wobei zu diesem Zeitpunkt die Etablierung eines Jungbestands angenommen und hinsichtlich der Klimawirkung berücksichtigt wurde. Eine vergleichbare Behandlung von Buchenbeständen war und ist aus Sicht der Autoren in der Praxis weit verbreitet. Um die Zuwächse nach abweichender Bestandesbehandlung zu berechnen, wurden aus der Ertragstafel volumenbezogene Zuwächse zur Abschätzung der Entwicklung des verbleibenden Bestandes abgeleitet. In Bezug auf das Wuchsgebiet und die waldbauliche Behandlung haben die Ertragstafeln zwar nur einen eingeschränkten Gültigkeitsrahmen (Albert et al., 2021), eignen sich aber für eine Vergleichsrechnung.

Der Klimarechner des DFWR berechnet die jährliche Klimaschutzleistung von Waldbeständen in t CO₂ pro Hektar und Jahr, aufgeschlüsselt nach Waldspeicher, Holzproduktespeicher und Substitution. Die Berechnung basiert auf Angaben zu Flächengröße, Baumart, Bestandesalter (20-jährige Altersklassen), Derbholzvorrat sowie des jährlichen Zuwachses und der jährlichen Nutzung. Diese Werte haben wir dem oben beschriebenen Ertragstafelmodell für die Altersklassen 101-120, 121-140 und 141-160 Jahre

entnommen. Die über den Klimarechner berechneten jährlichen Klimaschutzleistungen wurden zu Vergleichszwecken in t C umgerechnet (Faktor = 0,2725). Für die graphische Darstellung der Klimaschutzwirkung ab Alter 100 für einen Zeitraum von 60 Jahren wurden die Klimaschutzleistungen hinsichtlich des Holzproduktspeichers und der Substitution für die Zeitspanne der jeweiligen Altersklasse aufsummiert und zum jeweiligen Holzvorrat eines Stichjahres (d.h. letztes Jahr einer Altersklasse; 120, 140 und 160 Jahre) addiert

Für den Vergleich mit einem ungenutzten Buchenbestand wurden ebenfalls die Startwerte der Ertragstafel verwendet. Um diese mit zunehmendem Alter für einen ungenutzten Buchenwald fortzuschreiben, wurden jährliche Raten der Kohlenstoffspeicherung benötigt. Da jährliche Raten aus der GAM-Modellierung (vgl. Kap. 1.7) nicht unmittelbar abzuleiten waren, wurde der C-Vorrat in Abhängigkeit der TSA für die gleichaltrigen Buchenbestände des Untersuchungskollektivs mit einem gemischten linearen Modell, in das die TSA in einer logarithmischen Formulierung eingeht, geschätzt. Insgesamt gelang damit eine realistische Modellierung (Abb. 25) ohne den unplausibel erscheinenden negativen Alterseffekt der GAM-Modellierung. Da die jährlichen Senkenleistungen erst ab einer TSA von 9 Jahren realistisch erschienen (im ersten Jahr ergibt das Modell eine C-Speicherrate von rund 34 t je ha), wurde dieser frühe TSA-Bereich linear aus den höheren TSA-Bereichen extrapoliert. So wurden realistische fallende Raten zwischen maximal 5,4 und minimal 0,6 t C ha⁻¹ und a⁻¹ erhalten (Abb. 25).

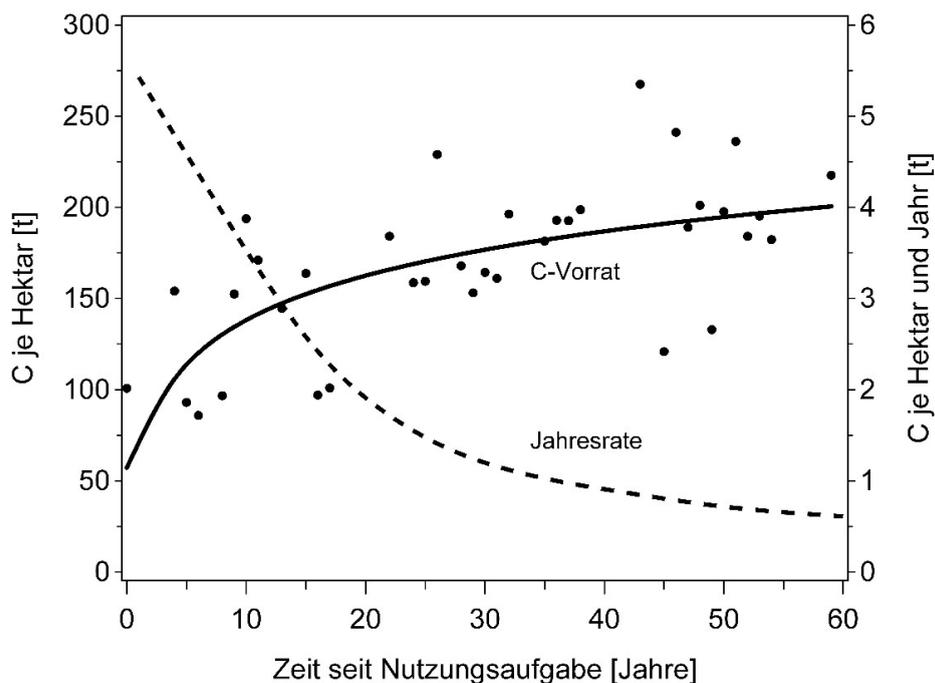


Abb. 25: Modell des oberirdischen Kohlenstoffvorrats (linke Ordinate) und der Jahresrate der Kohlenstoffspeicherung (rechte Ordinate) in Altersklassen-Buchenwäldern für eine 60jährige natürliche Waldentwicklung (Datengrundlage: SFT-Erhebungen des natWald100-Flächenkollektivs).

Der Variantenvergleich zeigt, dass der Substitution eine entscheidende Rolle zukommt (Abb. 26). Wird für die komplette Holznutzung Additionalität unterstellt, so erreichen Wirtschaftswald und Naturwaldvarianten über den betrachteten Zeitraum vergleichbare Werte hinsichtlich der Klimaschutzwirkung. Wird hingegen keine Additionalität und damit keine reale Substitution angenommen (der hellgraue Teil der Säule fällt weg), dann schneidet der Wirtschaftswald deutlich ungünstiger als ein ungenutzter Wald ab. Unmittelbar negative Wirkungen der Holzernte auf die Senkenleistung von Wald- und Produktspeicher zeigt auch eine aktuelle EU-weite Studie (Hyrynen et al., 2023).

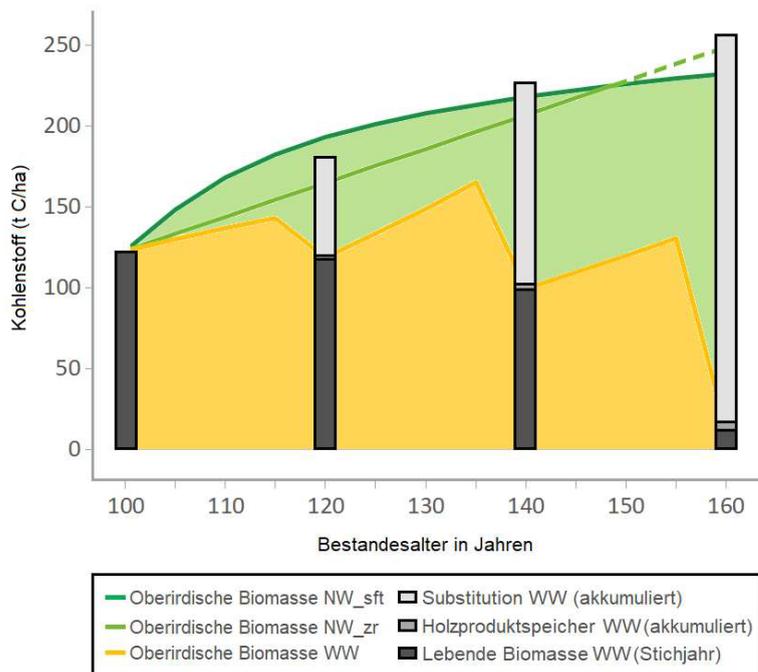


Abb. 26: Vergleich der verschiedenen Kompartimente der Kohlenstoffspeicherung zwischen Buchenwäldern mit natürlicher Entwicklung (NW_sft: C-Speicherraten nach dem SFT-Modell der natWald100-Erhebungen, NW_zr: C-Speicherraten gemäß echter Zeitreihe in reinen Buchenwäldern aus (Meyer et al., 2021b)) und einem Buchen-Wirtschaftswald (WW) auf der Grundlage des Klimarechners. Die oberirdische Biomasse in den Naturwaldvarianten schließt auch das Totholz ein. Im Wirtschaftswald wird gemäß Ertragstafel angenommen, dass der gesamte ausscheidende Bestand einer Verwendung zugeführt wird. Substitutionsleistung und Holzproduktspeicher sind in NW und WW zum Ausgangszeitpunkt (Alter 100 J.) theoretisch identisch, weshalb hier lediglich die Differenz angerechnet werden kann.

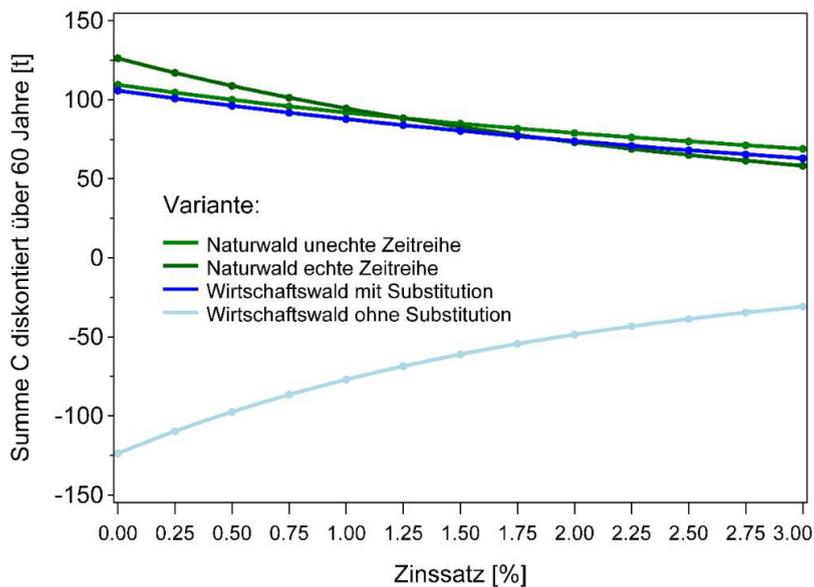


Abb. 27: Diskontierte C-Senkenleistung in einem gleichaltrigen Buchenwald über einen Zeitraum von 60 Jahren. Es werden vier Varianten in Abhängigkeit vom Diskontierungssatz (Zinssatz) dargestellt: Naturwald mit konstanter Senkenleistung von $2,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemäß dem Modell für reine Buchenwälder aus (Meyer et al., 2021b), mit asymptotische abnehmender Senkenleistung gemäß natWald100 (Abb. 25) sowie Buchen-Wirtschaftswälder mit und ohne Substitution nach dem Klimarechner des DFWR.

In Anbetracht des Ziels, die Klimaneutralität Deutschlands bis zum Jahr 2045 zu erreichen, sind Schutzbeiträge umso wertvoller, je früher sie realisiert werden. Diesem Umstand kann durch die Verwendung eines Diskontierungsansatzes Rechnung getragen werden (Jarisch et al., 2022). Hier zeigt sich, dass der Wirtschaftswald ohne Substitutionseffekt aufgrund des Abbaus des Waldspeichers selbst bei hohen Diskontierungssätzen nur negative Werte erreicht (Abb. 27). Wird Additionalität unterstellt, so sind die Naturwald- und Wirtschaftswaldvarianten weitgehend gleichauf. Die entscheidende Rolle der realen Substitution wird also auch bei dieser Vergleichsrechnung deutlich. Es bleibt daher unbefriedigend, dass die Frage, in welchem Umfang durch Holznutzung im gegenwärtigen Nutzungsregime tatsächlich ein additionaler Substitutionseffekt erreicht wird, nicht beantwortet werden kann.

1.9 Vegetation

Die Vegetationsaufnahmen wurden auf den Probekreisen des natWald100-Flächenkollektivs sowie zusätzlich in zwei weiteren bayerischen Gebieten, den Naturwaldreservaten „Wolfssee“ und „Mittelleich“, durchgeführt. Diese zusätzlichen Flächen wurden einbezogen, um Tests hinsichtlich der Fangmethodik für Arthropoden möglichst effizient durchführen, und mit Vegetationsdaten in Verbindung bringen zu können.

Für die Vegetationsanalysen standen daher 925 Probeflächen in 102 NWR zur Verfügung (918 plus 7 Probeflächen im NWR Fauler Ort). Insgesamt wurden in diesen Probeflächen 41 Gehölzarten gefunden. Hinzu kommen in der Kraut- und Strauchschicht 406 Arten. Die Auswertung für die Buchen- und Eichenwälder ergab 33 Baumarten und insgesamt 365 Arten. Von diesen stehen 109 auf der Vorwarnliste, 16 gelten als gefährdet und 14 sind als stark gefährdet eingestuft (Metzing et al., 2018).

Der Artenreichtum unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Buchen- und Eichen-Waldtypen deutlich (Abb. 28). Geringe Artenzahlen finden sich erwartungsgemäß in den basenarmen Buchenwäldern, während die basenreichen Buchenwälder der Hochlagen zusammen mit den Eichen-Hainbuchenwäldern den höchsten Artenreichtum aufweisen.

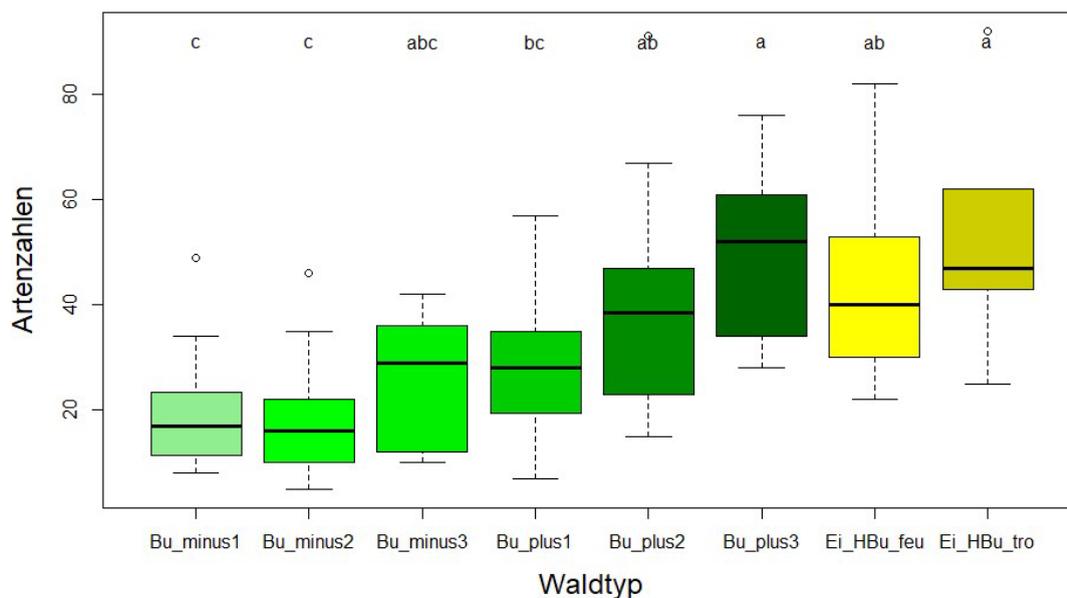


Abb. 28: Artenreichtum der Samenpflanzen und Farne der verschiedenen Waldtypen auf Bestandesebene (Bu – Buchenwald; Ei_HBu – Eichen-Hainbuchenwald; minus – nährstoffarm; plus – mäßig bis gut nährstoffversorgt; 1- kollin-planar; 2 – submontan; 3 – montan; feu – feucht; tro - trocken) im Vergleich. Signifikante Unterschiede zwischen den Waldtypen sind an unterschiedlichen Kombinationen der hochgestellten Buchstaben erkennbar (Tukey test).

In der Baumschicht waren 420 PKR ausschließlich von der Buche dominiert. In jeweils etwa einem Zehntel der Flächen traten Traubeneiche, Stieleiche oder Fichte als Mischbaumart hinzu. Auf 190 PKR waren diverse Mischbaumarten am Bestandesaufbau beteiligt.

In der Krautschicht waren *Anemone nemorosa* in 310 Probekreisen, *Lamium galeobdolon agg.* (210), *Galium odoratum* (185), *Mercurialis perennis agg.* (161), *Milium effusum* (158), *Oxalis acetosella* (157), *Carex sylvatica* (147), *Melica uniflora* (120) und *Deschampsia cespitosa* (101) die stetigsten krautigen Pflanzen.

Zwischen der Deckung der Krautschicht, der Artenzahl und der Beta-Diversität (Abb. 29) auf der einen sowie der TSA auf der anderen Seite ergaben sich für die Buchenwälder keine signifikanten Zusammenhänge. Für die Beta-Diversität deutete sich eine leicht steigende Tendenz mit zunehmender Zeit seit der Einstellung der Nutzungen an. Der Waldarten-Index (der sich aus dem Anteil der walddtypischen Arten nach Schmidt et al. (2011) zur Gesamtartenzahl zusammensetzt) zeigte sich als nicht signifikant mit der TSA korreliert. Hier war allerdings eine negative Korrelation zur Lichtzahl festzustellen, was bestätigt, dass in lichten Wäldern der Anteil typischer Waldarten an der Gesamtartenzahl geringer ist als in geschlossenen Beständen.

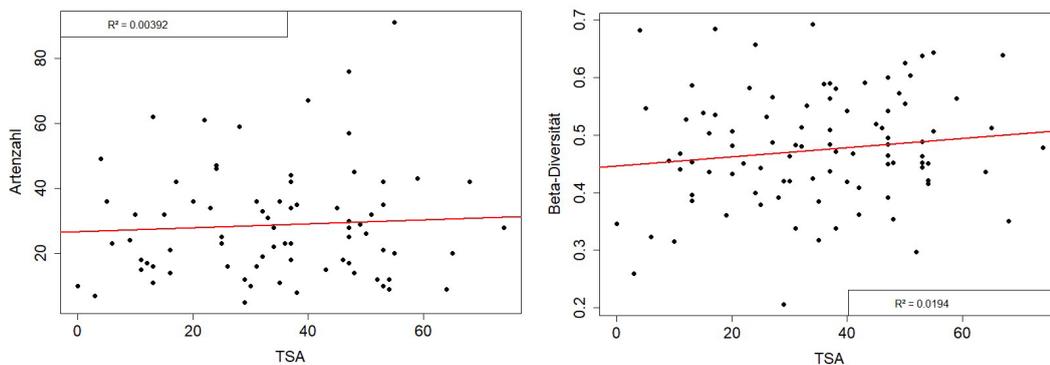


Abb. 29: Artenzahl (links) und Beta-Diversität (rechts) auf der Bestandesebene in Abhängigkeit von der TSA.

Ein Grund für die nicht nachweisbare Auswirkung der TSA auf die Diversitätsmaße dürfte in dem großen Einfluss anderer Faktoren auf die Artenvielfalt der Vegetation zu sehen sein. So sind die Diversitätsmaße der Flora deutlich positiv mit der Temperatur- und Reaktionszahl nach Ellenberg korreliert.

Die von uns zusammengestellten Ergebnisse weichen von einigen Langzeituntersuchungen ab, die eine deutliche Abnahme der Artenzahl der Bodenvegetation nach der Nutzungsaufgabe zeigen. Diese erklären die Änderungen der Artenzahlen durch den Rückgang von lichtliebenden Arten und Störzeigern (Heinrichs et al., 2022; Meyer, 2023; Schmidt et al., 2018; Schmidt and Schmidt, 2007; Vandekerhove et al., 2021). Allerdings zeigen auch einige Studien über die Zeit oder im Vergleich von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen dieselbe Tendenz, wie wir sie beobachten konnten, oder eine Umkehr des Artenrückgangs nach einer längeren Beobachtungszeit (Kaufmann et al., 2018; Reczyńska et al., 2022; Šebesta et al., 2017; Vandekerhove et al., 2021). Die Artenzahl der Krautschicht steht in einer engen Abhängigkeit zum Bestandesschluss des Baumbestandes (Chevaux et al., 2022). Sofern dieser Bestandesschluss nach den ersten Jahren nach Einstellung der Nutzung bereits gegeben ist, scheint eine weitere Reduktion der Artenzahlen kaum noch gegeben zu sein.

Ein weiterer Grund, dass unser Ergebnis nicht mit der Mehrzahl der Zeitstudien übereinstimmt, könnte auch auf den SFT-Ansatz in Verbindung mit der Großräumigkeit einer deutschlandweiten Untersuchung zurückzuführen sein. Die bereits zwischen den Naturräumen große Variationsbreite der Vegetationszusammensetzung wird zusätzlich durch eine unterschiedliche Nutzungsgeschichte erhöht.

Im Rahmen dieser großen Streuung geht möglicherweise ein potenzieller Effekt der TSA unter. Dies unterstreicht, dass bei komplexen Untersuchungsgegenständen wie der Bodenvegetation der SFT-Ansatz nicht ausreicht um die Prozesse abzubilden und die Weiterführung bzw. der Aufbau von echten Zeitreihen unbedingt notwendig ist (Likens, 1989; 2010).

Der multivariate Zusammenhang von Pflanzengemeinschaften und Umweltvariablen wurde durch eine Kanonische Korrespondenzanalyse verdeutlicht (Abb. 30). 12 % der Variabilität der Artzusammensetzung der Vegetation lassen sich durch diese Umweltvariablen erklären. In den Diagrammen sind die Umweltvariablen dargestellt, die einen signifikanten Einfluss auf die Vegetation haben (Abb. 30). Dabei zeigte die TSA keine signifikante Auswirkung auf die Artzusammensetzungen der einzelnen Bestände. Die Artzusammensetzung der Vegetation wird vorrangig entlang der x-Achse durch einen pH- und Humus-Gradienten sowie entlang der y-Achse durch einen Temperatur-, Niederschlags- und Skelett-Gradienten bestimmt.

Der Kohlenstoff der Humusschicht und der pH-Wert der ersten Tiefenstufe sind negativ miteinander korreliert. Ebenso die durchschnittliche Temperatur in der Vegetationszeit für die Periode 1991-2020, die Klimatische Wasserbilanz und der Skelettanteil des Bodens. In der linken oberen Diagrammhälfte finden sich tendenziell NWR auf basenarmen Böden mit viel Humus in höheren Lagen. Dort trifft man auf Arten der basenarmen Buchenwälder: Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) auf Gemeine Fichte (*Picea abies*) und Himbeere (*Rubus idaeus*). In der rechten unteren Diagrammhälfte sind NWR auf basenreicheren Böden platziert. Hier wachsen die Arten Wald-Haargerste (*Hordelymus europaeus*), Gelbes Buschwindröschen (*Anemone ranunculoides*), Gefleckter Aronstab (*Arum maculatum*), Wald-Veilchen (*Viola sylvatica*) und Wald-Bingelkraut (*Mercurialis perennis*). In der rechten oberen Diagrammhälfte sind höher gelegene NWR basenarmer Böden zu finden. Dort findet sich Eichenfarn (*Gymnocarpium dryopteris*). Links unten sind die NWR mit höheren Temperaturen während der Vegetationsperiode platziert. Hier finden sich die Bestände mit Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*).

Der pH-Wert der ersten Tiefenstufe und der Kohlenstoff des lebenden Bestandes sind positiv miteinander korreliert (enger Winkel der Pfeile). Dies zeigt, dass in unserem Untersuchungskollektiv die Biomasse auf basenreichen Standorten höher als auf basenarmen Böden ist. Der Median des BHD ist mit der klimatischen Wasserbilanz und dem Skelettanteil der Böden positiv korreliert. Zudem ist der Median des BHD in NWR mit hoher klimatischer Wasserbilanz auf skelettreichen Böden (in montanen Lagen) tendenziell höher als in NWR mit niedrigen Werten für diese Werte (kolline Lagen). Die Durchschnittstemperatur, der maximale Brusthöhendurchmesser und der Kohlenstoff des oberirdischen Totholzes sind positiv miteinander korreliert.

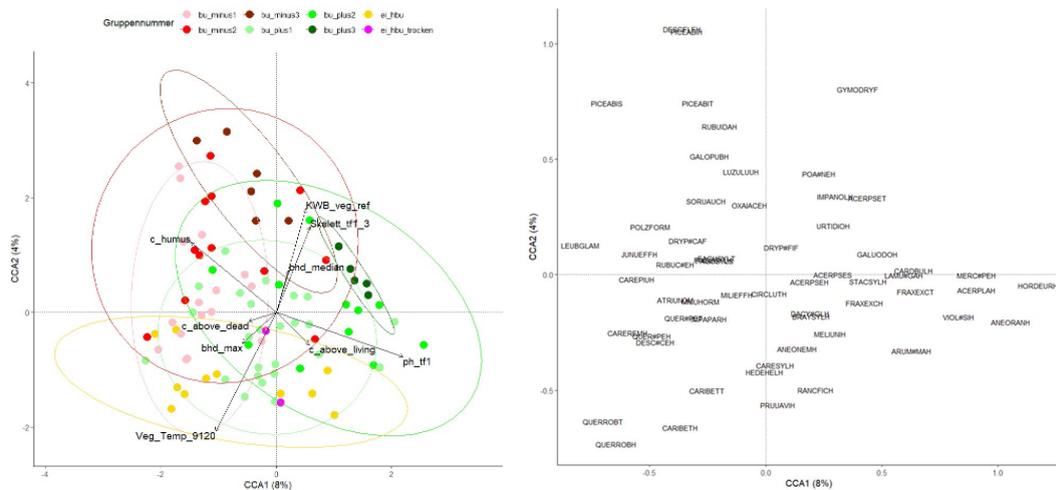


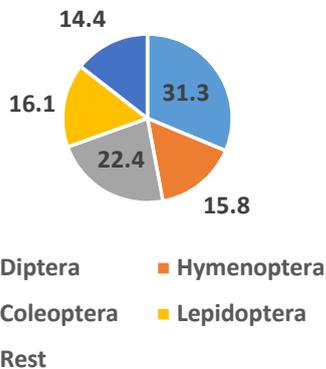
Abb. 30: Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) der Vegetation, Aufnahmen; links: overlay Klassifikation der Flora nach Waldtypen (bu – Buchenwald, ei_hbu – Eichen Hainbuchenwald, minus – nährstoffarm, plus – nährstoffreich, 1 – planar bis kollin, 2 - submontan, 3 – montan; bhd_median – Median des BHD, bhd_max – Maximaler BHD der Fläche, c_Humus – Kohlenstoff in der Humusschicht, c_above_living – Kohlenstoff des oberirdischen lebenden Bestandes, c_above_dead – Kohlenstoff des oberirdischen Totholzes, ph_tf1 - pH-Wert der ersten Tiefenstufe, Veg_Temp_9120 - Temperatur in der Vegetationszeit für die Periode 1991-2020, KWB_veg_ref – Klimatische Wasserbilanz der Periode, Skelett_tf1_3 – Skelettanteil des Bodens), rechts der Einzelarten

1.10 Arthropoden

1.10.1 Verteilung der Arten bzw. BINs auf die taxonomischen Gruppen

Insgesamt konnten im Projekt natWald100 nach dem Sequenzieren der Proben 10.444 Barcode Index Numbers (BINs) identifiziert werden. BINs sind Cluster von sehr ähnlichen Barcode Sequenzen, die von einem Algorithmus auf der Online Plattform BOLD (Barcode of Life Data System, <https://boldsystems.org/>) generiert werden. Sie haben einen engen Zusammenhang mit „echten“ Arten. Ab einem Schwellenwert von 97 % Übereinstimmung kann man von getrennten Arten ausgehen (AIM – Advanced Identification Methods GmbH., 2020). Wenn eine Art bereits in den Datenbanken vorhanden ist, kann eine ausgelesene Barcode Sequenz dieser Art zugewiesen werden. Nach diesem 97 % Filter blieben 4.409 BINs übrig. Diese konnten 2.382 Arten aus 1.737 Gattungen, 357 Familien, 35 Ordnungen und 7 Klassen zugeordnet werden. Dabei entfielen auf die vier Großordnungen folgende Anteile: Diptera (Zweiflügler wie Mücken und Fliegen) 745 Arten (31 %), Hymenoptera (Hautflügler wie Ameisen, Bienen und Wespen) 376 Arten (16 %), Coleoptera 534 Arten (22 %), Lepidoptera 383 Arten (16 %). Alle vier Großordnungen zusammen umfassen 2.038 Arten (86 %). Die restlichen 31 Ordnungen machen lediglich 344 Arten (14 %) aus. Betrachtet man die Anteile bezogen auf alle BINs, welche auch noch nicht beschriebene Arten enthalten können (Abb. 31, rechts), so zeigt sich ein höherer Anteil der Diptera und Hymenoptera.

Großordnungen - Anteil
Arten in %



Großordnungen - Anteil
BINs in %

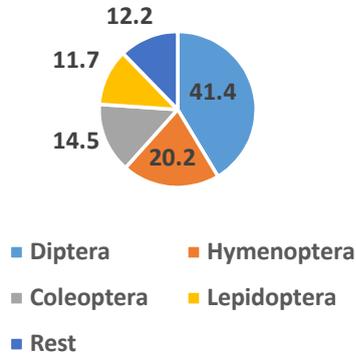


Abb. 31: Prozentualer Anteil der vier Insekten Großordnungen an der Gesamtartenzahl links, und der BINs aus dem Metabarcoding, rechts

Um die vier Großordnungen (Diptera, Hymenoptera, Coleoptera und Lepidoptera) genauer auf der Ebene der Familien zu betrachten, wurden alle Familien oberhalb eines 5 %-Anteils betrachtet (Abb. 32). Bei den Käfern (Coleoptera) sind die Familien der Cantharidae (Weichkäfer), Carabidae (Laufkäfer), Cerambycidae (Bockkäfer), Curculionidae (Rüsselkäfer), Elateridae (Schnellkäfer) und Staphylinidae (Kurzflügler) am artenreichsten. Die Ergebnisse für den Artenreichtum auf Familienebene der Zweiflügler, Hautflügler und Lepidoptera sind Abb. 32 zu entnehmen.

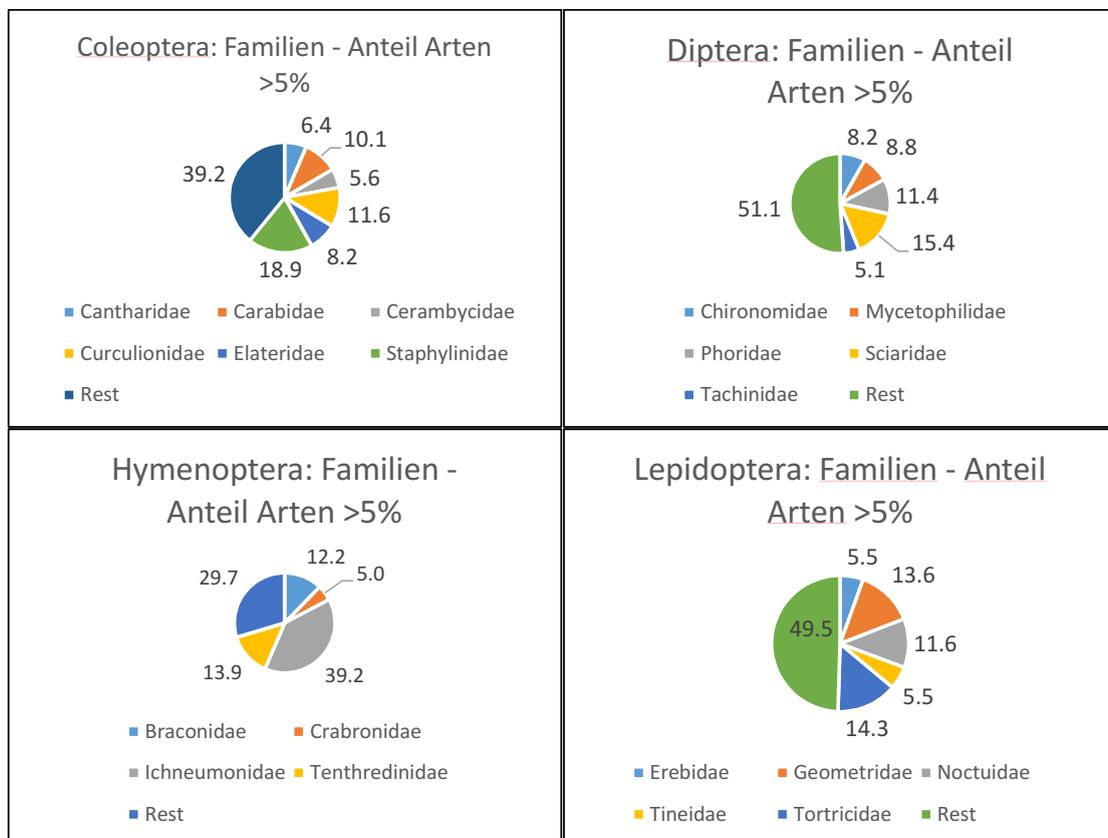


Abb. 32: Prozentualer Anteil der Familien der Coleoptera (oben links), Dipteren (oben rechts), Hymenopteren (unten links) und Lepidopteren (unten rechts) mit $\geq 5\%$ Anteil an der Gesamtartenzahl der jeweiligen Ordnung

1.10.2 Gefährdungsgrade

Insgesamt wurden 155 Arten nachgewiesen, die in den aktuellen Roten Listen Deutschlands (<https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Download-Wirbellose-Tiere-1875.html>) aufgeführt werden. Hiervon sind 87 Arten nach dem Bundesnaturschutzgesetz geschützt. 3 Arten fallen in die Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht), 24 Arten in die Kategorie 2 (stark gefährdet) und 81 Arten in die Kategorie 3 (gefährdet). Die Rote Liste-Arten verteilen sich insgesamt auf folgende Ordnungen: Aranea (5), Coleoptera (85), Diptera (4), Hymenoptera (11), Lepidoptera (25), Neuroptera (6) und Trichoptera (6). Besonders hervorzuheben sind die Arten in den Kategorien 1 und 2 (Tab. 6).

Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht):

Ampedus brunnicornis und *Ampedus elegantulus*, gehören beide zur Familie der Schnellkäfer (Coleoptera, Elateridae). *A. brunnicornis* wurde im NWR Conower Werder in Mecklenburg-Vorpommern gefunden. Laut Colkat (www.colkat.de, Entomofauna Germanica, Verzeichnis der Käfer Deutschlands) ist bereits ein Fund südlich des Müritz Sees bekannt. *A. elegantulus* wurde im NWR Mörderhäufel in Rheinland-Pfalz gefunden. Auch hier liegen laut Colkat bereits Funde aus der Region vor. *Anaspis garneysi* (Coleoptera, Scaphitidae) konnte im NWR Pfahlloch im Nordosten von Bayern festgestellt werden. Bisher wurde die Art in Deutschland nur in Rheinland-Pfalz, dem Saarland und Schleswig-Holstein nachgewiesen. Der genetische Unterschied mit *A. ruficollis* beträgt allerdings nur 2 %, so dass hier eine Verwechslung mit dieser deutschlandweit nachgewiesenen Art nicht auszuschließen ist. Allein in diesem Projekt wurde diese Art in 24 NWR in verschiedenen Bundesländern gefunden, unter anderem auch im NWR Pfahlloch.

Kategorie 2 (stark gefährdet):

Anaspis ruficollis gehört zu den Seidenkäfern (Coleoptera, Scaphitidae). Wie bereits unter Kategorie 1 beschrieben, wurde diese Art in 24 NWR nachgewiesen und ist deutschlandweit verbreitet.

Ampedus rufipennis (Coleoptera, Scaphitidae) wurde im NWR Heilige Hallen in Mecklenburg-Vorpommern gefangen. Es liegen laut Colkat bereits Funde dieser Art aus der Region vor.

Badister unipustulatus (Coleoptera, Carabidae) NWR Karlswörth in Hessen. Laut Colkat ebenfalls Funde aus dem Raum Frankfurt bekannt.

Bombus quadricolor, die Vierfarbige Kuckuckshummel (Hymenoptera, Apidae) wurde im NWR Faulbach in Baden-Württemberg gefunden. Diese Art ist in ganz Europa verbreitet und gehört zu den Kuckuckshummeln, welche als Sozialparasiten andere Hummeln parasitieren.

Brachygonus megerlei (Coleoptera, Elateridae) im NWR Hofstatt in Baden-Württemberg. Funde aus der Region laut Colkat.

Carphacis striatus (Coleoptera, Staphylinidae) im NWR Jachtal in Bayern. Laut Colkat Funde aus Franken bekannt.

Cerophytum elatorides (Coleoptera, Cerophytidae) im NWR Battert in Baden-Württemberg. Funde sind laut Colkat südlich von Karlsruhe bekannt.

Choleva reitteri (Coleoptera, Leiodidae) im NWR Battert in Baden-Württemberg. Funde laut Colkat südliche von Karlsruhe bekannt.

Conopalpus brevicollis (Coleoptera, Melandryidae) in Baden-Württemberg (NWR Hofstatt, NWR Scheibenfelsen), in Bayern (NWR Heilige Hallen BY, NWR Nesselsee, NWR Waldhaus, NWR Brunnstube, NWR Gansbrunn, NWR Jachtal, NWR Böhlggrund) und im NWR Kniebrecht in Hessen. Laut Colkat im südlichen Deutschland verbreitet. *C. brevicollis* gehört zur Familie der Düsterkäfer (Melandryidae) gilt als stark gefährdet (RLD 2). Es handelt sich um eine xylobionte Art, deren Larven im

Holz leben und dieses zersetzen. Dabei bevorzugen die Larven pilzbefallene Kronenäste und wurden in Wärmenestern, vor allem im Südwesten Deutschlands nachgewiesen.

Cyrtanaspis phalerata (Coleoptera, Scaptiidae) in den NWR Oderhang in Niedersachsen und Ziegenstallsgründe in Nordrhein-Westfalen. Laut Colkat deutschlandweit vorkommende Art.

Denticollis rubens (Coleoptera, Elateridae) in den NWR Obere-Schüttshöhe und Wattenberg südlich Paderborn (beide Nordrhein-Westfalen). Laut Colkat vor Allem in Westdeutschland nachgewiesenen Art.

Dorcatoma robusta (Coleoptera, Ptinidae) im NWR Mörderhäufel (Baden-Württemberg). Laut Colkat Funde in der Region westlich Karlsruhe bekannt.

Ernodes articularis gehört zu den Köcherfliegen (Trichoptera, Baraeidae) im NWR Leiberger Wald südwestlich von Bonn (Nordrhein-Westfalen).

Eupithecia immundata, Blasser-Christophskraut-Blütenspanner (Lepidoptera, Geometridae) im NWR Willinger Berg (Thüringen). Kommt in der Mitte und im Nordosten Mitteleuropas vor.

Gonioctena intermedia (Coleoptera, Chrysomelidae) im NWR Seeloch (Bayern). Laut Colkat im Bayerischen Wald bereits gefunden.

Ischnomera cinerascens (Coleoptera, Oedemeridae) im NWR Kniebrecht (Hessen). Laut Colkat in Hessen und umliegenden Bundesländern bereits gefunden worden.

Micromus lanosus gehört zu den Taghaften (Neuroptera, Hemerobiidae) im NWR Gitschger (Bayern).

Oedemera femoralis (Coleoptera, Oedemeridae) in den NWR Kniebrecht (Hessen), den NWR Faulbach und Rossberg (Baden-Württemberg), im NWR Conower Werder (Mecklenburg-Vorpommern) und im NWR Wöbelsburg (Thüringen). In den genannten Bundesländern laut Colkat bekannt, mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern.

Die beiden Arten aus der Familie der Scheinbockkäfer (Oedemeridae), *Ischnomera cinerascens* und *Oedemera femoralis* sind in Deutschland als stark gefährdet (RLD 2) eingestuft. Sie sehen den „echten“ Bockkäfern aus der Familie Cerambycidae ähnlich, haben aber einen nicht so stark chitinisierten Körper. Der Halsschild ist schmaler als die Deckflügel. Man findet sie an Waldrändern und im Gebüsch. Beide Arten wurden bereits in Nordbayern bzw. Südhessen nachgewiesen.

Porthmidius austriacus (Coleoptera, Elateridae) im NWR Naabrangen (Bayern). Laut Colkat Art in Deutschland bekannt, aber nicht in der Region. Bisher nur ein Fund aus Bayern bekannt.

Pseudocistela ceramboides (Coleoptera, Tenebrionidae) in den NWR Großer Steinberg (Nordrhein-Westfalen) und Gitschger (Bayern). Laut Colkat deutschlandweit verbreitet.

Tetrix undulata, Gemeine Dornschröcke (Orthoptera, Tetrigidae) in den NWR Winterlieth (Niedersachsen), Leiberger Wald (Nordrhein-Westfalen), Eisenbachhain (Baden-Württemberg) und Mitteleich (Bayern). Europaweit verbreitete Art.

Triplax lepida (Coleoptera, Erotylidae) im NWR Scheibenfelsen (Baden-Württemberg). Laut Colkat in Deutschland verbreitete Art.

Tab. 6: Rote Liste Arten im Projekt natWald100 der Kategorien 1 und 2 (NWR = Nummer des Naturwaldreservats; RLD = Rote Liste Deutschlands: Kategorie 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet).

NWR	Reservat	Ordnung	Familie	Art	RLD
13_016a	Conower Werder neu	Coleoptera	Elateridae	Ampedus brunnicornis	1
07_020	Moerderhaeufer	Coleoptera	Elateridae	Ampedus elegantulus	1
09_175	Pfahlloch	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis garneysi	1
13_042	An der Steinmuehle	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
08_096	Battert	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
08_096	Battert	Coleoptera	Cerophytidae	Cerophytum elateroides	2
08_096	Battert	Coleoptera	Leiodidae	Choleva reitteri	2
09_165	Boehlgrund	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
16_001	Brandesbachtal	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_121	Brunnstube	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
13_016a	Conower Werder neu	Coleoptera	Oedemeridae	Oedemera femoralis	2
08_024	Eisenbachhain	Orthoptera	Tetrigidae	Tetrix undulata	2
08_008	Faulbach	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
08_008	Faulbach	Coleoptera	Oedemeridae	Oedemera femoralis	2
08_008	Faulbach	Hymenoptera	Apidae	Bombus quadricolor	2
09_129	Gansbrunn	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_129	Gansbrunn	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
07_054	Gebueck	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_143	Geissmann	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_105	Gitschger	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_105	Gitschger	Coleoptera	Tenebrionidae	Pseudocistela ceramboides	2
09_105	Gitschger	Neuroptera	Hemerobiidae	Micromus lanosus	2
05_074	Grosser Steinberg	Coleoptera	Tenebrionidae	Pseudocistela ceramboides	2
09_052	Hammerleite	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_007	Heilige Hallen BY	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
13_002	Heilige Hallen MV	Coleoptera	Elateridae	Ampedus rufipennis	2
08_054	Hofstatt	Coleoptera	Elateridae	Brachygonus megerlei	2
08_054	Hofstatt	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
09_162	Jachtal	Coleoptera	Staphylinidae	Carphacis striatus	2
09_162	Jachtal	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
06_020	Karlswoerth	Coleoptera	Carabidae	Badister unipustulatus	2
06_014	Kniebrecht	Coleoptera	Melandryidae	Conopalpus brevicollis	2
06_014	Kniebrecht	Coleoptera	Oedemeridae	Ischnomera cinerascens	2
06_014	Kniebrecht	Coleoptera	Oedemeridae	Oedemera femoralis	2
03_026	Landwehr	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
05_PB_14_02	Leiberger Wald	Orthoptera	Tetrigidae	Tetrix undulata	2
05_PB_14_02	Leiberger Wald	Trichoptera	Beraeidae	Ernodes articularis	2
07_043	Luetzelrech	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_014	Mittleich	Orthoptera	Tetrigidae	Tetrix undulata	2
09_200	Mittelsteighuette	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
07_020	Moerderhaeufer	Coleoptera	Ptinidae	Dorcatoma robusta	2

Fortsetzung Tab. 6

09_109	Naabrangen	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_109	Naabrangen	Coleoptera	Elateridae	Porthmidius austriacus	2
09_118	Nesselsee	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_118	Nesselsee	Coleoptera	Melandyridae	Conopalpus brevicollis	2
05_040	Obere Schuettschoe	Coleoptera	Elateridae	Denticollis rubens	2
03_047	Oderhang	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
03_047	Oderhang	Coleoptera	Scraptiidae	Cyrtanaspis phalerata	2
09_175	Pfahlloch	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
08_908	Rosberg BW	Coleoptera	Oedemeridae	Oedemera femoralis	2
16_017	Rosberg TH	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
05_003	Schaeferheld	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
08_056	Scheibenselem	Coleoptera	Melandyridae	Conopalpus brevicollis	2
08_056	Scheibenselem	Coleoptera	Erotylidae	Triplax lepida	2
09_062	Schoenwald	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_087	Seeloch	Coleoptera	Chrysomelidae	Gonioctena intermedia	2
13_041	Serrahner Berge	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
03_019	Stoerberhai	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
03_077	Suesing	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_120	Waldhaus	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
09_120	Waldhaus	Coleoptera	Melandyridae	Conopalpus brevicollis	2
09_159	Waldkugel	Coleoptera	Scraptiidae	Anaspis ruficollis	2
06_004	Wattenberg	Coleoptera	Elateridae	Denticollis rubens	2
16_120	Willinger Berg	Lepidoptera	Geometridae	Eupithecia immundata	2
03_089	Winterlieth	Orthoptera	Tetrigidae	Tetrix undulata	2
16_103	Woebelsburg	Coleoptera	Oedemeridae	Oedemera femoralis	2
05_PB_02	Ziegenstallgruende	Coleoptera	Scraptiidae	Cyrtanaspis phalerata	2

Urwaldrelikte unter den Käfern zeichnen sich aus durch „...reliktäre Vorkommen im Gebiet, Bindung an Kontinuität der Strukturen der Alters- und Zerfallsphase bzw. Habitattradition, hohe Ansprüche an Totholzqualität und -quantität, Populationen in den kultivierten Wäldern Mitteleuropas verschwindend oder ausgestorben“ (Müller et al., 2005). Dabei werden zwei Kategorien unterschieden. Urwaldreliktarten im engeren Sinne (Kategorie 1), sowie im weiteren Sinne (Kategorie 2). Folgende Urwaldreliktarten wurden im Rahmen von natWald100 gefunden (Tab. 7): *Ampedus auripes* (Coleoptera, Elateridae) ist laut Roter Liste Deutschlands als stark gefährdet eingestuft und wurde in den NWR Seeloch und Geissmann in Bayern gefunden. Funde sind laut Colkat auch aus dieser Region bekannt.

Tab. 7: Urwaldreliktarten (UWR D-Kategorie 1 = Urwaldreliktarten im engeren Sinne, 2 = Urwaldreliktarten im weiteren Sinne)

NWR	Name	BOLD_BIN	Ordnung	Art	UWR D-Kategorie	Waldtyp	TSA-Code
07-020	Mörderhäufel	ACY9563	Coleoptera	Ampedus elegantulus	2	Eiche-Hainbuche	4
09-087	Seeloch	ADF1078	Coleoptera	Ampedus auripes	2	Fichte	3
09-143	Geissmann	ADL4820	Coleoptera	Ampedus auripes	2	Kiefer	2
13-016	Conower Werder	ACI4141	Coleoptera	Ampedus brunnicornis	1	Buche plus 1	3

1.10.3 Trockengewichte

Hinsichtlich der Trockengewichte der Arthropoden Ausbeute zeigt sich bezüglich der verschiedenen Waldtypen lediglich bei den Eichen-Hainbuchenwäldern ein signifikanter Unterschied, verglichen mit den Buchenwäldern (

Abb. 33). Die schlechter nährstoffversorgten Buchenwälder der Tieflagen liegen zwischen den übrigen Buchenwäldern und den Eichen-Hainbuchenwäldern, wobei der Unterschied nicht signifikant ist. Für die verschiedenen TSA-Stufen zeigt sich kein signifikanter Unterschied in den Trockengewichten (Abb. 34)

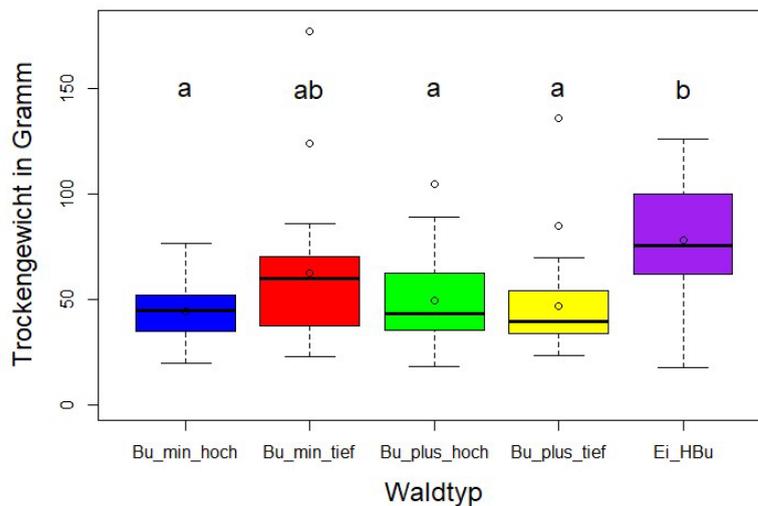


Abb. 33: Trockengewichte der in drei Monaten pro Standort gefangenen Arthropoden in Gramm in den verschiedenen Buchen- und Eichenwaldtypen.

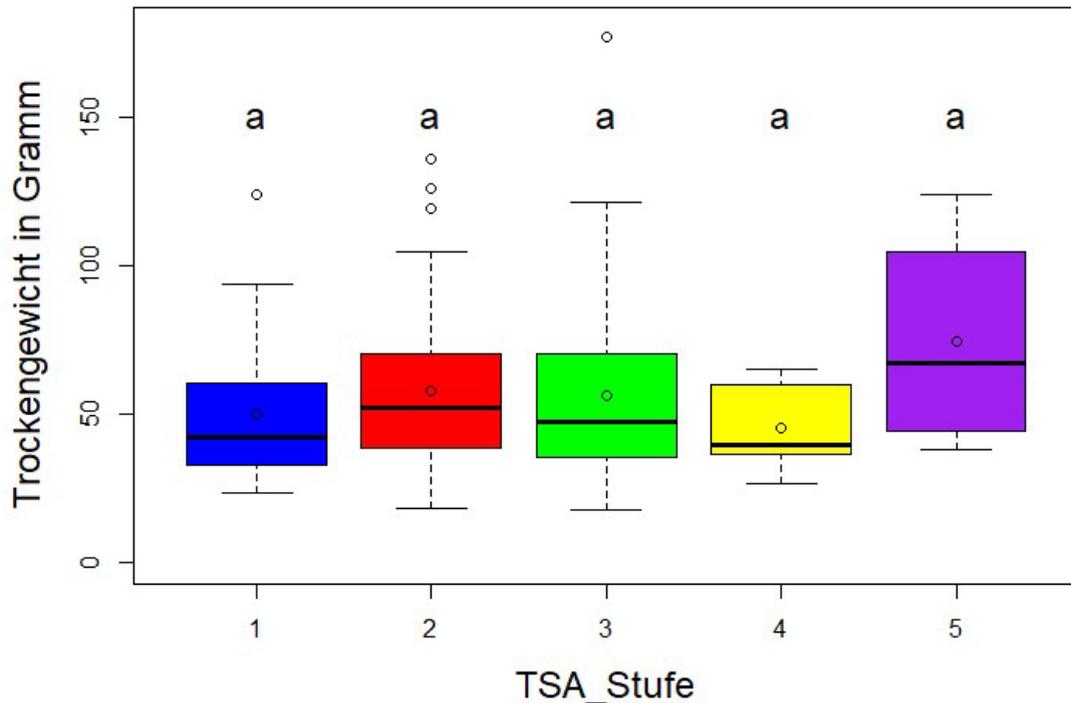


Abb. 34: Trockengewichte der in drei Monaten pro Standort gefangenen Arthropoden in Gramm in verschiedenen TSA-Stufen. (1 = bis 20 Jahre, 2 = bis 40 Jahre, 3 = bis 60 Jahre, 4 = bis 80 Jahre, 5 = über 80 Jahre)

1.10.4 Diversität

Hinsichtlich der Alpha-Diversität (Abb. 35) zeigt sich nur bei den besser versorgten Buchenwäldern der Hochlagen ein signifikanter Unterschied (Tukey test) zwischen den Wäldern bis 40 Jahren und denen bis 60 Jahren TSA. Für die Beta-Diversität sind zwischen den Waldtypen keine signifikanten Unterschiede auszumachen (Abb. 36). Allerdings kann man eine leichte Zunahme von der niedrigen TSA-Stufe (bis 20 Jahre) zu den höheren (bis 40, 60 und 80 Jahre) feststellen. Die Unterschiede der TSA-Stufen sind nicht durchgehend signifikant (nur zwischen 20 und 40 Jahren). Für über 80 Jahre nutzungsfreie Wälder fällt die Beta-Diversität dann wieder, wobei der Datensatz für diesen Bereich auch nur wenige NWR enthält. Für die Gamma Diversität zeigt sich durchgehend ein stärkerer Anstieg der Wälder bis 60 Jahre (Abb. 37, b-d) bzw. bei den schlechter versorgten Buchenwäldern der Tieflagen (Abb. 37, a) der Wälder bis 40 Jahre TSA. Insgesamt scheint die TSA nur einen geringen Einfluss auf das Vorkommen der Arthropoden zu haben. Es zeigt sich lediglich ein positiver Trend in Richtung der länger aus der Nutzung genommenen Wälder in der Beta- und Gamma-Diversität, also auf regionaler bzw. überregionaler Ebene.

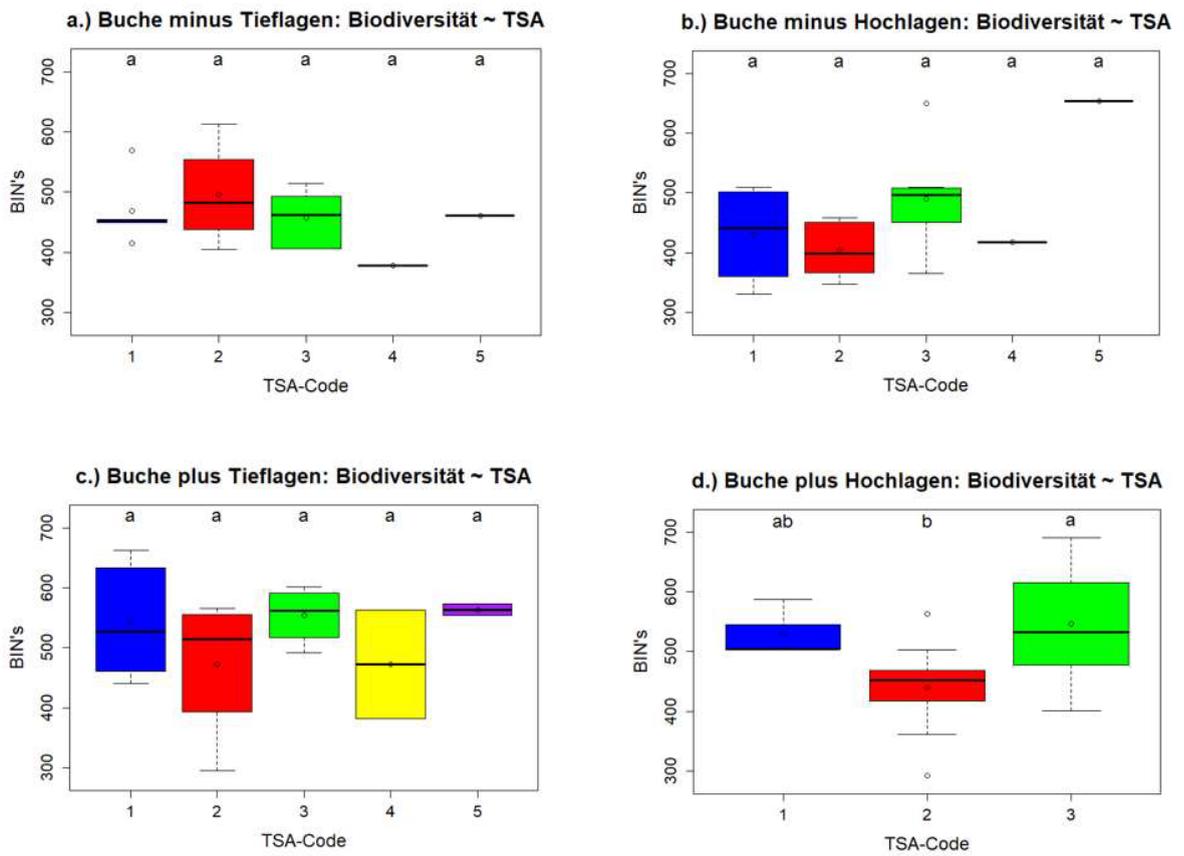


Abb. 35: Alpha-Diversität: Anzahl der BINs (Barcode Index Numbers) vs. TSA. (TSA-Code: 1 = bis 20 Jahre, 2 = bis 40 Jahre, 3 = bis 60 Jahre, 4 = bis 80 Jahre, 5 = über 80 Jahre)

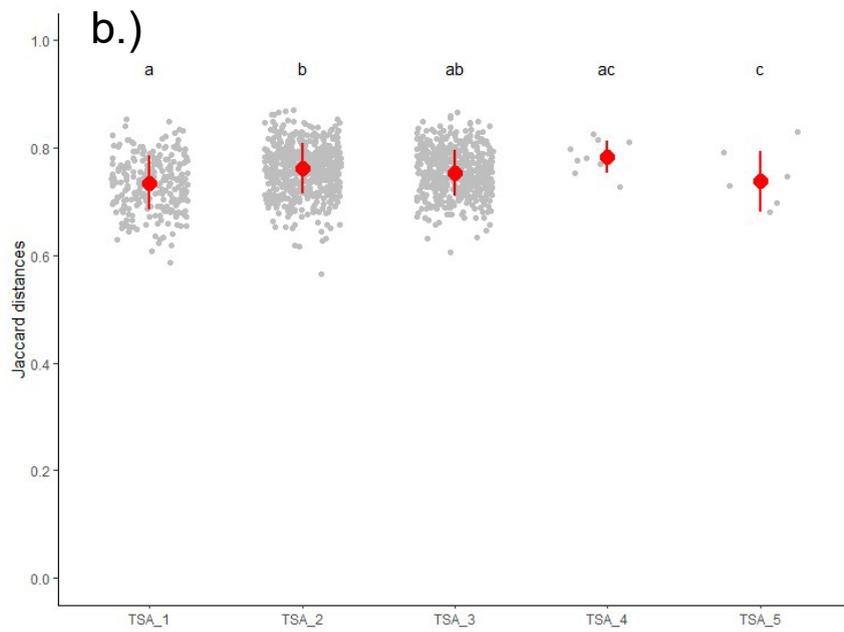
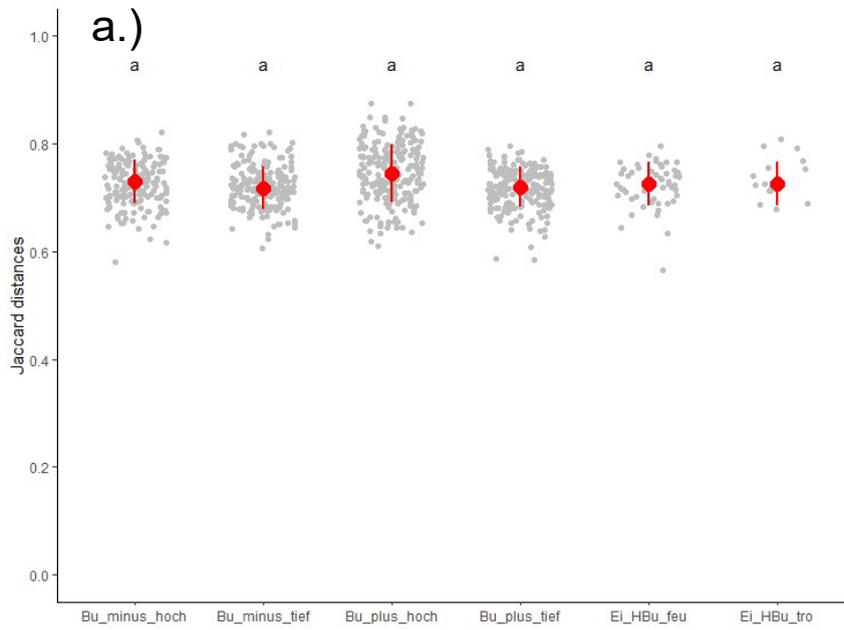


Abb. 36: Beta-Diversität der BINs (Barcode Index Numbers) für verschiedene Waldtypen (a.) (Buche minus/plus für Hoch- und Tieflagen, Eiche-Hainbuche feuchte/trockene Standorte) und für die verschiedenen TSA-Stufen (b.): (TSA-Code: 1 = bis 20 Jahre, 2 = bis 40 Jahre, 3 = bis 60 Jahre, 4 = bis 80 Jahre, 5 = über 80 Jahre)

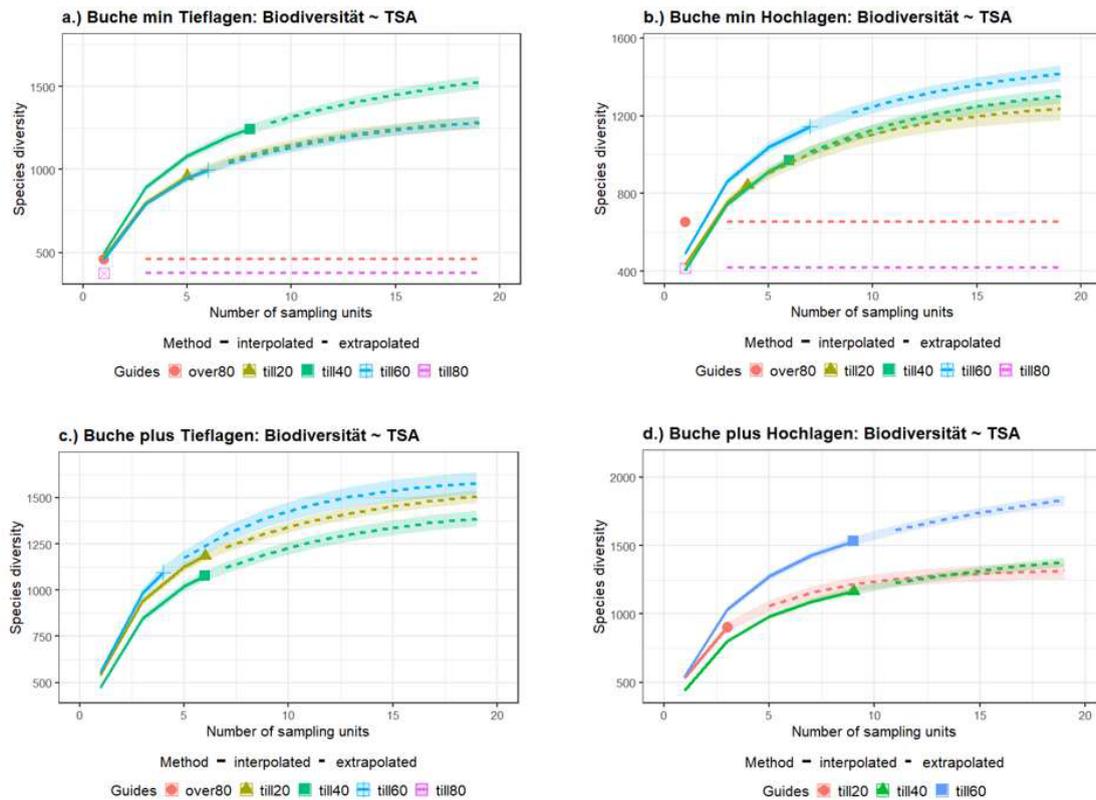


Abb. 37: Die Arten-Areal-Kurven der Artenvielfalt zur Ableitung der Gamma-Diversität vs. Anzahl der Standorte für die einzelnen TSA-Stufen (bis 20 Jahre, bis 40 Jahre, bis 60 Jahre, bis 80 Jahre, über 80 Jahre)

1.10.5 Einfluss von Umweltfaktoren auf die Artenzusammensetzung der Arthropodengemeinschaften

Wie die Anordnung der Probestellen in einer Nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) zeigt, wird die Artenzusammensetzung der Arthropoden vor allem durch die Baumartenzusammensetzung und Nährstoffversorgung der Wälder bestimmt (Abb. 38). Artengemeinschaften aus Eichen-Hainbuchenwäldern grenzen sich deutlich von denen der Buchenwälder ab. Die Fichten- und Kiefernwälder sowie der Erlen-Ulmenwald zeigen eine erheblich andere Artenzusammensetzung als die Buchen- oder Eichenwäldern. Betrachtet man den Zusammenhang mit Umweltparametern, zeigt sich dieser insbesondere zwischen der Vegetationstemperatur und den Eichen-Hainbuchen Wäldern, die oft an trockenen und wärmeexponierten Standorten zu finden sind (Abb. 39).

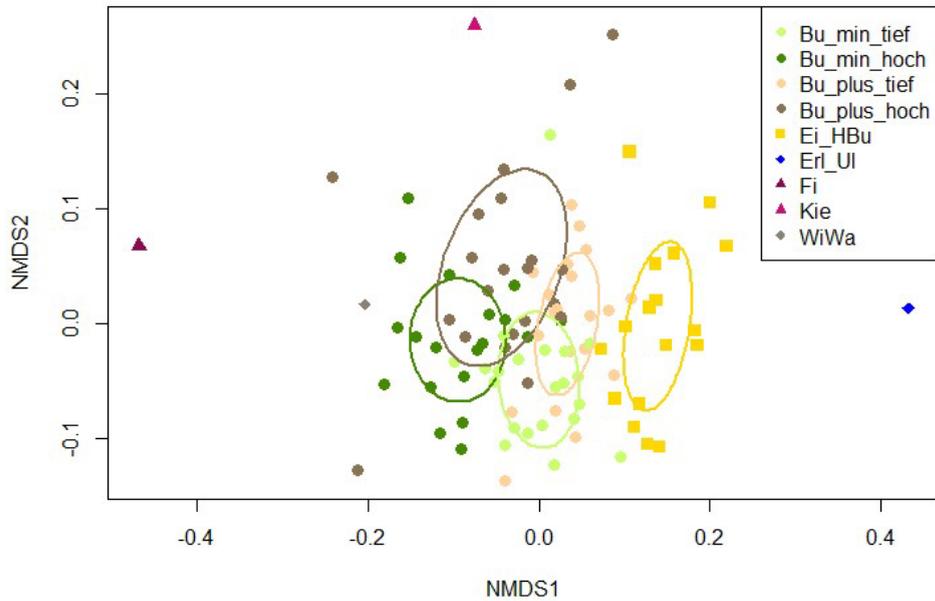


Abb. 38: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Arthropoden BINs (Barcode Index Numbers) anhand der Einteilung in verschiedene Waldtypen.

Des Weiteren gibt es einen Zusammenhang zwischen Höhe, Vegetationsniederschlag und dem Bestandesalter hin zu den Buchenwäldern in den höheren Lagen. Außerdem deutet der Gradient des geografischen Hochwertes hin zu den potenziell schlechter versorgten Buchenwäldern der Tieflagen. Sehr deutlich wird bei der Anordnung der Artengemeinschaften in der NMDS entlang der ersten Achse mit einer Zunahme der Lufttemperatur von den Fichtenwäldern über die Buchenwäldern der Hochlagen, die Buchenwälder der Tieflagen hin zu den Eichen-Hainbuchenwäldern (Abb. 40).

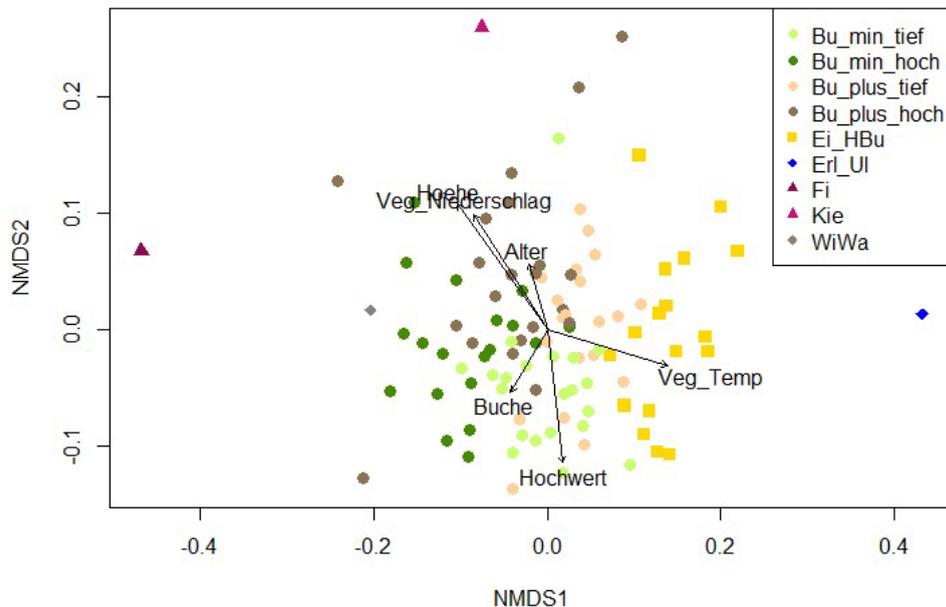


Abb. 39: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Arthropoden BINs (Barcode Index Numbers) anhand der Einteilung in verschiedene Waldtypen und dem Einfluss verschiedener Umweltparameter (Höhe, Vegetationstemperatur, Vegetationsniederschlag, Hochwert, Buche).

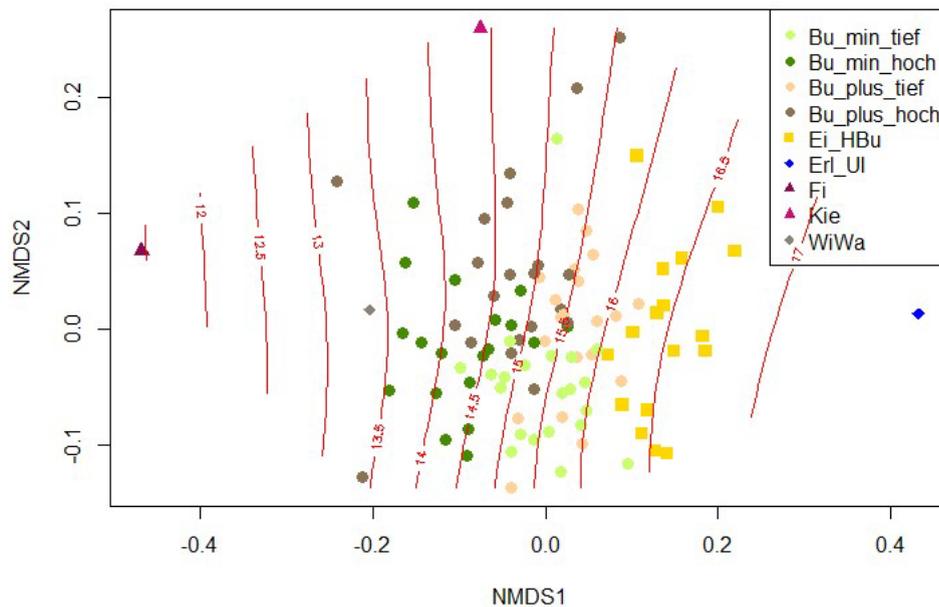


Abb. 40: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Arthropoden BINs (Barcode Index Numbers) anhand der Einteilung in verschiedene Waldtypen und dem Einfluss der Vegetationstemperatur.

Die Bedeutung der Einflussvariablen konnte Mittels des BioEnv-Tests (Tab. 8) in eine Reihenfolge gestellt werden, die zur Erklärung der Artenzusammensetzung beitragen: Meereshöhe, Anteil der Buche im Hauptbestand, Temperatur während der Vegetationszeit, Niederschlag während der Vegetationszeit, Hochwert-Gauß-Krüger, liegendes Totholz, Bestandesalter, stehendes Totholz, Anteil der Eiche, TSA. Wobei die fünf letzten Parameter (u.a. Bestandesalter, Eichenanteil und TSA) keinen Beitrag zur Erklärung der Biodiversität mehr leisten. Meereshöhe, Buchenanteil, Temperatur in der Vegetationszeit und Niederschlag sind positiv mit der Artenzusammensetzung korreliert und tragen somit zur Erklärung bei. Dies stimmt weitgehend mit den in der Ordination (Abb. 39) dargestellten Umweltvariablen überein.

Tab. 8: BioEnv-Test: Einfluss von Umweltparametern auf die Biodiversität der Arthropoden

Rang	Umweltparameter	Erklärungsanteil
1	Meereshöhe	0.3457
2	Buchenanteil	0.4125
3	Temperatur in der Vegetationszeit	0.4558
4	Niederschlag in der Vegetationszeit	0.4850
5	Hochwert Gauß-Krüger	0.4828
6	Totholz liegend	0.4745
7	Bestandesalter	0.4639
8	Totholz stehend	0.4539
9	Eichenanteil	0.4409
10	TSA (Zeit seit Stilllegung)	0.4204

1.10.6 Verbreitungsmodelle im Klimawandel

Auf der Grundlage der Nachweise lassen sich zum einen Verbreitungsmodelle für die Arten auf der Grundlage der vorhandenen Klimadaten für die Standorte erstellen, zum anderen ist dies auch für veränderte Klimaszenarien in der Zukunft möglich. So zeigen einige Käferarten allein auf der Grundlage von einfachen Gradienten deutliche Anzeichen für eine Temperaturanpassung (Abb. 41).

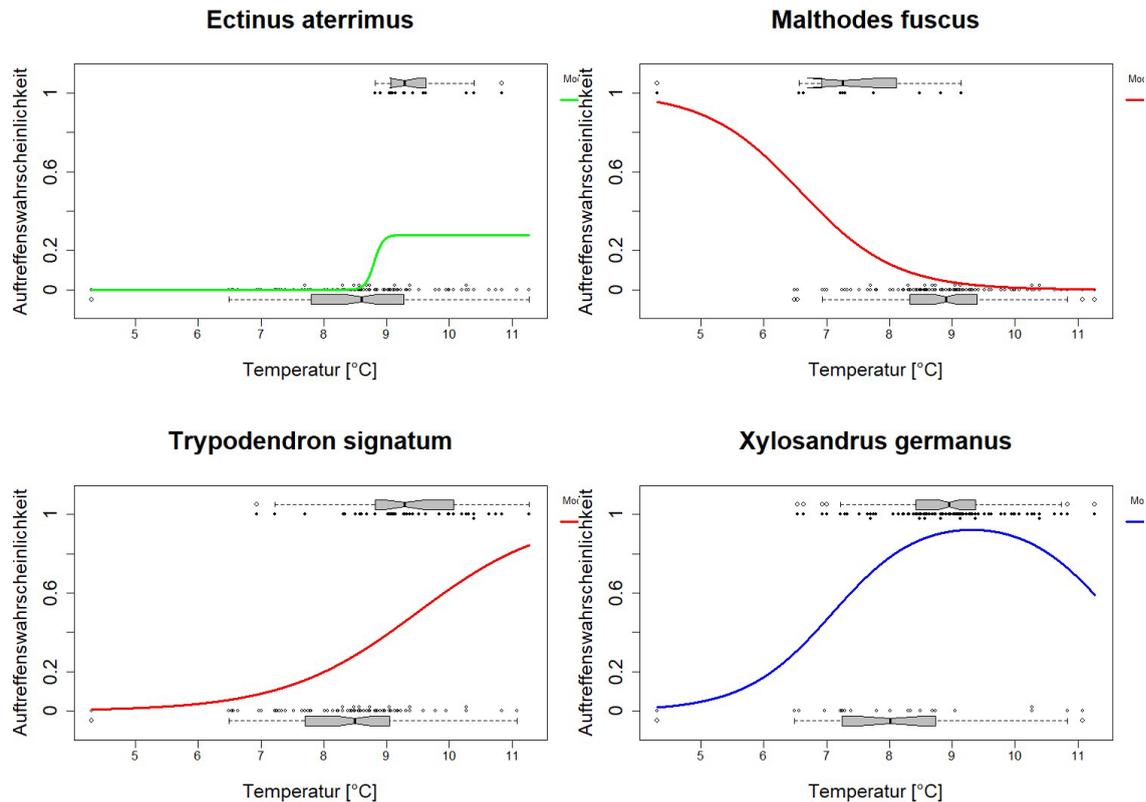


Abb. 41: Species response curves auf der Basis von Funddaten entlang des Temperaturgradienten für vier Käferarten als Beispiel für die Klimaanpassung der einzelnen Arten.

Auf der Basis einer Zuordnung der Worldclim-Daten (www.worldclim.org) zu jedem Fallenstandort und den entsprechenden Nachweisen der Arten lassen sich allein auf der Grundlage der im Projekt nachgewiesenen Arten Verbreitungskarten für die Arten darstellen. Dazu können über Worldclim auch potenziell zukünftige Klimadaten für die Standorte ausgelesen werden und Modelle zur künftigen Verbreitung der Arten berechnet werden (Abb. 42). Voraussetzung für seriöse Abschätzungen wären allerdings umfangreichere Datensätze.

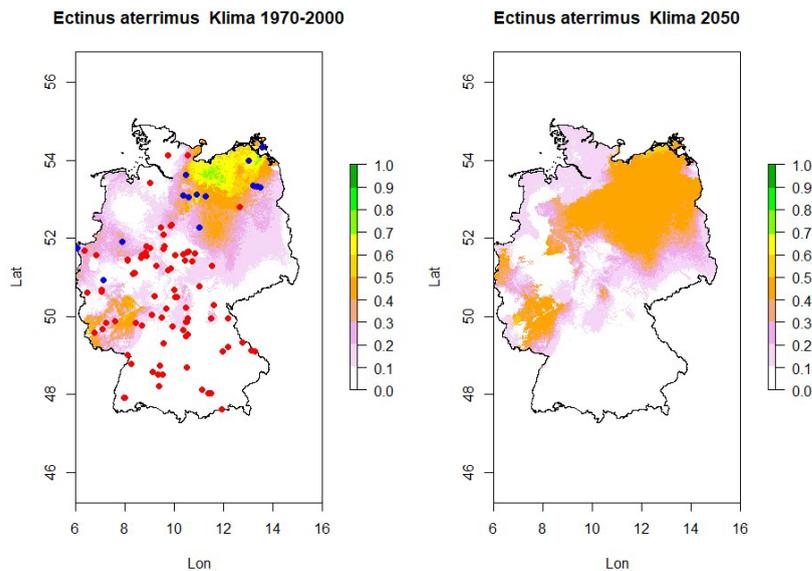


Abb. 42: Verbreitungsmodell für *Ectinus aterrimus* auf der Grundlage der Funde in natWald100 (blaue Punkte – Nachweise, rote Punkte - Fallen ohne Nachweis) unter den Klimaverhältnissen von 1970 und 2000 aus Worldclim-Daten und dem fortgeschriebenen Klimaszenarium für 2050

2 Verwertung

Das Vorhaben „natWald100“ liefert belastbare Erkenntnisse zu den Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung. Insbesondere im Hinblick auf die Waldstruktur und die Kohlenstoffspeicherung in Buchenwäldern lassen sich auf Grundlage der Untersuchungen relativ klare Ableitungen zur zeitlichen Entwicklung nach Nutzungseinstellung treffen. Die Ergebnisse stehen für Politik und Praxis als Entscheidungs- und Bewertungsgrundlagen zur Verfügung und können dazu beitragen, die kontrovers geführte Diskussion, um Wirkung einer Nutzungseinstellung in Wäldern zu versachlichen. Ein direkter Bezug besteht zur Weiterentwicklung von Strategien des Bundes und der Länder im Bereich Wald und Naturschutz (Waldstrategien, Länder Biodiversitätsstrategien, Nationale Biodiversitätsstrategie [NBS], EU-Biodiversitätsstrategie, Aktionsplan Natürlicher Klimaschutz [ANK]). Wissenschaftlich sind die Erkenntnisse ebenfalls relevant, da sie das Verständnis der natürlichen Struktur- und Stoffdynamik in Buchenurwäldern (und damit verbundener Stoffflüsse) verbessert haben.

Hervorzuheben sind aber auch die Themenbereiche, für die keine klaren Ergebnisse abgeleitet werden konnten, da sie die Grenzen des Untersuchungsansatzes verdeutlichen. Bei komplexeren Untersuchungsgegenständen (z.B. Biodiversität und Bodenkohlenstoff) scheint der SFT-Ansatz nur bedingt geeignet, um mit dem gegebenen Stichprobenumfang belastbare Ergebnisse zu erzielen. Echte Zeitreihen erweisen sich daher einmal mehr als unverzichtbar, um komplexe Prozesse aufzuklären. Das unterstreicht die Notwendigkeit, langfristig ausgerichtete Monitoring- und Forschungsprogramme auszubauen, bzw. für die Weiterführung bereits bestehender Zeitreihen zu sorgen.

Die Flächenkulisse und die verwendeten Methoden der Datenerhebung und -auswertung bieten sich an, in ein Monitoring zur natürlichen Waldentwicklung überführt zu werden. Die Daten der Erstaufnahme könnten in diesem Sinne direkt verwendet werden. Eine Wirkungskontrolle hinsichtlich der „Maßnahme Nutzungseinstellung“ zur Förderung der Biodiversität und als Klimaschutzbeitrag erscheint sinnvoll und könnte in bestehenden Programmen der Bundesregierung eingebettet werden (siehe NBS und ANK). Die über das Monitoring generierten Daten stünden auch als Referenz zur Bewertung der Wirkung anderer Maßnahmen, wie z.B. einer waldbaulich gesteuerten Klimaanpassung von Waldbeständen, zur Verfügung.

3 Erkenntnisse von Dritten

Während der Antragsphase und der Laufzeit des Vorhabens hat sich der Wissensstand zu den Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicher, Waldstruktur und Biodiversität stetig erweitert. Die in dieser Zeit erschienen Publikationen wurden recherchiert und in der Diskussion der Projektergebnisse in den Kap. II 1.6 – 1.10 berücksichtigt. Die Arbeiten sind zudem in die Literaturdatenbank der NW-FVA integriert worden.

Für die Konzeption des Monitorings der NWE-Fläche in Deutschland ist insbesondere die laufende Entwicklung eines Insektenmonitorings (Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2023) und hier der Baustein „Monitoring von Insekten seltener Lebensräume“ relevant. Hier sollte möglichst versucht werden, wechselseitige Anschlussfähigkeit der Erfassungsmethoden herzustellen.

4 Veröffentlichungen und Vorträge

Veröffentlichungen

- Hoppmann, T; Hagge, J.; Kühbandner, S.; Mölder, A.; Schmidt, M. & Meyer, P. (2023): Hessische Naturwaldreservate im Portrait: Kniebrecht, 48 S.; DOI: 10.5281/zenodo.7759963
- Kühbandner, S. & Blaschke, M. (2022): Metabarcoding: Ein modernes Verfahren zur Biodiversitätsforschung im Wald, LWF-aktuell, 28(5). S. 21-22
- Kühbandner, S.; Blaschke, M. & Müller, J. (in prep.): A new approach to investigate Arthropod Biodiversity in forest ecosystems, using meta-barcoding on trap combinations, Ecology and Evolution
- Meyer, P., Nagel, R., Feldmann, E. (2021): Limited sink but large storage - biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of northwestern Germany. *Journal of Ecology*, 109: 3602-3616, DOI: 10.1111/1365-2745.13740.
- Meyer, P., Feldmann, E., Hagge, J., Keye, C., Lorenz, K., Nagel, R., Mölder, A., Roschak, Ch., Schmidt, M., Schmidt, W., Singer, D., Zeller, L. (2023): Fünf Jahrzehnte Naturwaldforschung in Niedersachsen. *AFZ/Der Wald*, 13, 14-18.
- 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, DOI: 10.3389/ffgc.2023.1099558.
- Michler, B.; Kühbandner, S. & Blaschke, M. (in prep.): Artenvielfalt in Eichen-Naturwaldreservaten; LWF-aktuell

Vorträge

- Blaschke, M.: Biodiversität der Vegetation und Arthropoden im bundesweiten Projekt natWald100: Bund-Länder-Projektgruppe Naturwälder, 22.03.2023
- Blaschke, M.: Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität (Projekt C 046 - natWald100); 5. Steigerwaldsymposium 2023 in Handthal, 21.04.2023
- Blaschke, M.: Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität (Projekt C 046 - natWald100); Forum der LWF in Freising, 15.06.2023
- Feldmann, E.: Konzeption einer repräsentativen Flächenauswahl zur Abschätzung mittelfristiger Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Waldstruktur, Kohlenstoffspeicher und Biodiversität, FowiTa2021, Freising (virtuell), 13.09.2021
- Feldmann, E.: Biomass dynamics in naturally developing forests of northwestern Germany. IUFRO World Day (virtuell), 28.09.2021
- Feldmann, E.: Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Kohlenstoffspeicher und Biodiversität, Flächenauswahl, Methoden und erste Ergebnisse des natWald100-Projekts, BiCo2-Tagung, Münster, 05.11.2021
- Kühbandner, S.: Forschungsprojekt zu Kohlenstoff und Biodiversität in Naturwaldreservaten; 36. Deutscher Naturschutztag 2022 in Hannover, 28.06.-02.07
- Feldmann, E.: Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Waldstruktur, Kohlenstoffspeicher und Biodiversität, WKf Kongress, Göttingen, 12.10.2022
- Feldmann, E.: Ergebnisse des Forschungsvorhabens natWald100, PG Naturwälder (virtuell), 22.03.2023

Feldmann, E.: Weitere Ergebnisse des Forschungsvorhabens natWald100 zur Waldstruktur und Erläuterungen zum „Development Stage Index“, PG Naturwälder (virtuell), 28.03.2023
Feldmann, E.: Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung auf Waldstruktur, Kohlenstoffspeicher und Biodiversität, Zukunft der Naturwaldforschung, Göttingen, 18.04.2023
Feldmann, E.: Effects of natural forest development on carbon sequestration and biodiversity, Graduiertenkolleg „enrico“ meets NW-FVA, 30.06.2023

Presseartikel

Münchner Merkur (05.10.2021): Artenvielfalt und Klimawandel: Pilotprojekt im Kottgeiseringer Schönwald
Münchner Merkur (17.04.2023): „Schmankerl der Fauna“: Überraschender Artenreichtum im Schönwald
AFZ-Der Wald (Nr. 15/2023; 02.08.2023): Megathemen der Forstwirtschaft
Mainpost (26.05.2023): Symposium: Die Wälder im Klimawandel
Pro Wald (01.08.2023): Naturwälder – Kohlenstoffspeicher stabilisiert sich nach 50 Jahren

III ANHANG

1 Teilvorhaben Waldstruktur und Kohlenstoff (TP1)

1.1 Ziele und Gegenstand des Teilvorhabens

Ziel des Teilvorhabens waren die Koordination des Gesamtvorhabens sowie die Analyse der Auswirkungen einer Nutzungsaufgabe auf Kohlenstoffspeicherung und Waldstruktur in naturnahen Wäldern Deutschlands.

1.2 Bearbeitete Arbeitspakete

Im TP1 wurden federführend die folgenden Arbeitspakete (AP) bearbeitet:

- AP1: Auswahl einer repräsentativen Flächenkulisse
 - Entwicklung eines Kriterienkatalogs für die Flächeneignung
 - datengestützte Vorauswahl geeigneter NWR
 - Bereisungen zur Eignungsprüfung vor Ort
 - Recherche und Zusammenstellung der relevanten Informationen zu Bestandesgeschichte und Standort für die ausgewählten NWR
- AP3: Vorbereitung der Probekreisinventuren
 - Einrichtung bzw. Wiederherstellung (bei vorhandenen Probepunkten) der Probekreise
 - Aufbereitung und Zusammenstellung der Geodaten (Umrisse der Naturwaldreservate, Lagedaten der Probekreise)
 - Erstellung der Aufnahmeprojekte von Vegetation und Waldstruktur in der Software FieldMap
- AP4: Aufbereitung vorhandener Daten.
 - Das Arbeitspaket wurde auf die Auswertung der aufbereiteten Zeitreihendaten aus niedersächsischen Naturwäldern beschränkt und die entsprechenden Ergebnisse wurden im Projektrahmen publiziert (Meyer et al., 2021b).
- AP6 Bodenbeprobung
 - Ausschreibung der Unternehmerleistungen
 - Einweisung der Auftragnehmer
 - Gewinnung der Bodenproben durch Auftragnehmer in 100 NWR
- AP7: Inventur der Waldstruktur
 - Ausschreibung der Unternehmerleistungen
 - Einweisung der Auftragnehmer
 - Durchführung der Probekreisinventuren von Derbholzbestand und Totholz durch Auftragnehmer in 100 NWR
- AP8: Bodenanalysen (im Umweltlabor der NW-FVA):
 - Probenvorbereitung
 - Bestimmung von pH, Trockenraumdichte, C- und N-Vorräte
- AP10: Verfahrensentwicklung Kohlenstoffbilanz:
 - Erarbeitung eines Verfahrens zur Ableitung von Kohlenstoffbilanzen für NWE
 - Beispielhafte Berechnung der entgangenen Holznutzung zur Betrachtung der Klimawirkung des Waldes einschließlich der Holzprodukte und Substitutionseffekte

Die wissenschaftliche Datenanalyse und Modellierung sowie die Erarbeitung von Publikationen (AP12) wurde von den TP1 und 2 gemeinsam durchgeführt.

1.3 Wesentliche Ergebnisse

Im Rahmen des ersten Teilprojekts des Forschungsvorhabens „natWald100“ wurden die Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung auf die Waldstruktur und den Kohlenstoffspeicher untersucht. Als übergeordnete Aufgabe wurde die Flächenauswahl durch das TP1 bearbeitet.

Flächenauswahl

Auf der Grundlage bestehender Daten zu den in Deutschland gemeldeten Naturwaldreservaten und unter Berücksichtigung verschiedener Faktoren bezüglich des Standortes und der Bestandesgeschichte, konnte für Buchenwälder ein repräsentatives System an Untersuchungsbeständen identifiziert und eingerichtet werden. Um die zeitliche Wirkung einer natürlichen Waldentwicklung im Rahmen einer unechten Zeitreihe (SFT) untersuchen zu können wurde die Untersuchungsflächen so ausgewählt, dass deren Zeit seit Nutzungseinstellung („time since abandonment“ = TSA) einen breiten Gradienten aufweist (0-74 Jahre für Buchenbestände). Dieses Vorgehen war bedingt auch für Eichen-Hainbuchenwälder möglich, während andere Waldtypen (trockene Eichen-Hainbuchenwälder, montaner Fichtenwald, Erlen-Ulmen Auen und Feuchtwälder, Orchideen-Buchenwald) aufgrund ihrer Seltenheit nur exemplarisch untersucht werden konnten. Um Einblicke in die längerfristige Entwicklungstendenz der Buchenwälder zu bekommen, wurden zusätzlich fünf Naturwaldreservate mit ausgesprochen hoher TSA (>100 Jahre) untersucht und Daten aus drei slowakischen Buchenurwäldern in die Analysen integriert.

Waldstruktur

Die Waldstruktur wurde in den 100 Untersuchungsbeständen auf jeweils 9 Probekreisen (PKR) erfasst. Bei den Analysen zur Waldstruktur wurden mit dem „Development Stage Index“ (I_{DS}) und dem „Old-Growth-Indicator“ (OGI) zwei aktuelle Methoden eingesetzt, die auf Referenzwerten aus Urwäldern basieren. Da diese Referenzwerte bisher lediglich für Buchenwälder verfügbar sind, wurde die Anwendung der Methoden auf Buchenbestände beschränkt. Anhand des SFT-Ansatzes zeichnete der I_{DS} ein plausibles und anschauliches Bild der strukturellen Entwicklung von Buchenbeständen im zeitlichen Verlauf. Demnach reifen die als Altersklassenwälder begründeten Bestände zunehmend und es kommt im späteren Verlauf zum „turnover“ (Generationenwechsel). Da i.d.R. nur 1-2 Entwicklungsstadien verstärkt auftreten, bleibt die strukturelle Komplexität im Vergleich mit Buchenurwäldern eher gering. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Prozess der strukturellen Reorganisation zu natürlichen (Urwald-) Strukturen wohl mehrere Jahrhunderte (mindestens anderthalb Baumgenerationen) in Anspruch nimmt. Während der dominierende Treiber der Entwicklungen das Bestandesalter (d.h. Zeit seit Bestandesbegründung) ist, verlagern sich die Anteile der Stadien mit zunehmender TSA nur geringfügig. Dabei ist hervorzuheben, dass ein Bestandesalter jenseits von 160-180 Jahren als ein Effekt der Nutzungseinstellung anzusehen ist.

Der „Old-Growth-Indicator“ (OGI) vergleicht die auf Bestandesebene generierten Werte (-bereiche) von 27 Strukturvariablen mit solchen aus Referenzbeständen (Buchenurwälder). Der OGI kann als Durchschnittswert der 27 Einzelvergleiche ausgedrückt werden und bewegt sich im Wertebereich 0 und 1. Im zeitlichen Verlauf (SFT) steigen die OGI-Werte signifikant von 0,23 auf 0,35 an. Der OGI setzt ein hohes Maß an Übereinstimmung mit der Referenz voraus und fällt daher sehr konservativ in der Bewertung aus. Messbare Effekte ergaben sich vorwiegend in den Themenfeldern „Totholzangebot“ und „Differenzierung des Baumbestands“. Lange unbewirtschaftete Buchenwälder (TSA > 100) erreichen lediglich vergleichbare Werte ($\bar{x} = 0,35$), da sie den Rahmen der Referenzwerte teilweise übersteigen, was ebenfalls negativ gewertet wird. Eine Schlüsselrolle kommt der Strukturvielfalt auf der Bestandesebene zu, welche in Buchenurwäldern (Referenzbestände) hoch, in den Untersuchungsbeständen jedoch auch nach langer Zeit vergleichsweise gering ist (s.o.). Mittelfristig ist im Zuge einer natürlichen Waldentwicklung nur eine begrenzte Zunahme der „old-growthness“ zu erwarten. Möglicherweise können steuernde Eingriffe (z.B. Totholzreicherung oder Schaffen von

Kronendachlücken) die Entwicklung urwaldartiger Strukturen beschleunigen. Sie gehen jedoch in aller Regel auf Kosten eines weiteren Biomasseaufbaus, der wiederum für die Kohlenstoffspeicherung, die Totholznachlieferung und die Ausbildung von Habitatbäumen essenziell ist.

Im Vorfeld der Datenaufnahme zur Waldstruktur hat die Trockenperiode der Jahre 2018-2020 auch in Buchenwäldern zu sichtbaren Schäden geführt. Da Naturwaldreservate explizit auch der Beobachtung der Auswirkungen von klimatischen und standörtlichen Änderungen dienen, haben wir die Daten aus 80 Buchenbeständen genutzt, um das Ausmaß des Absterbens der Buche im Zuge der Dürrejahre zu quantifizieren. Die Ergebnisse zeigen in Bezug auf die Stammzahl einen moderaten linearen Anstieg der Buchenmortalität mit zunehmendem Wasserdefizit (Anstieg um $\approx 8\%$). Hinsichtlich der Grundfläche (Anstieg um $\approx 4\%$) steigt der Anteil abgestorbener Buchen zunächst nur geringfügig und dann (ab KWB-Defizit ≈ 360 mm) deutlich, entspricht also einem exponentiellen Anstieg oder der Überschreitung eines kritischen Grenzwertes. Aus dem Verhältnis zwischen den Ausfallraten bei Stammzahl und Grundfläche (N/BA stets >1) lässt sich schließen, dass unterdrückte Buchen i.d.R. stärker von trockenheitsbedingter Mortalität betroffen sind, als Buchen im Oberstand. Dieses Verhältnis relativiert sich jedoch in den Bereichen extremer Trockenheit. Hier sind auch zunehmend (ko-) dominante Bäume betroffen. Die bisher beobachteten Schäden scheinen bisher noch moderat. Eine weitere Verschärfung der Wasserknappheit mag jedoch die Eignung der Buche als Wirtschaftsbaum lokal in Frage stellen.

Kohlenstoffspeicherung

Mit Blick auf den Klimawandel wird die Rolle von Wäldern mit natürlicher Waldentwicklung kontrovers diskutiert. Können sie als Kohlenstoffsенke und -speicher zur Abschwächung des Klimawandels beitragen? Bisher ist die Kohlenstoffdynamik von sich natürlich entwickelnden Wäldern nicht gut verstanden. Anhand der Daten von 64 Buchenbeständen (Altersklassenwälder; TSA = 0-68 Jahre, Bestandsalter 65-261 Jahre) wurde über den SFT-Ansatz untersucht, wie sich der Kohlenstoffspeicher mit der Zeit seit Nutzungseinstellung entwickelt. Daten aus den fünf Beständen mit TSA >100 Jahre und den drei slowakischen Buchenurwäldern (nur oberirdisch) ergänzten den Hauptdatensatz. Für jede der Flächen wurden Kohlenstoffbilanzen erstellt und dabei sechs Kompartimente unterschieden: Kohlenstoff in lebender und toter oberirdischer Biomasse, Kohlenstoff in lebender und toter unterirdischer Biomasse sowie Kohlenstoff in der organischen Schicht und im mineralischen Oberboden (0-30 cm).

Mit zunehmender TSA stieg der oberirdische Kohlenstoffvorrat asymptotisch an und erreichte nach ca. 50 Jahren eine Sättigungsgrenze. Durchschnittlich wurden nach 50 Jahren TSA 80 t C ha^{-1} zusätzlich akkumuliert. Die oberirdische, tote Biomasse nahm mit der TSA in einem logistischen Verlauf zu, während die unterirdische, tote Biomasse abnahm. Die alten Reservate (TSA >100 Jahre) hatten im Durchschnitt vergleichbare Gesamtkohlenstoffvorräte wie zum Höhepunkt bei TSA ≈ 50 Jahre, wobei weniger Kohlenstoff im lebenden Bestand, dafür aber mehr im Totholz gespeichert war. In den Buchenurwäldern waren die oberirdischen Kohlenstoffvorräte im lebenden Bestand vergleichbar mit denen zum Höhepunkt bei TSA ≈ 50 und im Totholz vergleichbar mit dem in den alten Reservaten, sodass sie oberirdisch über einen höheren Gesamtkohlenstoffvorrat verfügten. Im Mineralboden änderte sich der Kohlenstoffvorrat weder mit der TSA noch mit dem Bestandsalter und wurde maßgeblich durch den pH-Wert beeinflusst.

Wir schließen aus unseren Ergebnissen, dass Wälder mit natürlicher Entwicklung, neben ihrem Wert für die Artenvielfalt und ihre vielfältigen Ökosystemleistungen als mittelfristige Kohlenstoffsенke und langfristig relativ stabiler Kohlenstoffspeicher einen wertvollen Beitrag zur klimabewussten Forstwirtschaft („climate-smart forestry“) liefern können.

Klimaschutzwirkung der Holznutzung

Durch die Einstellung der Bewirtschaftung steht das in den Wäldern vorhandene und wachsende Holz nicht mehr für die Produktion von Gütern oder als Energieträger zur Verfügung. Die Holznutzung kann

jedoch ebenfalls eine (indirekte) Klimawirksamkeit entfalten, wenn hierdurch zusätzlich zur „normalen Nutzung“ andere Produkte ersetzt, d.h. substituiert werden.

Anhand einer Vergleichsrechnung (Entwicklung eines 100-jährigen Buchenbestands über 60 Jahre) wird gezeigt, dass in Bezug auf Buchenwälder eine natürliche Entwicklung ohne Nutzung mittelfristig in etwa dieselbe Klimaschutzwirkung entfaltet wie eine Holznutzung unter Berücksichtigung der gängigen Substitutionsfaktoren. Die zugrunde gelegte Substitutionswirkung durch Holznutzung ist theoretisch und mit großen Unsicherheiten behaftet, da sie auf zahlreichen, i.d.R. eher optimistischen Annahmen beruht. Die Klimaschutzwirkung von Wäldern ohne Nutzung, durch den Aufbau von Biomasse, stellt hingegen eine verlässlich messbare Größe dar.

Auf nationaler Ebene stellt sich darüber hinaus die Frage, in welchem Maße die Nutzungseinstellung in Wäldern Effekte auf die Bereitstellung von Holz als Produktionsgut und Energieträger hat. Bisher zeichnen sich durch die deutliche Zunahme an Wäldern mit natürlicher Entwicklung über die vergangenen Jahrzehnte (1995 – 2020: von 400 km² auf 3.356 km²) weder in Bezug auf die Menge des Holzeinschlags, noch auf die Holzhandelsbilanz Deutschlands negative Auswirkungen ab. Eine Unterstellung unmittelbar proportionaler Effekte scheint demnach (auf nationaler Ebene) nicht haltbar. Wahrscheinlich ist vielmehr von einem komplexen, nicht-linearen Marktverhalten auszugehen, welches erst ab Überschreitung eines bestimmten Schwellenwertes zur Geltung kommt.

Holz hat zahlreiche Verwendungsmöglichkeiten und liefert als nachwachsender Rohstoff ohne Zweifel einen wichtigen Beitrag für die Entwicklung eines nachhaltigeren Produktionssektors. Um aber zu einer seriösen Beurteilung hinsichtlich der tatsächlichen Klimaschutzwirkung der Holznutzung zu kommen, und um abzuschätzen, ab wann der Anteil von Wäldern mit natürlicher Entwicklung die Bereitstellung des Rohstoffs gefährdet, bedarf es wohl noch vertiefter marktwirtschaftlicher Analysen. Da derzeit ca. 70% des Laubholzes noch direkt einer Verbrennung (Substitutionsfaktor < 1) zugeführt werden, sehen wir das größte Potential in Bezug auf eine verbesserte Klimaschutzwirkung in einer Optimierung der Holzverwendung über Einsparungen, neue Produkte und Kaskadennutzung.

2 Teilvorhaben Biodiversität der Vegetation und Arthropoden (TP2)

2.1 Ziele und Gegenstand des Teilvorhabens

Wesentliches Ziel war es die mittel- bis langfristigen (40-50 Jahre) Auswirkungen einer natürlichen Waldentwicklung auf empirischen Datengrundlage erstmalig repräsentativ abzuschätzen. Dabei entfiel in diesem Teilvorhaben die Frage auf die Auswirkungen der natürlichen Waldentwicklung auf die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen, Arthropoden für die wichtigsten Waldgesellschaften in Deutschland. Zudem sollte eine genetisch basiertes Artenmonitoring für Arthropoden für einen deutschlandweiten Einsatz in Wälder entwickelt werden.

2.2 Bearbeitete Arbeitspakete

Im TP2 wurden federführend die folgenden Arbeitspakete (AP) bearbeitet:

- AP2: Experten-Workshops
 - Vorbereitungen der Workshops
 - Einladungen der Teilnehmer
 - Durchführung eines Workshops zur Optimalen Durchführung des Monitorings
 - Durchführung eines Workshops zur Diskussion der Ergebnisse
- AP5: Vegetationsaufnahmen und Arthropodenfänge
 - Ankauf und Bau von Fallensystemen
 - Gewinnung von Betreuerinnen und Betreuern der Fallensysteme
 - Schulung der Betreuer von Fallensystemen
 - Betreuung von Auftragnehmern zum Aufbau und Wartung der Fallensysteme
 - Aufbau, Betreuung und Wartung verbleibender Fallensysteme
 - Ausschreibung der Vegetationsaufnahmen 2021 und 2022
 - Betreuung der Auftragnehmer für die Vegetationsaufnahmen
 - Durchführung eines Teils der Vegetationsaufnahmen 2021 und der Frühjahrserhebung 2022
 - Zusammenstellung von Artenlisten und Information der zuständigen Naturschutz- und Forstbehörden bzw. -betriebe
- AP9: Metabarcoding
 - Ausschreibung des Metabarcodings
 - Wurde in Zusammenarbeit mit der Firma AIM, Leipzig laufend im Zusammenhang mit dem Eingang der Einzelproben durchgeführt
- AP11: Methodenleitfaden Monitoring
 - Aufnahmeanleitungen für das Vegetationsmonitoring wurde erstellt
 - Aufbauanleitungen und Betreuungshinweise für das Arthropodenmonitoring wurden erstellt

Die wissenschaftliche Datenanalyse und Modellierung sowie die Erarbeitung von Publikationen (AP12) wurde von den TP1 und 2 gemeinsam durchgeführt.

2.3 Wesentliche Ergebnisse

Vegetation

Die Vegetation des Projekts natWald100 bildet in nur 100 NWR ein vielfältiges Standortsspektrum hinsichtlich Temperatur und Basensättigung ab (Waldtypen). Die Artenzusammensetzung (Waldgesellschaften) reflektiert diese Verhältnisse.

Die Zeit, seitdem die Bestände ungenutzt sind (TSA) hat (in diesem Datensatz) keinen signifikanten Einfluss auf die Artzahlen und Artenzusammensetzung der Vegetation und zeigte auch keinen Zusammenhang mit der quantitativen Ausprägung (Deckung) des Unterwuchses. Aus der Vegetation abgeleitete Variablen wie die Gesamtdeckung des Unterwuchses, verschiedene Diversitätsparameter, Waldarten-Index, Zeigerwerte sind nicht signifikant mit der TSA korreliert. Dagegen ist der Wald-Arten-Index signifikant negativ mit der Lichtzahl und positiv mit der Reaktionszahl und Stickstoffzahl korreliert.

Die TSA hat ebenfalls scheinbar keinen (signifikanten) Einfluss auf die Ausprägung der Vegetation. Die TSA ist kein direkt wirkender Standortfaktor, sondern wirkt indirekt über die Licht- und Nährstoffverhältnisse auf die Abundanz der Pflanzenarten. Die Lichtverhältnisse sind im Rahmen dieses Projektes allerdings nicht direkt gemessen worden. Geht man davon aus, dass der aktuelle Nährstoffpool in den NWR das Standortpotential, den atmosphärischen Eintrag, forstliches Management (Düngung, Kalkung) und den Einfluss der TSA reflektiert, kann der Einfluss der TSA auf die Nährstoffversorgung nur quantifiziert werden, wenn der Anteil der drei anderen Komponenten bekannt ist. Diese Daten stehen nicht zur Verfügung. Des Weiteren umfasst die TSA, verglichen mit dem möglichen Lebensalter der Bäume nur eine kurze Zeitspanne. Zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe, dem Zeitpunkt Null der TSA können sehr unterschiedliche Nutzungsvarianten vorgelegen haben, die bei jetzt gleicher TSA unterschiedliche Sukzessionsprozesse durchlaufen haben, die die Artzusammensetzung und Abundanz des Unterwuchses beeinflussen. 100 Naturwaldreservate bilden angesichts der starken Streuung der Daten, die Probepunkte sind über ganz Deutschland verteilt, das Standortsspektrum ist vielfältig, einen sehr kleinen Stichprobenfang. Das führt dazu, dass geringe und mittlere Effekte die Signifikanzschwelle nicht überschreiten.

Abiotische und biotische Standortfaktoren (Temperatur, Niederschläge, Nährstoffverhältnisse) determinieren die Artzusammensetzung der Vegetation sehr gut. Die Analysen (CCA, Klassifikation) unterscheiden Buchenwälder basenarmer und basenreicher Standorte sowie Bestände von Eiche mit Hainbuche auf Böden mittlerer bzw. hoher Basenversorgung differenziert nach Temperatur und Niederschlägen.

Flächen mit hohem pH-Wert haben eine höhere Diversität wie Flächen mit niedrigem pH-Wert. Die höchsten Artenzahlen finden sich in basenreichen Buchenwäldern und in trockenen Eichen-Hainbuchenwäldern. Mit zunehmenden Bestandesvorrat der Buche nimmt die Diversität im Mittel über den ganzen Datensatz ab.

Die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaften und der Arthropodengemeinschaften sind eng miteinander verbunden. Die einzelnen Waldgesellschaften beherbergen unterschiedliche Gruppen von Arthropoden. Die Alpha-Diversität der Arthropoden steigt mit der Alpha-Diversität der Flora und der Temperatur und der Präsenz älterer Bäume an.

Arthropoden

Die im Projekt natWald100 eingesetzte Fallenkombination zeigt sich der sonst üblichen Einzelfallen (Ssymank et al. 2018, Uhler et al. 2018, Haussmann et al. 2019, Karlsson et al. 2020) hinsichtlich des Spektrums der gefangenen Arten, als überlegen und erweitert dieses zu einer umfassenden Auswahl von Arten der Bodenfauna und des Flugraums. Dadurch kann ein realistischeres Verhältnis der in Deutschland vorkommenden Arthropodenarten (Fauna Germanica, Tumbrinck 2018) als mit

Einzelfallensystemen erreicht werden. Das System hat sich für Untersuchungen über einen Zeitraum von drei Monaten als weitgehend robust gezeigt. Über alle eingesetzten Fallen waren nur wenige Ausfälle festzustellen und durch den 14-tägigen Leerungsrhythmus konnten diese auch kurzfristig behoben werden. Diese Methodik muss für Aussagen über einzelne Flächen z.B. ganze Naturwaldreservate insbesondere noch hinsichtlich der Anzahl der eingesetzten Fallensets angepasst werden.

Der Einsatz einer Bestimmung mit Metabarcoding hat gegenüber der klassischen taxonomischen Bestimmung Vor- und Nachteile. Die wesentlichen Vorteile liegen in der zeitlich überschaubaren Dauer. Dann sind die Kosten fürs Metabarcoding frühzeitig abschätzbar und schließlich ist die Einbeziehung zahlreicher Artengruppen möglich, für die sonst eine große Anzahl an Einzelexperten notwendig würde. Zudem können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht mit den Datenbanken übereinstimmende Sequenzen auch zu einem späteren Zeitpunkt nochmals abgeglichen werden.

Als wesentlicher Nachteil hat sich die fehlende Abundanz bei dem Verfahren trotz eines Einsatzes einer Größenfraktionierung der Einzelproben bestätigt. Zudem sind bislang noch Mängel in den verfügbaren Datenbanken gegeben, sodass eine ganze Anzahl von Sequenzen noch nicht mit ausreichenden Sicherheiten auch spezifischen Arten zugeordnet werden konnten. Schließlich liegen durch das Verfahren keine Einzelindividuen für eine Nachbestimmung mehr zur Verfügung.

Den insgesamt 10.444 festgestellten Barcode Index Numbers (BINs) konnten 2.382 Arten aus 35 Ordnungen und 357 Familien zugeordnet werden. Die vier Großordnungen (Coleoptera, Diptera, Hymenoptera und Lepidoptera) zusammen, umfassten 85,6 % aller Arten. Die am häufigsten gefangene Ordnung waren Dipteren, danach folgten je nachdem ob man Arten oder BINs betrachtet, Coleoptera bzw. Hymenoptera. Von den 155 Rote Liste Arten waren hingegen die meisten Coleoptera.

Die Haupteinflussvariablen für das Vorkommen der Arthropoden waren die Meereshöhe, Vegetationstemperatur und -niederschlag, sowie der Anteil von Buchen. Einige dieser Variablen (Bodenfeuchte, Meereshöhe, Baumarten) hatten auch in den Untersuchungen der Hessischen Naturwaldreservate den größten Einfluss auf die Artenzusammensetzung (Meyer 2018). Das Bestandesalter hatte im Projekt natWald100 keinen signifikanten Effekt auf die Artenzusammensetzung und Alpha-Diversität, lediglich eine Tendenz in Richtung der Buchenwälder der Hochlagen. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt in Wäldern unterschiedlicher Zeit der Stilllegung (TSA) konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden. Dies steht im Einklang mit einer Metaanalyse von Dieler et al. 2017. Jedoch besteht ein regionaler bzw. überregionaler Trend (Beta- und Gamma-Diversität), sodass alle Wälder zusammengenommen die länger stillgelegt wurden (40-60 Jahre) insgesamt eine höhere Artenvielfalt haben als Wälder in der TSA-Stufe bis 20 Jahre. Gründe für den schwachen Einfluss der TSA können die relativ kurze Zeitspanne sein, die seit der Stilllegung vergangen ist, sowie die Bewirtschaftungsform der Buchenwälder vor der Stilllegung (Dieler et al. 2017). Dafür liegen teilweise nur lückenhafte Daten vor, so dass die Intensität der vorherigen Nutzung bei der Analyse nicht berücksichtigt werden konnte. Darüber hinaus ist die Nutzungsgeschichte dieser Naturwaldreservate nicht ohne weiteres auf andere bewirtschaftete Wälder und insbesondere Waldtypen übertragbar. Keinesfalls kann daraus gefolgert werden, dass die Stilllegung keinen oder sogar einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt hat (Meyer 2018). Allenfalls, dass andere Einflussfaktoren in diesem Studiendesign einen größeren Einfluss auf die Biodiversität der Arthropoden hatten, allen voran die Meereshöhe und damit verbunden Vegetationstemperatur und -niederschlag.

Monitoringsystem

Das Forschungsvorhaben „natWald100“ lieferte zu der Frage der Auswirkungen natürlicher Waldentwicklung über den space-for-time-Ansatz wichtige Erkenntnisse. Klare Aussagen ergaben sich insbesondere zur Entwicklung der Waldstruktur und des Kohlenstoffspeichers. Diese beschränken sich bisher aber auf die darin zahlreich und repräsentativ vertretenen Buchenwälder. Allgemein streuen die

Daten relativ stark, was bei komplexeren Untersuchungsgegenständen (Bodenkohlenstoff und Biodiversität) vorhandene Zusammenhänge möglicherweise verschleiert. Es ist davon auszugehen, dass durch eine Überführung in ein langfristiges Monitoring mit entsprechenden echten Zeitreihen, auch im Hinblick auf die Biodiversität klarere Aussagen möglich sein werden. Auch für das Flächenkollektiv der frisch bis feuchten Eichen-Hainbuchenwälder können über Zeitreihen verlässliche Ergebnisse erwartet werden. Für die anderen Waldtypen wären weitere Flächen zu ergänzen.

Die verwendeten und weitgehend etablierten Methoden der Datenaufnahme scheinen im Sinne eines dauerhaften Monitorings gut geeignet, um die natürliche Entwicklung von Wäldern im Hinblick auf ihre Struktur, den Kohlenstoffspeicherung und die Diversität der Gefäßpflanzen und Arthropoden zu erfassen und zu beschreiben. Hier sollte aber darauf geachtet werden, dass die Aufnahmen methodisch mit dem „nationalen Biodiversitätsmonitoring“, welches derzeit noch ausgearbeitet wird, kompatibel sind, um vergleichende und übergreifende Analysen zu ermöglichen.

In Summe liefert das natWald100-Projekt methodisch, wie auch von der Flächenkulisse eine solide Grundlage, auf der ein Monitoring von Wäldern mit natürlicher Entwicklung aufgebaut werden kann.

IV Literatur

- AIM – Advanced Identification Methods GmbH., 2020. Bedienungsanleitung für die Ergebnisreports V 4.0.
- Albert, M., Nagel, J., Schmidt, M., Nagel, R.-V., Spellmann, H., 2022. Eine neue Generation von Ertragstafeln. *AFZ-DerWald* 77, 35–39.
- Bauhus, J., Puetmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525–537.
- Bitter, W.-G., Dümmer, R., Schade, V., 2008. ZMP-Marktbilanz Forst und Holz 2008 Deutschland. ZMP GmbH, Rheinbreitbach.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt, 3. Auflage. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Paderborn.
- BMUV, 2022. Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz - Entwurf.
- Bolte, A., Ammer, C., Kleinschmit, J., Kroiher, F., Krüger, I., Meyer, P., Michler, B., Müller-Kroehling, S., Sanders, T., Sukopp, U., 2022. Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 97, 398–401, <https://doi.org/10.19217/NuL2022-08-04>.
- Bolte, A., Rock, J., Kroiher, F., 2017. Nutzungseinschränkungen und ihr Einfluss auf das Holzaufkommen. *AFZ-DerWald* 72, 39–41.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1994. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer Verlag.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1979. Catastrophic disturbance and steady state in northern hardwood forests. *American Scientist* 67, 666–669.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2023. Einheitlicher Methodenleitfaden „Insektenmonitoring“ mit weiterentwickelter Methodik für die Erfassung von Insekten und Umweltvariablen (Kapitel 7.3, Bearbeitungsstand: April 2021).
- Chevaux, L., Märell, A., Baltzinger, C., Boulanger, V., Cadet, S., Chevalier, R., Debaive, N., Dumas, Y., Gosselin, M., Gosselin, F., Rocquencourt, A., Paillet, Y., 2022. Effects of stand structure and ungulates on understory vegetation in managed and unmanaged forests. *Ecological Applications* 32, e2531, <https://doi.org/10.1002/eap.2531>.
- Commarmot, B., Bachofen, H., Bundziak, Y., Bürgi, A., Ramp, B., Shparyk, Y., Sukhariuk, D., Viter, R., Zingg, A., 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79, 45–56.
- Curtis, P.S., Gough, C.M., 2018. Forest aging, disturbance and the carbon cycle. *New Phytologist* 219, 1188–1193, <https://doi.org/10.1111/nph.15227>.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research* 136, 739–766, <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>.
- Dierschke, H., 1994. Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. UTB, Stuttgart.
- Drößler, L., Meyer, P., 2006. Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv* 77, 155–161.
- EU Commission, 2021. Brief on the role of the forest-based bioeconomy in mitigating climate change through carbon storage and material substitution. European Commission’s Knowledge Centre for Bioeconomy 1–16.
- European Commission, 2022. Commission staff working document - Criteria and guidance for protected areas designations. Brüssel.
- European Commission, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives.
- Feldmann, E., Drößler, L., Hauck, M., Kucbel, S., Pichler, V., Leuschner, C., 2018a. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management* 415–416, 38–46, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.022>.
- Feldmann, E., Glatthorn, J., Hauck, M., Leuschner, C., 2018b. A novel empirical approach for determining the extension of forest development stages in temperate old-growth forests. *European Journal of Forest Research* 137, 321–335, <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1105-4>.
- Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C., 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. *Ecosystems* 21, 704–722, <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0179-z>.
- Grüneberg, E., Riek, W., Schöning, I., Evers, J., Hartmann, P., Ziche, D., 2017. Das Kohlenstoffspeichervermögen von Waldböden. *AFZ-DerWald* 72, 23–25.

- Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20, 2644–2662, <https://doi.org/10.1111/gcb.12558>.
- Gustavsson, L., Haus, S., Lundblad, M., Lundström, A., Ortiz, C.A., Sathre, R., Truong, N.L., Wikberg, P.-E., 2017. Climate change effects of forestry and substitution of carbon-intensive materials and fossil fuels. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67, 612–624, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.056>.
- Halpin, C.R., Lorimer, C.G., 2016. Long-term trends in biomass and tree demography in northern hardwoods: An integrated field and simulation study. *Ecology* 86, 78–93, <https://doi.org/10.1890/15-0392.1>.
- Harmon, M.E., 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. *Environmental Research Letters* 14, 1–8, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1e95>.
- Haszprunar, G., 2009. Barcoding Fauna Bavarica – eine Chance für die Entomologie. *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 58, 45–47.
- Hausmann, A., Haszprunar, G., Hebert, P.D.N., 2011. DNA Barcoding the Geometrid Fauna of Bavaria (Lepidoptera): Successes, Surprises, and Questions. *PLoS ONE* 6, e17134, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017134>.
- Hausmann, A., Segerer, A.H., Greifenstein, T., Knubben, J., Morinière, J., Bozicevic, V., Doczkal, D., Günter, A., Ulrich, W., Habel, J.C., 2020. Toward a standardized quantitative and qualitative insect monitoring scheme. *Ecology and Evolution* 10, 4009–4020, <https://doi.org/10.1002/ece3.6166>.
- Hebert, P.D.N., Cywinska, A., Ball, S.L., deWaard, J.R., 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270, 313–321, <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>.
- Heinrichs, S., Dölle, M., Vor, T., Balcar, P., Schmidt, W., 2022. Understory Vegetation Dynamics in Non-Native Douglas Fir Forests after Management Abandonment—A Case Study in Two Strict Forest Reserves in Southwest Germany. *Diversity* 14, 795, <https://doi.org/10.3390/d14100795>.
- Hendrich, L., Morinière, J., Haszprunar, G., Hebert, P.D.N., Hausmann, A., Köhler, F., Balke, M., 2015. A comprehensive DNA barcode database for Central European beetles with a focus on Germany: adding more than 3500 identified species to BOLD. *Molecular Ecology Resources* 15, 795–818, <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12354>.
- Herbst, M., Mund, M., Tamrakar, R., Knohl, A., 2015. Differences in carbon uptake and water use between a managed and an unmanaged beech forest in central Germany. *Forest Ecology and Management* 355, 101–108, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.034>.
- 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, <https://doi.org/10.1111/jvs.12234>.
- Holtmark, B., 2012. Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt. *Climatic Change* 112, 415–428, <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0222-6>.
- Hyyrynen, M., Ollikainen, M., Seppälä, J., 2023. European forest sinks and climate targets: past trends, main drivers, and future forecasts. *European Journal of Forest Research* 142, 1207–1224, <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01587-4>.
- Jarisch, I., Bödeker, K., Bingham, L.R., Friedrich, S., Kindu, M., Knoke, T., 2022. The influence of discounting ecosystem services in robust multi-objective optimization – An application to a forestry-avocado land-use portfolio. *Forest Policy and Economics* 141, 102761, <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102761>.
- Karlsson, D., Hartop, E., Forshage, M., Jaschhof, M., Ronquist, F., 2020. The Swedish Malaise Trap Project: A 15 Year Retrospective on a Countrywide Insect Inventory. *Biodiversity Data Journal* 8, e47255 (1-35), <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e47255>.
- Kaspar, F., Müller-Westermeier, G., Penda, E., Mächel, H., Zimmermann, K., Kaiser-Weiss, A., Deutschländer, T., 2013. Monitoring of climate change in Germany – data, products and services of Germany's National Climate Data Centre. *Advances in Science and Research* 10, 99–106, <https://doi.org/10.5194/asr-10-99-2013>.
- Kaufmann, S., Hauck, M., Leuschner, C., 2018. Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology* 106, 2421–2434, <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12981>.
- Keith, H., Mackey, B., Berry, S., Lindenmayer, D., Gibbons, P., 2010. Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: addressing sources of error. *Global Change Biology* 16, 2971–2989, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02146.x>.

- Keith, H., Mackey, B., Kun, Z., Mikoláš, M., Svitok, M., Svoboda, M., 2022. Evaluating the mitigation effectiveness of forests managed for conservation versus commodity production using an Australian example. *Conservation Letters* 15, e12878 (1-12), <https://doi.org/10.1111/conl.12878>.
- Keith, H., Mackey, B.G., Lindenmayer, D.B., 2009. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proceedings of the National Academy of Science* 106, 11635–11640, <https://doi.org/10.1073/pnas.0901970106>.
- Keith, H., Vardon, M., Obst, C., Young, V., Houghton, R.A., Mackey, B., 2021. Evaluating nature-based solutions for climate mitigation and conservation requires comprehensive carbon accounting. *Science of the Total Environment* 769, 144341 (1–14), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144341>.
- Klein, D., Höllerl, S., Blaschke, M., Schulz, C., 2013. The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation - A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. *Forests* 4, 43–69, <https://doi.org/10.3390/f4010043>.
- Knauf, M., 2021. Wildnis in Deutschland – gesellschaftliche Erwartungen und Akzeptanz eines kontrovers diskutierten Konzepts (WIND). Abschlußbericht, Bielefeld.
- Köhl, M., Frühwald, A., Kenter, B., Olschofsky, K., Köhler, R., Köthke, M., Rüter, S., Pretzsch, H., Rötzer, T., Makeschin, F., Abiy, M., Dieter, M., 2009. Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. *Agriculture and Forestry Research* 327, 103–109.
- Körner, C., 2017. A matter of tree longevity. *Science* 355, 130–131, <https://doi.org/10.1126/science.aal2449>.
- Korpel', Š., 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Král, K., Janík, D., Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Unar, P., Šamonil, P., 2010. Local variability of stand structural features in beech dominated natural forests of Central Europe: Implications for sampling. *Forest Ecology and Management* 260, 2196–2203, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.020>.
- Krueger, I., Schulz, C., Borken, W., 2017. Stocks and dynamics of soil organic carbon and coarse woody debris in three managed and unmanaged temperate forests. *European Journal of Forest Research* 136, 123–137, <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1013-4>.
- Kucbel, S., Jaloviar, P., Saniga, M., Vencurik, J., Klimas, V., 2009. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *European Journal of Forest Research* 129, 249–259.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gouix, N., Burnel, L., Bouget, C., Deconchat, M., 2017. Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech–oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research* 136, 37–49, <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3>.
- Leuschner, C., Feldmann, E., Pichler, V., Glatthorn, J., Hertel, D., 2022. Forest management impact on soil organic carbon: A paired-plot study in primeval and managed European beech forests. *Forest Ecology and Management* 512, 120163 (1–13), <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120163>.
- Lieth, H., Whittaker, R.H., 1975. Primary productivity of the biosphere. Springer Verlag, Berlin.
- Likens, G.E. (Hrsg.), 1989. Long-Term Studies in Ecology, Approaches and Alternatives. Springer Verlag, New York.
- Lombardi, F., Marchetti, M., Corona, P., Merlini, P., Chirici, G., Tognetti, R., Burrascano, S., Alivernini, A., Puletti, N., 2015. Quantifying the effect of sampling plot size on the estimation of structural indicators in old-growth forest stands. *Forest Ecology and Management* 346, 89–97, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.011>.
- Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., Waldenspuhl, T., 2021. Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz - Teil 1: Funktionen für die biologische Vielfalt und als Kohlenstoffspeicher. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53, 12–25, <https://doi.org/10.1399/NuL.2021.12.01>.
- Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., Waldenspuhl, T., 2022. Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz - Teil 2: Das Narrativ von der Klimaneutralität der Ressource Holz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 54, 22–35, <https://doi.org/10.1399/NuL.2022.01.02.e>.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213–215, <https://doi.org/10.1038/nature07276>.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Knohl, A., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2021. Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591, E24–E25, <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03267-y>.

- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis - Tamm Review. *Forest Ecology and Management* 466, 1–25, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., 2018. Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. In: *Rote Liste Gefährdeter Tiere, Pflanzen Und Pilze Deutschlands, Naturschutz und Biologische Vielfalt*.
- Meyer, P., 2023. Fünf Jahrzehnte Naturwaldforschung in Niedersachsen. *AFZ-DerWald* 78, 14–18.
- Meyer, P., Ackermann, J., Balcar, P., Boddenberg, J., Detsch, R., Förster, B., Fuchs, H., Hoffmann, B., Keitel, W., Kölbl, M., Köthke, C., Koss, H., Unkrig, W., Weber, J., Willig, J., 2001. Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. IHW-Verlag, Eching.
- Meyer, P., Aljes, M., Culmsee, H., Feldmann, E., Glatthorn, J., Leuschner, C., Schneider, H., 2021a. Quantifying old-growthness of lowland European beech forests by a multivariate indicator for forest structure. *Ecological Indicators* 125, 1–14, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107575>.
- Meyer, P., Brößling, S., Bedarff, U., Schmidt, M., Fricke, C., 2018. Monitoring von Waldstruktur und Vegetation in hessischen Naturwaldreservaten. https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfa/common/unterstuetzen/pdf/waldnaturschutz/Aufnahmeanweisung_NW_R_Hessen_2018-10.pdf (am 08.09.2021).
- Meyer, P., Mölder, A., Feldmann, E., Demant, L., Schmidt, M., 2022a. Neue Naturwälder in Deutschland. Hotspots für Forschung und biologische Vielfalt im Klimawandel. *Geographische Rundschau* 1/2, 28–31.
- Meyer, P., Mölder, A., Hagge, J., 2023. Waldflächen ohne Nutzung - wozu? *Land & Forst* 4, 46–47.
- Meyer, P., Nagel, R., Feldmann, E., 2021b. Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* 109, 3602–3616, <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13740>.
- Meyer, P., Schmidt, M., 2011. Dead wood accumulation in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261, 342–352.
- Meyer, P., Spînu, A.P., Mölder, A., Bauhus, J., 2022b. Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica*) for. *Plant Biology* 24, 1157–1170, <https://doi.org/10.1111/plb.13396>.
- Meyer, P., Tabaku, V., Lüpke v., B., 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder - Ableitung für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122, 47–58.
- Milkoreit, M., Hodbod, J., Baggio, J., Benessaiah, K., Calderón-Contreras, R., Donges, J.F., Mathias, J.-D., Rocha, J.C., Schoon, M., Werners, S.E., 2018. Defining tipping points for social-ecological systems scholarship - an interdisciplinary literature review. *Environmental Research Letters* 13, 033005, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa75>.
- Morinière, J., Cancian de Araujo, B., Lam, A.W., Hausmann, A., Balke, M., Schmidt, S., Hendrich, L., Doczkal, D., Fartmann, B., Arvidsson, S., Haszprunar, G., 2016. Species Identification in Malaise Trap Samples by DNA Barcoding Based on NGS Technologies and a Scoring Matrix. *PLoS ONE* 11, e0155497, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155497>.
- Müller, F., Baessler, C., Schubert, H., Klotz, S. (Hrsg.), 2010. *Long-Term Ecological Research*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Müller, J., Bußler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J., Zabransky, P., 2005. Urwald relict species - Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2, 106–113.
- Müller, J., Noss, R.F., Bussler, H., Brandl, R., 2010. Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143, 2559–2569, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.024>.
- Mund, M., 2010. Kohlenstoffbilanz temperater bewirtschafteter und nicht bewirtschafteter Wälder. *Forschungsbericht*, Jena.
- Mund, M., 2004. Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A*, 189, 256.
- Mund, M., Frischbier, N., Profft, I., Raacke, J., Richter, F., Ammer, C., 2015. Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors: Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen, BfN-Skripten, 396.

- 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, <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1099558>.
- Nagel, T.A., Svoboda, M., 2008. Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus – Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2728–2737, <https://doi.org/10.1139/X08-110>.
- Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Bentsen, N.S., Larsen, J.B., 2019. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management* 447, 67–76, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.038>.
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262–270.
- Oheimb v., G., Westphal, C., Tempel, H., Härdtle, W., 2005. Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212, 253–263.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24, 101–112, <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>.
- Pugh, T.A.M., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneeth, A., Haverd, V., Calle, L., 2019. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A.* 116, 4382–4387, <https://doi.org/10.1073/pnas.1810512116>.
- Pukkala, T., 2018. Carbon forestry is surprising. *Forest Ecosystems* 5, 11, <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0131-5>.
- Pukkala, T., 2017. Does management improve the carbon balance of forestry? *Forestry* 90, 125–135, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw043>.
- R Core Team, 2021. A language and environment for statistical computing.
- Reczyńska, K., Orczewska, A., Yurchenko, V., Wójcicka-Rosińska, A., Świerkosz, K., 2022. Changes in Species and Functional Diversity of the Herb Layer of Riparian Forest despite Six Decades of Strict Protection. *Forests* 13, 747, <https://doi.org/10.3390/f13050747>.
- Remmert, H. (Hrsg.), 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems. *Ecological Studies* 85, 168.
- Rüter, S., 2023. Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holznutzung und ihre Bedeutung im Kontext der Treibhausgas-Berichterstattung. Thünen Working Paper 214, <https://doi.org/10.3220/WP1685603200000>.
- Rüter, S., 2011. Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ-DerWald* 66, 15–18.
- Sathre, R., O'Connor, J., 2010. A synthesis of research on wood products & greenhouse gas impacts. 2. Auflage, FP Innovations, Technical report TR19R.
- Schmidt, M., Bedarff, U., Meyer, P., 2018. Einfluss von Störungen auf die Vegetation von Buchenwäldern. *AFZ-DerWald* 73, 20–22.
- Schmidt, M., Ewald, J., Kriebitzsch, W.-U., Heinken, T., Schmidt, W., Abs, C., Bergmeier, E., Brand, J., Culmsee, H., Denner, M., Diekmann, M., Dierschke, H., Ebrecht, L., Ellenberg, H., Fischer, A., Friedel, A., Golisch, A., Härdtle, W., Kolb, A., Lippert, W., Peppler-Lisbach, C., Mast, R., Mayer, A., Michiels, H.-G., Oheimb v., G., Poppendieck, H.-H., Reif, A., Riedel, W., Scheuerer, M., Schmidt, P.A., Schubert, R., Seidling, W., Spangenberg, A., Storch, M., Stöcker, G., Stohr, G., Thiel, H., Urban, R., Wagner, A., Wagner, I., Weckesser, M., Westphal, C.D., Wulf, M., Zacharias, D., Zerbe, S., 2011. Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands, in: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Ed.), *Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands*, BfN-Skripten 299.
- Schmidt, M., Schmidt, W., 2007. Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78, 205–214.
- Schulz, Ch., Blaschke, M., 2022. Die Besonderheiten der Buche beim Klimaschutz. *LWF-Wissen* 123–131.
- Schulze, E.-D., Rock, J., Kroiher, F., Egenolf, V., Wellbrock, N., Irslinger, R., Bolte, A., Spellmann, H., 2021. Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und Substitution fossiler Brennstoffe. Klimaschutz mit Wald. *Biologie in unserer Zeit* 51, 46–54.
- Schulze, E.-D., Stupak, I., Hessenmöller, D., 2019. The Climate mitigation potential of managed versus unmanaged spruce and beech forests in Central Europe - Chapter 7. In: *Bioenergy with Carbon Capture and Storage*. Academic Press, 131–149.
- Schwaderer, G., 2023. Masterplan für den Natur- und Artenschutz? Die EU-Biodiversitätsstrategie 2023. *Nationalpark* 1, 24–27.

- Šebesta, J., Maděra, P., Řepka, R., Matula, R., 2017. Comparison of vascular plant diversity and species composition of coppice and high beech forest in the Banat region, Romania. *Folia Geobotanica* 52, 33–43, <https://doi.org/10.1007/s12224-016-9279-3>.
- Seintsch, B., Weimar, H., 2013. Holzbilanzen 2010 bis 2012 für die Bundesrepublik Deutschland. Thünen Working Paper 9.
- Senf, C., Müller, J., Seidl, R., 2019. Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology* 34, 2837–2850, <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00921-9>.
- Sotirov, M., Blum, M., Storch, S., Selter, A., Schraml, U., 2017. Do forest policy actors learn through forward-thinking? Conflict and cooperation relating to the past, present and futures of sustainable forest management in Germany. *Forest Policy and Economics* 85, 256–268, <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.11.011>.
- Sotirov, M., Sallnäs, O., Eriksson, L.O., 2019. Forest owner behavioral models, policy changes, and forest management. An agent-based framework for studying the provision of forest ecosystem goods and services at the landscape level. *Forest Policy and Economics* 103, 79–89, <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.015>.
- Ssymank, A., Sorg, M., Doczkal, D., Rulik, B., Merkel-Wallner, G., Vischer-Leopold, M., 2018. Praktische Hinweise und Empfehlungen zur Anwendung von Malaisefallen für Insekten in der Biodiversitätserfassung und im Monitoring. Series Naturalis 1–12.
- Steinacker, C., Engel, F., Meyer, P., 2023. Natürliche Waldentwicklung in Deutschland: auf dem Weg zum „5%-Ziel“ der Nationalen Biodiversitätsstrategie. *Natur und Landschaft*, im Druck.
- Stillhard, J., Hobi, M.L., Brang, P., Brändli, U.-B., Korol, M., Pokynchereda, V., Abegg, M., 2022. Structural changes in a primeval beech forest at the landscape scale. *Forest Ecology and Management* 504, 119836 (1–12), <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119836>.
- Tabaku, V., 2000. Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und –Wirtschaftswäldern. Dissertation Forstliche Fakultät der Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Tetlock, P.E., 2006. Expert political judgment: How good is it? How can we know? Princeton University Press, Princeton.
- Thomas, S.C. & Martin, A.R., 2012. Carbon content of tree tissues: a synthesis. *Forests* 3, 332–352, <https://doi.org/10.3390/f3020332>.
- Todd, P.M., Gigerenzer, G., 2012. Ecological rationality: Intelligence in the World. Oxford University Press, <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195315448.001.0001>.
- Törngren, G., Montgomery, H., 2004. Worse Than Chance? Performance and Confidence Among Professionals and Laypeople in the Stock Market. *Journal of Behavioral Finance* 5, 148–153, https://doi.org/10.1207/s15427579jpfm0503_3.
- Tumbrinck, J., 2018. Insektenmonitoring mittels Malaisefallen – Untersuchungen, Ergebnisse und Ausblick. Vortrag, download unter https://idiv.de/idiv_files/documents am 10.09.2023
- Uhler, J., Redlich, S., Zhang, J., Hothorn, T., Tobisch, C., Ewald, J., Thorn, S., Seibold, S., Mitesser, O., Morinière, J., Bozicevic, V., Benjamin, C.S., Englmeier, J., Fricke, U., Ganuza, C., Haensel, M., Riebl, R., Rojas-Botero, S., Rummeler, T., Uphus, L., Schmidt, S., Steffan-Dewenter, I., Müller, J., 2021. Relationship of insect biomass and richness with land use along a climate gradient. *Nature Communications* 12, 5946, <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26181-3>.
- Umhauer, D., Sotirov, M., 2019. Warum wird immer noch über Waldstilllegungen gestritten? *AFZ-DerWald* 74, 43–45.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Menke, N., Meyer, P., Verschelde, P., 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258, 425–435, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.055>.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Walley, R., Köhler, F., Crevecoeur, L., Govaere, L., Thomaes, A., Verheyen, K., 2012. Reappearance of old growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: do the associated species follow? *Silva Fennica* 45, 909–935.
- Vandekerckhove, K., Thomaes, A., De Keersmaecker, L., Van de Kerckhove, P., Onkelinx, T., Van Calster, H., Verheyen, K., 2021. Enjoying tranquility — Development of ground vegetation after cessation of management in forests on loamy soils in Flanders (Belgium). *Applied Vegetation Science* 24, 1–29, <https://doi.org/10.1111/avsc.12593>.
- Vandekerckhove, K., Vanhellemont, M., Vrška, T., Meyer, P., Tabaku, V., Thomaes, A., Leyman, A., De Keersmaecker, 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, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.033>.

- Watt, A.S., 1947. Pattern and process in plant communities. *Journal of Ecology* 35, 1–22.
- WBAE (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz), WBW (Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL), 2016. Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten.
- Weimar, H., 2020. Holzbilanzen 2017 bis 2019 für die Bundesrepublik Deutschland, Thünen Working Paper. Thünen Working Paper 153.
- Weimar, H., 2018. Holzbilanzen 2015 bis 2017 für die Bundesrepublik Deutschland und Neuberechnung der Zeitreihe der Gesamtholzbilanz ab 1995. Thünen Working Paper 101.
- Weimar, H., 2016. Holzbilanzen 2013 bis 2015 für die Bundesrepublik Deutschland. Thünen Working Paper 57.
- Wellbrock, N., Grüneberg, E., Riedel, T., Polley, H., 2017. Carbon stocks in tree biomass and soils of German forests. *Central European Forestry Journal* 63, 105–112, <https://doi.org/10.1515/forj-2017-0013>.
- Winter, M.-B., Bässler, C., Bernhardt-Römermann, M., Krah, F.-S., Schaefer, H., Seibold, S., Müller, J., 2017. On the structural and species diversity effects of bark beetle disturbance in forests during initial and advanced early-seral stages at different scales. *European Journal of Forest Research* 136, 357–373, <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1037-4>.
- Winter, S., Brambach, F., 2011. Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation. *Forest Ecology and Management* 262, 2120–2132.
- Wirth, C., 2009. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value – a Synthesis. In: *Old-Growth Forests. Ecological Studies*, 465–491.
- Wördehoff, R., 2016. Kohlenstoffspeicherung als Teilziel der strategischen Waldbauplanung (Dissertation). Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- Wördehoff, R., Schulz, C., Nagel, J., 2017. Nutzung oder Nutzungsverzicht aus Sicht des Klimaschutzes. *AFZ-DerWald* 72, 30–32.
- Zenner, E.K., Peck, J.E., Hobi, M.L., Commarmot, B., 2015. The dynamics of structure across scale in a primaeval European beech stand. *Forestry* 88, 180–189, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu042>.
- Zhu, K., Zhang, J., Niu, S., Chu, C., Luo, Y., 2018. Limits to growth of forest biomass carbon sink under climate change. *Nature Communications* 9, 2709, <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05132-5>.