

WiNat – Wildnis Naturerbe

**Naturwald-Entwicklung und Wildnisgebiet-Umsetzung im
Nationalen Naturerbe**

Bundesprogramm Biologische Vielfalt

Förderschwerpunkt Ökosystemleistungen

Vorhabensbezeichnungen:

U1: Biodiversitäts-Monitoring, Synthese der Naturnähe-Bewertung und Verbundkoordination (Förderkennzeichen: 3514685A14)

F1: Totholz und Struktur reifer Waldentwicklungsstadien (Förderkennzeichen: 01LC1314C)

F2: Funktionale Naturnähe-Indikatoren (Förderkennzeichen: 01LC1314B)

Impressum

Autor/innen:

PD Dr. Heike Culmsee, Dr. Heike Schneider
DBU Naturerbe GmbH
An der Bornau 2, 49090 Osnabrück
h.schneider@dbu.de

Dr. Peter Meyer, Maria Aljes
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldnatur-
schutz
Prof.-Oelkers-Str. 6, 34346 Hann. Münden
peter.meyer@nw-fva.de

Prof. Dr. Christoph Leuschner, Agnes Förster, Marco Diers, Dr. Stefan
Kaufmann
Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissen-
schaften, Abteilung Ökologie und Ökosystemforschung
Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen
cleusch@gwdg.de

<https://www.wildnis-naturerbe.de/>

Ansprechpartnerin im Auftrag des BfN: Dr. Susanne Wurst
DLR Projektträger
Programmbüro des Bundesprogramms Biologische Vielfalt
Heinrich-Konen-Str. 1, 53227 Bonn
Tel: 0228 3821 1670
susanne.wurst@dlr.de

Ansprechpartner im Auftrag des BMBF: Dr. Oliver Dilly
DLR Projektträger
Heinrich-Konen-Str. 1, 53227 Bonn
Tel: 0228 3821 1470
oliver.dilly@dlr.de

Der vorliegende Bericht ist ein Schlussbericht des NBS-Fördervorhabens „WiNat – Wildnis Naturerbe. Naturwald-Entwicklung und Wildnisgebiet-Umsetzung im Nationalen Naturerbe“.

Das Vorhaben wurde im Bundesprogramm Biologische Vielfalt (NBS) von 2014–2020 gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Diese Broschüre gibt die Auffassung und Meinung des Zuwendungsnehmers wieder und muss nicht mit der Auffassung des Zuwendungsgebers übereinstimmen. Das Werk einschließlich aller Teile ist urheberrechtlich geschützt.

Inhaltsverzeichnis

1	Allgemeines.....	4
1.1	Aufgaben und Ziele des Vorhabens	4
1.2	Voraussetzungen zur Durchführung	5
1.3	Planung und Ablauf des Vorhabens	5
1.4	Wissenschaftlicher Stand und Fachliteratur.....	12
1.4.1	Naturnähe-Monitoring.....	12
1.4.2	Experiment zur Waldrenaturierung	13
1.5	Projektnehmer, -management und -partner.....	14
2	Ergebnisse.....	15
2.1	Ergebnisse des Vorhabens	15
2.1.1	Arbeitspaket U1: Biodiversitäts-Monitoring, Synthese der Naturnähe- Bewertung und Verbundkoordination	15
2.1.1.1	Naturnähe-Monitoring.....	15
2.1.1.2	Experiment zur Waldrenaturierung	28
2.1.2	Arbeitspaket F1: Totholz und Struktur reifer Waldentwicklungsstadien.....	35
2.1.2.1	Old-Growth-Indikator der Waldstruktur	35
2.1.2.2	Transektkartierung von Totholz und Sonderstrukturen	48
2.1.3	Arbeitspaket F2: Funktionale Naturnähe-Indikatoren.....	63
2.1.3.1	Einleitung	63
2.1.3.2	Kohlenstoffbindung in der oberirdischen Biomasse	63
2.1.3.3	Feinwurzelmasse und -produktion.....	67
2.1.3.4	Bodenchemische Untersuchungen.....	73
2.1.3.5	Dendrochronologische Untersuchungen des Zuwachsverhaltens von Buche und Kiefer.....	81
2.1.3.6	Old-Growth-Indikator für funktionale Parameter (OGI _{fun})	82
2.1.3.7	Fazit.....	83
2.1.4	Synthese des Gesamtprojektes.....	85
2.1.5	Literatur.....	87
2.2	Langfristige Wirkung des Projektes über den Förderzeitraum hinaus	95
2.3	Relevante Ergebnisse von dritter Seite	95
2.4	Veröffentlichung der Projektergebnisse	95

1 Allgemeines

1.1 Aufgaben und Ziele des Vorhabens

Die Flächen des Nationalen Naturerbes spielen eine wichtige Rolle bei dem Ziel der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt (NBS), bis zum Jahr 2020 5 % der Waldfläche in die natürliche Entwicklung zu übergeben. Wälder mit natürlicher Entwicklung sollen dauerhaft von direkten menschlichen Einflussnahmen freigestellt werden. Die Entwicklung von naturnahen Wäldern mit reifen Waldentwicklungsstadien ist jedoch ein langfristiger Prozess, insbesondere auf Flächen, auf denen heute noch strukturarme Nadelholzbestände vorherrschen. Es war nicht geklärt, wie waldbauliche Maßnahmen gezielt zur Aktivierung der natürlichen Prozesse eingesetzt werden sollten, um Waldbestände möglichst schnell einer natürlichen Entwicklung überlassen zu können. Des Weiteren bestand Forschungsbedarf für die Entwicklung eines überregional gültigen, aus mehreren Kenngrößen bestehenden Naturnähe-Index zur Bewertung des NBS-Ziels der natürlichen Waldentwicklung. Um die Naturnähe als Grad des Umsetzungserfolgs der natürlichen Waldentwicklung zu bewerten, ist entsprechend ein Komplex-Indikator, der die Bestandteile Arten, Strukturen und Funktionen beinhaltet, notwendig. Die Untersuchungsansätze des WiNat-Projekts waren dabei:

- A. Die **Entwicklung und Erprobung eines Bewertungs- und Monitoringsystems für die Naturnähe von Wäldern im Norddeutschen Tiefland**: Ziel war die Ableitung eines aus mehreren Kenngrößen aufgebauten Naturnähe-Index. Der Komplex-Indikator sollte Kenngrößen zur Biodiversität, Strukturen und Funktionen abbilden und somit eine umfassende Bewertung von Wäldern unterschiedlicher Naturnähe für eine überregional gültige Evaluierung des NBS-Ziels der natürlichen Waldentwicklung ermöglichen.
- B. Die **experimentelle Erprobung von Maßnahmen zur Erhöhung der Naturnähe von Kiefernreinbeständen** auf Flächen des Nationalen Naturerbes (Waldrenaturierung mit dem Ziel, naturnahe reife Waldentwicklungsstadien herzustellen): Die Effektivität verschiedener forstwirtschaftlicher Maßnahmen sollte auf Grundlage der durch sie erreichbaren ökologischen Erfolge bezüglich einer Verbesserung der Naturnähe beurteilt werden. Dabei spielte auch der zeitliche Aspekt eine wichtige Rolle, weil die Waldbestände des DBU-Naturerbes möglichst schnell einer natürlichen Entwicklung ohne weitere Eingriffe zugeführt werden sollen. Aus diesen Ergebnissen sollten Managementempfehlungen für die Gestaltung naturnaher Wälder erarbeitet werden.

Das Projekt gliederte sich in drei Arbeitspakete:

- U1 – Biodiversitäts-Monitoring, Synthese der Naturnähe-Bewertung und Verbundkoordination
- F1 – Totholz und Struktur reifer Waldentwicklungsstadien
- F2 – Funktionale Naturnähe-Indikatoren

Der Schwerpunkt des Arbeitspakets U1 lag in der Erhebung und Auswertung von Biodiversitätskenngrößen, namentlich Krautschichtvegetation (epiphytische Moose und Flechten wurde durch F2 bearbeitet), Pilze und Käfer. Auch im Experiment zur Waldrenaturierung wurden diese Kenngrößen hinsichtlich der kurzfristigen Effekte der experimentellen Maßnahmen untersucht. Das Teilprojekt übernahm darüber hinaus folgende Aufgaben der Verbundkoordination:

- Auswahl und Einrichtung der Untersuchungsgebiete auf DBU-Naturerbeflächen;
- Bereitstellung der Versuchsflächen und Durchführung der Maßnahmen im Experiment;
- Organisation von Veranstaltungen;
- Öffentlichkeitsarbeit.

Das Ziel des Arbeitspakets F1 war die Entwicklung eines praxisreifen Verfahrens für das Monitoring und die Bewertung von Totholz und Strukturen reifer Waldentwicklungsstadien als Bestandteil einer umfassenden Naturnähebewertung von Wäldern. Neben einer probekreisbezogenen Waldinventur wurde auch die Transektkartierung zur Erfassung von Totholz und Habitatstrukturen erprobt. Außerdem wurden die Untersuchungsflächen (Naturwaldreservate und Wirtschaftswälder der Landesforsten) in den Bundesländern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt für das Naturnähemonitoring auf der Grundlage der vorliegenden Forsteinrichtungs- und Standortkartierungsdaten ausgewählt und eingerichtet.

Das Arbeitspaket F2 untersuchte wichtige funktionale Naturnähe-Indikatoren vergleichend in naturnahen Laubwaldbeständen und in zur Überführung vorgesehenen Kiefern-Altersklassenwäldern auf gleichem Standort. Zielgrößen des Teilprojekts waren die Kohlenstoffspeicherung in der oberirdischen Biomasse, die Speicherung von Kohlenstoff und Nährstoffen im Boden, die oberirdische Produktivität sowie die Diversität von Epiphyten.

1.2 Voraussetzungen zur Durchführung

Die gemeinnützige DBU Naturerbe GmbH ist größte Flächeneigentümerin des Nationalen Naturerbes und verwaltet 70.000 Hektar Naturschutzflächen verteilt auf 71 Liegenschaften. Ein Großteil dieser Flächen ist mit Wald bestockt. Die Auswahl und Einrichtung geeigneter Untersuchungsgebiete war somit gesichert. Zusätzlich wurde die Gebietskulisse durch Naturwaldreservate und Wirtschaftswälder der Niedersächsischen Landesforsten (Kooperationspartner) bereichert.

Die Projektleiterin, Frau PD Dr. Heike Culmsee (DBU Naturerbe GmbH), war von 2011-2020 für den Aufgabenbereich Monitoring und Naturschutzfachplanung der DBU Naturerbe GmbH verantwortlich. Dr. Peter Meyer von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), Abteilung Waldnaturschutz ist für die Betreuung und Erforschung von Naturwaldreservaten zuständig und forscht u. a. zu nutzungsfreien Wäldern und Totholzdynamik. Prof. Christoph Leuschner führt seit mehr als 15 Jahren Forschung zum Kohlenstoffhaushalt von temperaten wie auch tropischen Wirtschafts- und Urwäldern durch. Die Abteilung verfügt über die notwendige analytische Ausstattung, um die Messungen durchführen zu können.

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Untersuchungen erstreckten sich über das gesamte Norddeutschen Tiefland (Abb. 1). Für das Naturnähemonitoring (Ansatz A) wurden in 16 Untersuchungsgebieten insgesamt 48 Waldbestände ausgewählt. Grundvoraussetzung war, dass in den ausgewählten Untersuchungsgebieten ausreichend große, repräsentative Waldbestände der u.a. Waldkategorien nebeneinander vorkamen, die vergleichbare Standortsbedingungen aufwiesen. Die Untersuchungsgebiete repräsentierten die potentiell großflächig verbreiteten natürlichen Waldgesellschaften des Norddeutschen Tieflandes. Dabei handelte es sich um Buchenwälder auf

bodensauren bis mittleren, basenarmen Standorten im Nordwestdeutschen Tiefland sowie subkontinentale Kiefern-Eichen- und Kiefern-mischwälder im Ostdeutschen Tiefland. In jedem Gebiet (Cluster) wurden drei Waldbestände (Triplett) gemäß den Waldkategorien der DBU Naturerbe GmbH ausgewählt (DBU 2014, Culmsee et al. 2015). Die Waldbestände unterschieden sich hinsichtlich ihrer Baumartenausstattung, ihres Alters und ihrer (früheren) Bewirtschaftung. Die Wälder reichen von reifen Laubwäldern mit natürlicher Entwicklung (Kategorie N) über Kiefern-Laub-Mischwälder (Kategorie ÜK) bis hin zu monotonen Kiefernreinbeständen (Kategorie ÜL) (Tab. 1).



Abb. 1: Die 16 Untersuchungsgebiete des WiNat-Projekts im Norddeutschen Tiefland (rot: DBU-Naturerbeflächen, blau: Naturwaldreservate und Wirtschaftswälder der Landesforsten).

Tab. 1: Untersuchungsgebiete des WiNat-Projektes mit Waldkategorie (WK) und Eigentümer (DBU = Deutsche Bundesstiftung Umwelt, NLF = Niedersächsische Landesforsten, LFB-ST = Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt, NWR = Naturwaldreservat), potentieller natürlicher Vegetation (pnV) nach Suck et al. (2010). Angaben zur Hauptbaumart und dem mittleren Bestandesalter stammen aus der Forsteinrichtung. Das Jahr der letzten waldbaulichen Maßnahme wurde über eine Abfrage bei den zuständigen Revierleitern ermittelt, Angaben zur Nährstoffversorgung des Bodens basieren auf den Erhebungen der forstlichen Standortkartierung, Klimadaten wurden aus den Daten des Deutschen Wetterdienstes, basierend auf der Referenzperiode 1981–2010 entnommen.

Untersuchungsgebiet (Abkürzung)	WK	Eigentümer	pnV	Hauptbaumart	Mittl. Bestandesalter	Jahr der Stilllegung (NWR) bzw. der letzten waldbaulichen Maßnahme (DBU)	Nährstoffversorgung	Mittl. Jahresniederschlag (mm)	Mittl. Jahrestemp. (°C)
Wahner Heide (Wahn)	N	DBU	<i>Stellario-Carpinetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	146	< 1995	Arm	866	10,3
	ÜK	DBU	<i>Milio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	133	2012		879	10,1
	ÜL	DBU	<i>Milio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	81	< 1995		882	10,1
Franzhorn/ Cuxhavener Küstenheiden (Fran)	N	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	156	1972	Mittel	857	9,1
	ÜK	DBU	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus nigra</i>	100	2008		908	9,3
	ÜL	DBU	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus nigra</i>	60	2014		884	9,4
Weichel (Weic)	N	NLF-NWR	<i>Molinio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	144	1986	Reich/Mittel	797	9,3
	ÜK	NLF	<i>Molinio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	95	2013		798	9,2
	ÜL	NLF	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	68	2012		822	9,2
Lüßberg (Lues)	N	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	195	1972	Mittel	813	8,7
	ÜK	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	125	1992		809	9,0
	ÜL	NLF	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	66	2015		808	8,7

Untersuchungsgebiet (Abkürzung)	WK	Eigentümer	pnV	Hauptbaumart	Mittl. Bestandesalter	Jahr der Stilllegung (NWR) bzw. der letzten waldbaulichen Maßnahme (DBU)	Nährstoffversorgung	Mittl. Jahresniederschlag (mm)	Mittl. Jahrestemp. (°C)
Süsing (Sues)	N	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	139	1996	Mittel	775	8,9
	ÜK	NLF	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	144	2015		795	8,9
	ÜL	NLF	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	64	< 2008		799	8,9
Ewige Route (Ewig)	N	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	134	1996	Mittel	728	8,9
	ÜK	NLF-NWR	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	125	1996		724	8,8
	ÜL	NLF	<i>Deschampsio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	66	2003		712	8,9
Nievoidhagen (Niev)	N	LFB-ST-NWR	<i>Stellario-Carpinetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	124	1999	Reich/Mittel	624	9,1
	ÜK	NLF	<i>Milio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	93	k. A.		634	9,1
	ÜL	NLF	<i>Milio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	64	2011		605	9,4
Kaarzer Holz (Kaar)	N	DBU	<i>Galio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	112	2004	Mittel	659	8,9
	ÜK	DBU	<i>Galio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	155	2012		650	8,9
	ÜL	DBU	<i>Galio-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	68	2006		653	8,9
Authausener Wald (Auth)	N	DBU	<i>Luzulo-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	166	2006	Mittel	657	9,3
	ÜK	DBU	<i>Luzulo-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	96	2015		651	9,3
	ÜL	DBU	<i>Luzulo-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	55	2013		653	9,3
Rüthnicker Heide (Ruet)	N	DBU	<i>Maianthemo-Fagetum</i>	<i>Quercus petraea</i>	119	< 2001	Mittel	587	9,2
	ÜK	DBU	<i>Maianthemo-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	126	2012		581	9,3
	ÜL	DBU	<i>Maianthemo-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	63	2010		585	9,3

Untersuchungsgebiet (Abkürzung)	WK	Eigentümer	pnV	Hauptbaumart	Mittl. Bestandesalter	Jahr der Stilllegung (NWR) bzw. der letzten waldbaulichen Maßnahme (DBU)	Nährstoffversorgung	Mittl. Jahresniederschlag (mm)	Mittl. Jahrestemp. (°C)
Weißhaus (Weis)	N	DBU	<i>Agrostio-Quercus-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	146	1982	Sehr arm	619	9,2
	ÜK	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	95	2014		596	9,2
	ÜL	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	62	2014		618	9,2
Prösa (Proe)	N	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Quercus petraea</i>	230	2007	Mittel	624	9,3
	ÜK	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	100	2015		626	9,3
	ÜL	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	70	2008		614	9,3
Prora (Pror)	N	DBU	<i>Milium-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	142	2004	Mittel	660	8,7
	ÜK	DBU	<i>Milium-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	102	2011		661	8,6
	ÜL	DBU	<i>Milium-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	63	2013		674	8,6
Eggesiner Forst (Egge)	N	DBU	<i>Maianthemum-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	104	2011	Arm	566	8,1
	ÜK	DBU	<i>Maianthemum-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	115	2009		567	8,8
	ÜL	DBU	<i>Milium-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	62	2013		555	8,8
Ueckermünder Heide (Ueck)	N	DBU	<i>Galio-Fagetum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	150	2005	Mittel	571	8,7
	ÜK	DBU	<i>Maianthemum-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	90	2009			8,9
	ÜL	DBU	<i>Milium-Fagetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	62	2008		558	8,8
Zschornoer Wald (Zsch)	N	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	132	2007	Arm	653	9,1
	ÜK	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	104	2003		648	9,1
	ÜL	DBU	<i>Vaccinio-Quercetum</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	70	2010		650	9,1

In jedem Waldbestand wurden 10 Probekreise von allen Projektpartnern gemeinsam eingerichtet. Die Probekreise hatten eine Fläche von jeweils 0,1 ha (Durchmesser = 35,68 m) und wurden mithilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) zufällig im Waldbestand verteilt. Der Mindestabstand betrug 30 m zwischen den Probekreisrändern bzw. Probekreisrand und Waldrand, Forstwegen etc. Die Probekreismittelpunkte wurden oberirdisch durch Aluminiumstäbe und unterirdisch durch elektronische Unterflurmarken markiert, um das Wiederauffinden für erneute Untersuchungen zu ermöglichen. Insgesamt wurden für das Naturnähe-Monitoring 480 Probekreise installiert. Die Datenaufnahmen aller drei Arbeitspakete fanden auf den Probekreisen bzw. in den gesamten Waldbeständen statt (Tab. 2). Für die Erfassung von Sonderstrukturen (Totholzelemente und Mikrohabitate am Baum) wurde parallel zu den Probekreisinventuren eine Aufnahme mit der Methodik des Distance Sampling (Buckland et al. 1993) und Line Intersect Sampling (van Wagner 1982, Marshall et al. 2000) auf allen Flächen des Naturnähemonitorings, sowie im Experiment, durchgeführt. Dabei sollte die Aufnahmemethodik sowohl hinsichtlich der Schätzgenauigkeit als auch der Effektivität der Verfahren und der räumlichen Abdeckung erfolgen.

Tab. 2: Kenngrößen der Kategorien Struktur (S), Biodiversität (B) und Funktion (F), ihre Erfassungseinheiten und der hypothetische Zeitraum, in dem eine Wirkung erwartet wird (K: kurzfristig in 1-2 Jahren, M: mittelfristig in bis zu 10 Jahren oder L: langfristig in > 10 Jahren).

Kenngröße	Kategorie	Erfassungseinheit	Wirkungszeitraum
Waldstruktur	S	Probekreise	(K)-M-L
Totholz	S	Probekreise; Linientransekte	M-L
Habitatstrukturen	S	Probekreise; Linientransekte	M-L
Baumverjüngung	F	Je Probekreis: NO-Quadrant > 1,5 m; Unterfläche á 25 m ² ≤ 1,5 m	K-M-L
Krautschicht-vegetation	B	Unterfläche á 100 m ² je Probekreis	K-M-L
Xylobionte Käfer	B	1 Falle je Bestand	K-M-L
Pilze	B	Auswahl Probekreise (n = 4 im Naturnähe-Monitoring bzw. 3 im Experiment); Gesamtbestand	(K)-M-L
Bodenchemische Untersuchungen	F	Naturnähe-Monitoring: alle Probekreise in 10 der 16 Untersuchungsgebiete (Hauptbaumart Buche oder Kiefer) Experiment: Behandlungsvariante 1 (jeweils 3 Lücken pro Größe): je 4 Proben inner- und außerhalb der Lücken	M-L
Nur im Naturnähemonitoring:			
Epiphyten	B	Unterfläche á 500 m ² je Probekreis	L
Oberirdischer Biomasse-C-Vorrat	F	Probekreise	M-L
Oberirdische Nettoprimärproduktion	F	Auswahl Probekreise (n = 6) in N und ÜL	(K)-M-L
Feinwurzelmasse und -produktion	F	Auswahl Probekreise (n = 6) in N und ÜL	(K)-M-L

Feinwurzelmasse und -produktion			
------------------------------------	--	--	--

Das Experiment zur Waldrenaturierung (Ansatz B) fand auf der DBU-Naturerbefläche Rühnicker Heide in Brandenburg statt. Auf den Versuchsflächen wurden verschiedene Maßnahmen zur Erhöhung der strukturellen Komplexität in Kiefernreinbeständen erprobt (Abb. 2).

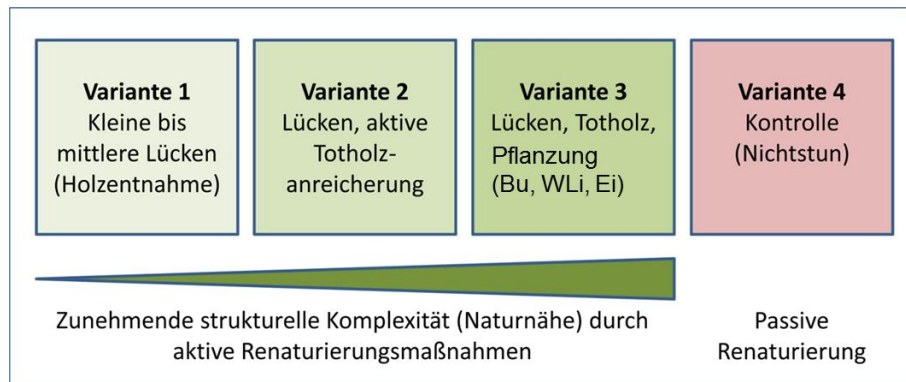


Abb. 2: Experimenteller Ansatz zur Waldrenaturierung (Förderung von Merkmalen reifer Waldentwicklungsstadien.) In den Varianten 1–3 wird durch aktive Renaturierungsmaßnahmen eine zunehmende strukturelle Komplexität (Naturnähe) erzeugt; in Variante 4 wird die Nutzung sofort aufgegeben (passive Renaturierung).

Die vier Maßnahmenvarianten wurden vierfach repliziert in vier Blöcken mit insgesamt 16 Flächen angelegt. Auf jeder Fläche wurden jeweils 9 Probekreise à 0,1 ha in einem systematischen Raster angelegt und dauerhaft markiert. Insgesamt wurden für das Experiment 166 Probekreise installiert. Auf jeder Fläche der Varianten 1–3 wurden 30 Lücken (jeweils zehn à 100, 250, 500 m²) angelegt. Die Lückenmittelpunkte wurden mithilfe des GIS zufällig auf den Untersuchungsflächen verteilt. Die verschiedenen Lückengrößen wurden diesen Zufallspunkten zugeordnet. Ausgehend von den Lückenmittelpunkten wurden alle Bäume innerhalb eines der Lückengröße entsprechenden Radius markiert und je nach Behandlungsvariante mithilfe eines Harvesters gefällt bzw. umgestoßen und geringelt. Ziel war es, etwa 20 Prozent des Bestandes durch das Anlegen der Lücken aufzulichten. Dieser Wert entspricht dem Auflichtungsgrad einer üblichen Durchforstung auf DBU-Naturerbeflächen. In Variante 1 bis 3 wurde die Anzahl der Maßnahmen und damit die strukturelle Komplexität zunehmend erhöht. Um den Effekt des Wildverbisses herauszufiltern, wurde jede Fläche zur Hälfte gezäunt. Im Experiment wurden von den Arbeitspaketen U1, F1 und F2 verschiedene Kenngrößen erhoben, von denen v.a. kurzfristige Wirkungen erwartet werden (Tab. 2). Es wurde erwartet, dass die verschiedenen Renaturierungsmaßnahmen die strukturelle Komplexität auf der Fläche erhöht, was sich wiederum positiv auf Biodiversität und Funktionen auswirkt. Nach Nullaufnahmen vor Maßnahmenumsetzung im Jahr 2015 erfolgten ein bis zwei Wiederholungsaufnahmen (in den Jahren 2016 und 2017).

1.4 Wissenschaftlicher Stand und Fachliteratur

1.4.1 Naturnähe-Monitoring

Die Aktivitäten des Biodiversitätsmonitoring in Deutschland sind sehr vielfältig (Marquard et al. 2009). Ein standardisiertes Verfahren zur Aufnahme, Bewertung und zum Monitoring der langfristigen Naturnäheentwicklung von Wäldern nach bundesweiten Standards gibt es bisher jedoch noch nicht. Für Mitteleuropa mit der fast vollständigen Abwesenheit ungenutzter Wälder sind Vergleiche zwischen Nutz- und Naturwäldern mit ökosystemarem Untersuchungsansatz selten. Daher lässt sich der Naturnähegrad von aus der Nutzung entlassenen Wäldern meist nur schwer einschätzen. Umfassendere überregionale Arbeiten bzw. Arbeiten, in denen ein größeres Set von Kenngrößen zur Naturnähebewertung herangezogen wurden, gibt es z. B. aus Österreich (Grabherr et al. 1998), dem Bayerischen Wald (Winter et al. 2010) und Nordamerika (Tierney et al. 2009). Im BMBF-Förderschwerpunkt „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ wurden verschiedene Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern durchgeführt. Wichtige Forschungsergebnisse über waldökologische Schlüsselwerte in Bergmischwäldern in Hinsicht auf eine ökologisch nachhaltige Waldnutzung gibt es aus Bayern (Moning & Müller 2010). Für die Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten (Stichprobeninventur) wurden durch die Bund-Länder-AG Forsteinrichtung umfangreiche methodische Empfehlungen gegeben (Meyer et al. 2001).

Naturnähe ist ein umfassender Begriff, der sich im Prinzip auf alle Kennzeichen natürlicher Wälder erstrecken kann. Dieses komplexe Begriffsverständnis von Naturnähe (Reif & Walentowski 2008) macht es bei konkreten Untersuchungen erforderlich, die jeweils gemessenen Naturnähe Merkmale zu definieren. Bisher fehlen wissenschaftlich fundierte Studien für den mitteleuropäischen Raum weitgehend, die ein komplexes Set von ausgewählten Kenngrößen zur Bewertung der Naturnähe auf Grundlage der Biodiversität, Struktur und Funktion beinhalten. Es gibt jedoch zahlreiche Hinweise auf Kenngrößen, die für die Entwicklung eines Naturnähe-Indikators geeignet sind:

Biodiversität: Auf Bestandsebene werden häufig Gefäßpflanzen (Störungszeiger, Waldarten; z. B. Schmidt et al. 2011a), Pilze (z. B. Blaschke et al. 2009), epiphytische Flechten und Moose (z. B. Hauck et al. 2013) und Totholz-Käfer (z. B. Köhler 1996) herangezogen.

Strukturen: Reife Waldentwicklungsstadien, die auch als Old-Growth-Stadien bezeichnet werden, sind gekennzeichnet durch das Fehlen großflächiger Störungen über einen langen Zeitraum (Wirth et al. 2009a, 2009b). In Deutschland ist anzunehmen, dass aus der Nutzung genommene Wälder, die sich fortan ohne Eingriffe entwickeln dürfen (Wälder mit natürlicher Entwicklung = NWE), z. B. Flächen des Nationalen Naturerbes oder Naturwaldreservate, durch das Fehlen menschlicher Eingriffe zunehmend ebenfalls Merkmale reifer Waldentwicklungsstadien ausbilden. Um diese Entwicklung nachvollziehbar zu machen fehlte es bisher an einem geeigneten Monitoringwerkzeug. Typische Kennzeichen von Old-Growth-Wäldern sind bei Bauhus et al. (2009), Hobi et al. (2015), Nilsson et al. (2002), Motta et al. (2015), Spies (2004), Wirth et al. (2009a, 2009b) und Zenner et al. (2014) beschrieben. Diese umfassen unter anderem das Vorhandensein großer alter Bäume, eine unregelmäßige Bestandesstruktur, Vorverjüngung schattentoleranter Baumarten, das Vorhandensein von Kronendachlücken und hohe Volumina an Totholz in verschiedenen Durchmesserklassen und Zersetzungsstadien. Charakteristisch ist dabei nicht nur das Vorhandensein der Merkmale, sondern in der Regel auch eine große Spannbreite der Merkmalsausprägung, bedingt durch eine Mosaikstruktur verschiedener Waldentwicklungsstadien auf kleiner Fläche. Um sowohl die Vielfalt,

als auch die Spannbreite der Merkmale in einem Indikator zu berücksichtigen, bedarf es eines multivariaten Ansatzes (s. a. Franklin & Van Pelt 2004), der die Variabilität der einzelnen Merkmale berücksichtigt (Král et al. 2010).

Funktionen: In jüngster Zeit abgeschlossene Synthesen von großen Biomasse- und Produktionsdatensätzen in Wäldern lassen erkennen, dass nicht nur die oberirdische Biomasse kontinuierlich mit dem Waldalter zunimmt, sondern auch der Boden-Kohlenstoffvorrat (Wirth et al. 2009). Anstiegsraten der Bestandsgrundfläche und des Derbholzvolumens mit dem Alter bzw. dem Zeitraum der Nutzungsfreiheit sind nicht näher bekannt. Hinsichtlich der Netto-Primärproduktion lassen neuere Daten erkennen, dass diese, anders als von Odum (1969) postuliert, nicht zur Altersphase von Wäldern hin abnimmt, sondern offenbar auch im alten Bestand hoch bleibt, bis eine große Störung zum Zusammenbruch des Bestandes führt (Meyer et al. 2020).

1.4.2 Experiment zur Waldrenaturierung

Reine Kiefernwälder kommen in Norddeutschland natürlicherweise nur kleinflächig auf Küstendünen vor; in Laubwäldern ist die Wald-Kiefer teilweise beigemischt, wobei sie nach Osten hin häufiger wird. Die Kiefer spielt heute in Norddeutschland in der sekundären Sukzession von Offenland zu Wald (Leuschner 1994) sowie in der Aufforstung eine wichtige Rolle. Die potentiell natürlichen Waldgesellschaften Norddeutschlands sind gründlich beschrieben worden (Ellenberg & Leuschner 2010, Suck & Bushart 2010) und können als Leitbilder für die geplanten Untersuchungen dienen. Seit den 1990er Jahren wurden umfangreiche Experimente initiiert, die Methoden des Waldumbaus mit dem Ziel einer größeren Naturnähe von Wirtschaftswäldern und sekundären Wäldern untersuchten (z. B. Puettmann & Ammer 2007, Peterson & Anderson 2009). Diese Großexperimente sind relativ jung, so dass insbesondere die Langzeiteffekte bisher kaum dokumentiert sind. Sie sind i. d. R. darauf ausgelegt, die strukturelle Komplexität der Wälder zu erhöhen, um die Merkmale reifer natürlicher Wälder (*old-growth attributes*) einzuführen. Dabei sollen diese Wälder weiter ökonomisch rentabel bleiben. Die strukturelle Komplexität von Sekundär- und intensiv bewirtschafteten Wäldern kann durch spezielle waldbauliche Strategien, z. B. die vertikale Differenzierung des Kronendachs durch Regenerationsmaßnahmen, die Erhöhung des Anteils stehenden und liegenden Totholzes sowie die Förderung des Wachstums größerer Bäume durch Freistellung des Kronendachs stark erhöht werden (Keeton 2006). Bauhus et al. (2009) haben solche Strategien als wesentlich effektiver (im Sinne von schneller im Zeitverlauf) eingeschätzt als wenn diese Wälder ohne Maßnahmen der natürlichen Entwicklung überlassen würden; durch den Verbleib von Einzelbäumen bei der Holzernte werden Merkmale reifer Wälder dagegen gar nicht gefördert (traditionelle Formen der Forstwirtschaft, die lediglich auf die Regeneration der Bestände abzielen). Durch die aktive Renaturierung von Merkmalen reifer Waldentwicklungsstadien treten Holzerträge zugunsten der Verbesserung von Habitatfunktionen zurück. So kann z. B. durch aktive Totholzanreicherung als eine Form der Waldrenaturierung die Diversität holzzersetzender Pilze gefördert werden (Lonsdale et al. 2008). Jüngere Studien, wie die von Doerfler et al. (2018), Roth et al. (2018) und Koivula & Vanha-Majamaa (2020) zeigen, dass insbesondere die Diversität totholzbewohnender Käfer, aber auch totholzbewohnender Pilze nach etwa zehn Jahren eine deutlich positive Reaktion auf das erhöhte Totholzangebot zeigt. Wie divers jedoch die strukturelle Komplexität von Wäldern, die nach einer Initialmaßnahme der Waldrenaturierung der natürlichen Entwicklung überlassen werden, sein sollte, um den Ablauf dynamischer Prozesse zu aktivieren, ist bisher nicht geklärt. Ein auf 200 Jahre angelegtes Projekt in Schottland beschäftigt sich mit der Wiederherstellung verschiedenster Lebensräume auf über 60.000 ha im Cairngorms National Park

(<http://www.cairngormsconnect.org.uk/projects/restoration-projects>). Auch hierbei spielt die Restrukturierung von Kiefernforsten durch Nachahmung von Stürmen und aktive Totholzanreicherung eine wichtige Rolle.

1.5 Projektnehmer, -management und -partner

Die DBU Naturerbe GmbH (PD Dr. Heike Culmsee, Dr. Heike Schneider, Ronja Wörmann) war für das Arbeitspaket Biodiversitäts-Monitoring, Synthese der Naturnähe-Bewertung und Verbundkoordination (U1) verantwortlich. Die DBU Naturerbe GmbH ist größte Flächeneigentümerin des Nationalen Naturerbes. Seit April 2009 ist sie für die Naturschutzmaßnahmen auf 71 Liegenschaften auf rund 70.000 ha verantwortlich.

Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA, Dr. Peter Meyer, Maria Aljes) bearbeitete das Arbeitspaket Totholz und Struktur reifer Waldentwicklungsstadien (F2). Die Abteilung Waldnaturschutz führt u.a. im Rahmen eines langfristig angelegten Monitoringprogramms wissenschaftliche Untersuchungen in den derzeit 173 Naturwaldreservaten der Bundesländer Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein durch.

Der Schwerpunkt der Abteilung Ökologie und Ökosystemforschung des Albrecht-von-Haller-Instituts für Pflanzenwissenschaften/Universität Göttingen (Prof. Dr. Christoph Leuschner, Agnes Förster, Marco Diers) lag in der Erfassung der Funktionalen Naturnähe-Indikatoren (Arbeitspaket F2). Die Erfassung epiphytischer Moose und Flechten wurde institutsintern von Stefan Kaufmann durchgeführt.

Neben den DBU-Naturerbeflächen wurden auch Naturwaldreservate in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt in die Untersuchungen einbezogen. Im Rahmen einer Kooperationsvereinbarung wurden von den Niedersächsischen Landesforsten (NLF) Standortkartierungs- und Forsteinrichtungsdaten bereitgestellt und die daraus ausgewählten Wirtschaftswälder (ÜK- und ÜL-Bestände) für die Laufzeit des Projekts zur Verfügung gestellt.

Die Pilzinventuren wurden in einer weiteren Kooperation mit der Deutschen Gesellschaft für Mykologie e.V. (DGfM) mit einem Team von ehrenamtlichen Kartierern und beruflich tätigen Mykologen durchgeführt, so dass ein hoher Qualitätsstandard gesichert war.

2 Ergebnisse

2.1 Ergebnisse des Vorhabens

2.1.1 Arbeitspaket U1: Biodiversitäts-Monitoring, Synthese der Naturnähe-Bewertung und Verbundkoordination

2.1.1.1 Naturnähe-Monitoring

In den Untersuchungsgebieten des Naturnähe-Monitorings wurde eine Auswahl von Biodiversitätskenngrößen untersucht. Im Folgenden werden Ergebnisse der Waldbodenvegetation, xylobionten Käfer und Pilze sowie der Epiphyten beschrieben. Die ausgewählten Artengruppen eignen sich für die Bewertung der Naturnähe von Wäldern durch den Anteil an Arten mit Waldbindung, den Anteil an gefährdeten Arten aufgrund menschlicher Waldbewirtschaftung, Vorkommen von Störungszeigern und Indikatorarten (Blaschke et al. 2009, Müller et al. 2005, Schmidt et al. 2011a).

Methoden

Die Bodenvegetation (Krautschicht, bodenbewohnende Moose und Flechten, Verjüngung der Gehölze <7 cm BHD) wurde in den Jahren 2015–2016 auf jedem der 480 Probekreise auf einer Unterfläche von 100 m² erfasst. Der Erfassungszeitraum lag in der Hauptvegetationsperiode von Mai bis Juli. Getrennt nach Baum-, Strauch- und Krautschicht wurden für jede Art prozentuale Deckungsgrade und die Höhe angegeben. Der Deckungsgrad der einzelnen Moosarten wurde nicht geschätzt, sondern nur die vorkommenden Arten notiert.

Die Erfassung epiphytischer Flechten und Moose wurde auf jedem Probekreis durchgeführt. Die Epiphytenvegetation wurde auf allen Bäumen auf einer Fläche von 500 m² erfasst, wobei stehende Bäume bis zu einer Höhe von 2 m und liegendes Totholz auf der ganzen Oberfläche beprobt wurden.

Für die Erfassung xylobionter Käfer wurde eine Flugfensterfalle an einem für den Käferfang optimalen Standort pro Waldbestand installiert. Die Exposition der Fallen erfolgte bis Anfang Mai, anschließend wurden die Fallen fünfmal im Jahr, monatlich von Mai bis September/Oktober, geleert um ein möglichst breites Artenspektrum zu erfassen. Die Bestimmung der xylobionten Käferarten (inklusive fakultativ xylobionte Käfer, Altholzkäfer) erfolgt bis auf Artniveau unter Verwendung der fachüblichen Standard- und Spezialliteratur. Taxonomische Grundlage ist das „Verzeichnis der Käfer Deutschlands“ (Köhler & Klausnitzer 1998, www.colkat.de).

Die Pilzinventuren wurden auf einer festgelegten Auswahl an Probekreisen pro Waldbestand durchgeführt (Zufallsauswahl von 4 Probekreisen). Mittels einer zeitstandardisierten Begehung (vorher festgelegte Zeit pro Person, Fläche und Begehung) wurde jeder ausgewählte Probekreis jeweils 45 Minuten pro Person und Erfassungsdurchgang begangen und nach den relevanten Pilzvorkommen (reife Fruchtkörper von Großpilzen) hin visuell untersucht. Zeitgleich wurde der Gesamtbestand, in dem jeweils 4 Probekreise liegen, auf der Suche nach naturschutzfachlich relevanten bzw. gebietstypischen Arten abgegangen. Es wurden drei Erfassungsdurchgänge pro Jahr durchgeführt, jeweils im Frühjahrs- (April/Mai), Haupt- (August/September) und Spätherbstaspekt (Oktober/November). Es wurden folgende Arten erfasst: Ektomykorrhiza-Pilze, Holz- und Streuzersetzer (Basidiomycota: Agaricales, Boletales, Cantharellales, Russulales, Thelephorales und polyporoide sowie corticioide Pilze; alle

Ascomyzeten mit großen Fruchtkörpern). Die Bestimmungen erfolgten bei leicht kenntlichen Arten makroskopisch im Feld. Nicht sofort ansprechbare Arten wurden frisch und ggf. als Exsikkat detailliert mikroskopisch untersucht. Die Methode der Pilzinventur wurde zusammen mit der Deutschen Gesellschaft für Mykologie (DGfM) erarbeitet.

Weitere Einzelheiten können den Aufnahmemethoden für das Naturnähe-Monitoring in Wäldern im Projekt „Wildnis Naturerbe“ (WiNat) entnommen werden (<https://www.wildnis-naturerbe.de/>).

Ergebnisse und Diskussion

a) Bodenvegetation

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden für eine wissenschaftliche Publikation mit dem Titel „Can typical forest plant species of Central European Forests act as indicators of forest naturalness?“ aufbereitet und sollen für eine Veröffentlichung eingereicht werden.

Die hier untersuchten N-Bestände waren in der Regel durch alte Laubbaumbestände v. a. aus Buche oder Eiche geprägt (mittleres Alter 146 Jahre) und befanden sich bereits in natürlicher Entwicklung. ÜK-Bestände waren Mischbestände aus Kiefer und Laubbaumarten mit einem mittleren Alter von 112 Jahren. Ein Bestandesalter von durchschnittlich 65 Jahren hatten die Kiefernreinbestände der Kategorie ÜL. Während ÜL-Bestände die mit Abstand höchste Stammanzahl aufwiesen, waren das Bestandesvolumen und der mittlere Brusthöhendurchmesser (BHD) in N-Beständen signifikant am höchsten.

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Baumschicht eines Waldes die Zusammensetzung der Krautschichtvegetation beeinflusst, u. a. durch Veränderungen der Licht- und Nährstoffbedingungen (Messier et al. 2009). Ähnlich wie zuvor bereits in anderen Studien (Brunet et al. 1996, Schmidt 2005, Boch et al. 2013), wurden in stark vom Menschen geprägten Waldbeständen (Kategorie ÜL) eine deutlich höhere Anzahl an Arten gefunden als in Wäldern mit natürlicher Entwicklung (Kategorie N). In dieser Auswertung wurden nur Arten der Krautschicht berücksichtigt, die nicht in die Baumschicht einwachsen, d. h. bodenbewohnende Moose, krautige Pflanzen und Sträucher. Über alle Untersuchungsgebiete hinweg wurden 138 Arten gefunden, darunter 32 Moose, 88 krautige Arten und 17 Straucharten. Die mittlere Gesamtartenzahl zeigte signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien: Die Artenzahl stieg von N-Beständen mit 15,9, über ÜK mit 19,6 hin zu ÜL mit 23,1 Arten an (Tab. 3). Homogene Lichtbedingungen in den Kiefernreinbeständen führten demnach zu einer höheren Artenzahl im Vergleich zu den oft dunklen, aber auch hinsichtlich horizontaler und vertikaler Strukturen heterogeneren Buchenaltbeständen. Obwohl die nutzungsfreie Zeit der N-Bestände noch relativ kurz war (6–41 Jahre, Mittelwert 17 Jahre), war die beta-Diversität als Maß für den Unterschied in der Artenvielfalt zwischen den verschiedenen Waldkategorien in diesen Beständen am höchsten. Hier war die Zusammensetzung der Bodenvegetation demnach deutlich vielfältiger als in den Kiefernreinbeständen (Abb. 3). Auch eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) zeigte eine deutlich engere Artenzusammensetzung der ÜL-Bestände (Abb. 4, linke Seite). N-Bestände wiesen dagegen eine sehr breite Streuung hinsichtlich der Artenzusammensetzung auf, was u. a. auf die verschiedenen Hauptbaumarten Buche, Eiche und Kiefer zurückzuführen war. Signifikante Arten der NMDS waren v.a. lichtliebende Arten für ÜL-Bestände (z. B. *Dryopteris carthusiana*, *Calamagrostis epigejos*, *Rubus fruticosus*, *Pleurozium schreberi*) und eher schattenliebende, typische Waldarten in N-Beständen (z. B. *Impatiens parviflora*, *Oxalis acetosella*, *Dryopteris filix-mas*, *Mnium hornum*). Während die

Anzahl typischer Waldarten der Gruppe 1.1 (vorwiegend im geschlossenen Wald) und 1.2 (vorwiegend an Waldrändern und Waldverlichtungen) nach Schmidt et al. (2011a) nur eine Tendenz in Richtung mehr Arten in N-Beständen zeigte (Tab. 3), war der Anteil an Waldarten in diesen Beständen signifikant am höchsten (41) und in ÜL-Bestände am niedrigsten (25). Anderer Studien über den Zusammenhang von Waldbewirtschaftung und dem Vorkommen typischer Waldarten zeigten sowohl positive (z. B. Budde et al. 2011) als auch negative Effekte (z. B. Boch et al. 2013). Die geringe Störungsintensität einer naturgemäßen Waldbewirtschaftung scheint die Artenvielfalt insgesamt, aber auch die der typischen Waldarten u. a. durch Verbesserung der Lichtbedingungen oftmals zu fördern (Roberts 2004, von Oheimb & Härdtle 2009, Plue et al. 2013). Die langjährige Waldnutzung beeinflusst auch nach vielen Jahrzehnten noch die Artenzusammensetzung von nutzungsfreien Wäldern (Schmiedinger et al. 2012, Duguid & Ashton, 2013). Dennoch zeigten die hier vorgestellten Ergebnisse einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Vorkommen typischer Waldarten und Merkmalen von Old-Growth-Beständen (siehe Kapitel 2.1.2). Mithilfe einer NMDS (Abb. 4, rechte Seite) und einer Korrelationsanalyse (Tab. 4) wurde der Einfluss von spätsukzessionalen Baumarten, dimensionsstarken Beständen (d. h. hohes Volumen, große Durchmesser) sowie einer großen Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen auf den Anteil typischer Waldarten verdeutlicht. Die genannten Old-Growth-Merkmale waren charakteristisch für dunkle Buchenaltbestände. Negative Korrelationen gab es dagegen zwischen dem Waldartenanteil und dem Anteil an Kiefer in der Baumschicht.

Tab. 3: Gemittelte Artenzahlen und -anteile ($\pm$ Standardabweichung) der Waldbodenvegetation und der Waldbindungsgruppen nach Schmidt et al. (2011a) in den drei Waldkategorien. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien. Sternchen zeigen das Signifikanzniveau (***) $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

Artenreichtum	Waldkategorien			P
	N	ÜK	ÜL	
Artenanzahl Bodenvegetation	15.9 $\pm$ 10.4 ^a	19.6 $\pm$ 8.9 ^{ab}	23.1 $\pm$ 9.0 ^b	*
Anzahl Moose/Flechten	4.3 $\pm$ 2.6	5.6 $\pm$ 2.6	5.3 $\pm$ 2.0	n.s.
Anzahl krautige Arten	10.3 $\pm$ 8.8	10.8 $\pm$ 6.5	13.6 $\pm$ 7.5	n.s.
Anzahl Straucharten	1.4 $\pm$ 1.3 ^a	3.3 $\pm$ 1.6 ^b	4.2 $\pm$ 1.7 ^b	***
Anzahl typ. Waldarten (Gruppe 1)	7.1 $\pm$ 6.3	5.9 $\pm$ 5.4	6.4 $\pm$ 4.4	n.s.
Anzahl Arten Wald und Offenland (Gruppe 2)	8.5 $\pm$ 4.8 ^a	13.5 $\pm$ 4.5 ^b	16.2 $\pm$ 5.1 ^b	***
Anteil typ. Waldarten (Gruppe 1) [%]	41.2 $\pm$ 18.9 ^a	24.5 $\pm$ 15.4 ^b	25.5 $\pm$ 10.8 ^b	***
Anteil Arten Wald und Offenland (Gruppe 2) [%]	57.7 $\pm$ 19.2 ^a	73.8 $\pm$ 14.5 ^b	75.8 $\pm$ 10.8 ^b	***

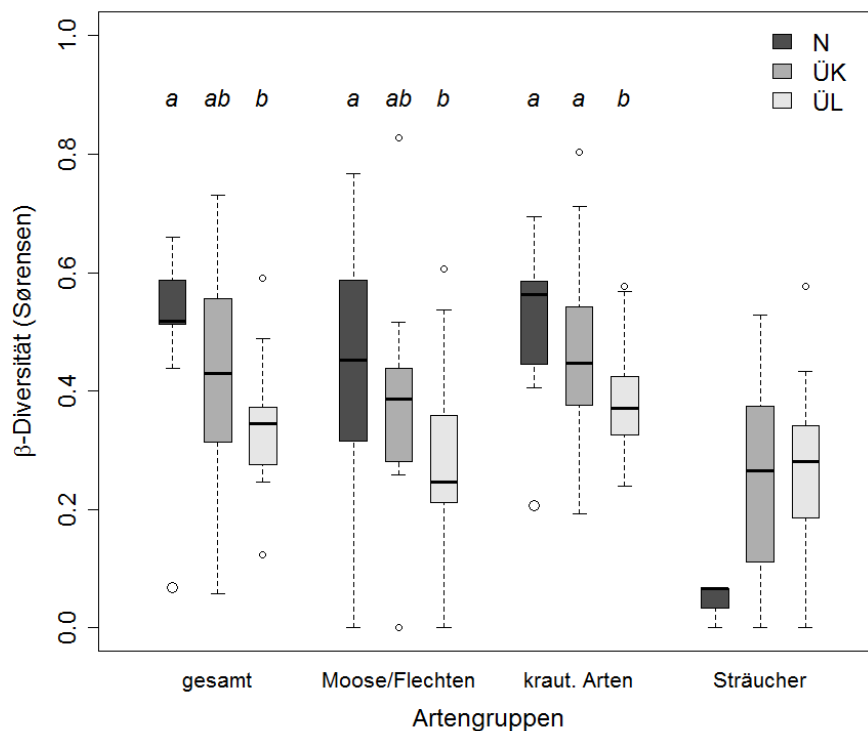


Abb. 3: β -diversity (Sørensen Dissimilarity Index) der Gesamtarten, der Moose/Flechten, der krautigen Arten und der Straucharten in den drei Waldkategorien. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien.

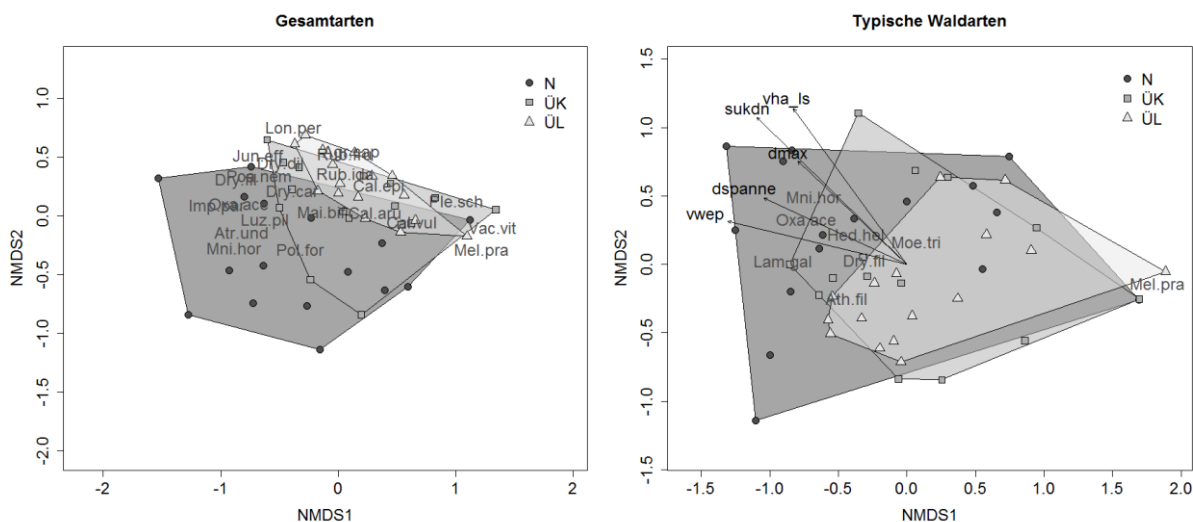


Abb. 4: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) zeigt die Zusammensetzung der Gesamtarten (links) und der typischen Waldarten der Gruppe 1 (rechts) aller 48 Vegetationsaufnahmen in den drei Waldkategorien N (Kreise), ÜK (Quadrate), ÜL (Dreiecke). Der Übersichtlichkeit halber werden nur die 25% häufigsten Arten und die 50 häufigsten typischen Waldarten mit der besten Modellanpassung angezeigt. Die Pfeile zeigen die Korrelationen zwischen den Arten und den Old-Growth-Kenngrößen (Kapitel 2.1.2) mit $P < 0.001$ und $r^2 > 0.25$. Abkürzungen: max. BHD (dmax), BHD-Spanne (dspanne), sukzessionaler Status des lebenden Bestandes (sukdn), Volumen des lebenden Bestandes (vha_Is), Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen (vwep).

Tab. 4: Korrelationsanalyse zwischen dem Anteil typischer Waldarten und Old-Growth-Kenngrößen (Kapitel 2.1.2) zusammengefasst für alle drei Waldkategorien. Nur signifikante Kenngrößen mit einer deutlichen bzw. starken Korrelation nach Pearson werden abgebildet ($p < 0.001$ ***, $\text{cor} > 0.5$).

Old-Growth-Kenngrößen	cor	P
Volumen des lebenden Bestandes pro ha	0.69	***
BHD-Spanne	0.63	***
Standardabweichung BHD	0.61	***
Max. BHD	0.59	***
Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen	0.58	***
Grundflächenanteil von Bäumen mit BHD $\geq 50\text{--}80$ cm	0.54	***
Sukzessionaler Status des lebenden Bestandes	0.52	***
Stammzahlanteil von Bäumen mit BHD $\geq 20\text{--}35$ cm	-0.54	***
Grundflächenanteil von Bäumen mit BHD $\geq 20\text{--}35$ cm	-0.55	***
Grundflächenanteil Kiefer	-0.55	***
Stammzahlanteil Kiefer	-0.59	***

Der Anteil an typischen Waldarten stellte sich im WiNat-Projekt als deutliches Kennzeichen für die N-Bestände heraus. In der Literatur finden sich diesbezüglich unterschiedliche Aussagen: Während einige Untersuchungen ebenfalls eine höhere Anzahl an typischen Waldarten in unbewirtschafteten Wäldern feststellten (von Oheimb & Härdtle 2009, Schmidt et al. 2011b), bestätigten andere Studien gegenteiliges (z. B. Boch et al. 2013). Es wurde deutlich, dass der Unterschied im Artenreichtum typischer Waldarten aufgrund der geringen nutzungsfreien Zeit in Wäldern Zentraleuropas meist sehr gering ist (Graae & Sunde 2000, Schmidt & Schmidt 2007, Brunet et al. 2010). Da die Ausbreitung typischer Waldarten viele Jahrzehnte benötigt, würde ein Vergleich zwischen bewirtschafteten Wäldern und Urwäldern wahrscheinlich deutlichere Unterschiede hervorbringen.

In einer weiteren Herangehensweise sollten mithilfe einer Differentialartenanalyse nach Tsiripidis et al. (2009) Indikatorarten für die hier untersuchten Waldbestände identifiziert werden. Dafür wurden alle Bestände durch eine Twinspan-Analyse hinsichtlich ihrer Hauptbaumarten neu gruppiert, da die Baumschicht nachweislich einen großen Einfluss auf die Bodenvegetation ausübt. Die Analyse ergab vier verschiedene Gruppen von Bestandestypen: Eichenbestände (A), Buchenbestände (B), Mischbestände aus Kiefer und Laubbaumarten (C) und Kiefernreinbestände (D). 22 positive und/oder negative Differentialarten konnten für die Bestandestypen gefunden werden (Tab. 5). Positive Differentialarten gab es für die Bestandestypen A, C und D. Dabei handelte es sich hauptsächlich um Arten, die außer in Wäldern ebenfalls einen Schwerpunkt im Offenland haben (Gruppe 2.1 nach Schmidt et al. (2011a)). Unter den Indikatorarten für Eichen- und Kiefern(misch)wälder waren auch einige typische Waldarten, mit Präferenz für halbschattige/halblichte Wälder. Für die Buchenbestände (B) konnten dagegen nur negative Differentialarten identifiziert werden. Demnach war hier nicht das Vorkommen, sondern eher die Abwesenheit von bestimmten Arten charakteristisch. Die untersuchten Buchenbestände waren zwar frei von flächendeckenden Störungen durch die Bewirtschaftung, trotzdem schien die Dauer der nutzungsfreien Zeit noch nicht auszureichen, um das Vorkommen typischer Arten geschlossener Wälder zu sichern.

Tab. 5: Mittlere Stetigkeiten der positiven (grau hinterlegt) und negativen Differentialarten der Krautschicht für vier verschiedene Bestandestypen A–D. Typische Waldarten sind fettgedruckt. Der phi-Koeffizient (ϕ) nach Chytrý et al. (2002) ist ein Maß für die Stetigkeit von Arten.

Art	Bestandestyp				ϕ
	A (Eichenbestand)	B (Buchenbestand)	C (Mischbestand Kiefer/Laubholz)	D (Kiefernbestand)	
Tri.eur	0.00	0.77		23.48	23.55
Oxa.ace			44.00	11.74	26.32
Atr.und	25.00		21.00	0.43	26.96
Dry.car	15.00	16.15	57.00		27.58
Rub.ida	5.00		43.00		28.60
Urt.dio	25.00		2.00		32.10
Cal.epi	50.00	2.31		27.39	33.92
Hyp.cup		5.38		37.83	34.24
Scl.pur	25.00	0.00	26.00	56.52	35.01
Pte.aqu	50.00	12.31	13.00		35.07
Jun.eff	35.00	6.15		5.22	36.06
Dry.dil	0.00	3.85	31.00	26.96	37.43
Cal.vul	5.00	0.00		30.87	37.61
Lon.per	0.00	0.77	28.00		37.75
Moe.tri	30.00	0.00	3.00	3.91	41.44
Rub.fru	0.00	10.00	54.00	30.43	43.82
Car.pilu	80.00	20.77	24.00		45.67
Des.fle	75.00	23.08		80.87	48.53
Poa.nem	45.00	6.15	4.00	2.17	50.53
Vac.vit	5.00	0.00	0.00	37.83	50.64
Ple.sch	5.00	0.00	2.00	59.57	66.54
Vac.myr	100.00	11.54	25.00	88.26	76.45

b) Epiphytische Moose und Flechten

In Summe konnten 32 epiphytische Flechten- und 54 Moosarten nachgewiesen werden. Es stellte sich heraus, dass die Gesamtdiversität von den N- über die ÜK- bis zu den ÜL-Flächen abnimmt, wobei die Zahl der Flechten- als auch die der Moosarten auf den N-Flächen am höchsten war (Abb. 5). Bis auf wenige Ausnahmen konnte dieses Ergebnis auch in den einzelnen Clustern nachgewiesen werden. In vier Clustern war die Epiphytendiversität der N-Flächen geringer als in den ÜK- und ÜL-Flächen.

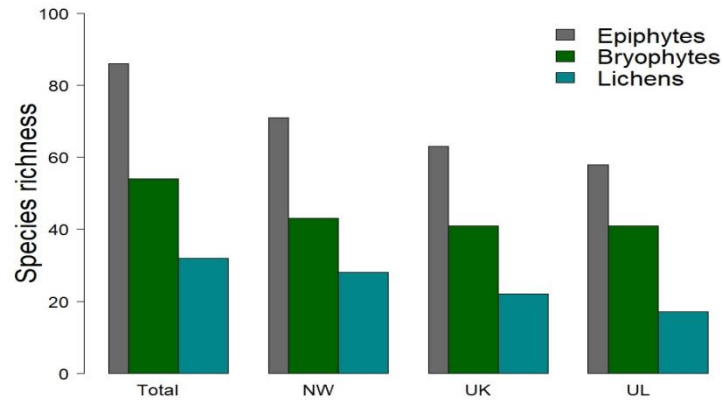


Abb. 5: Gesamtdiversität epiphytischer Moose und Flechten (alle Flächen) und Artenzahlen der einzelnen Waldkategorien (NW = N, UK = ÜK und UL = ÜL).

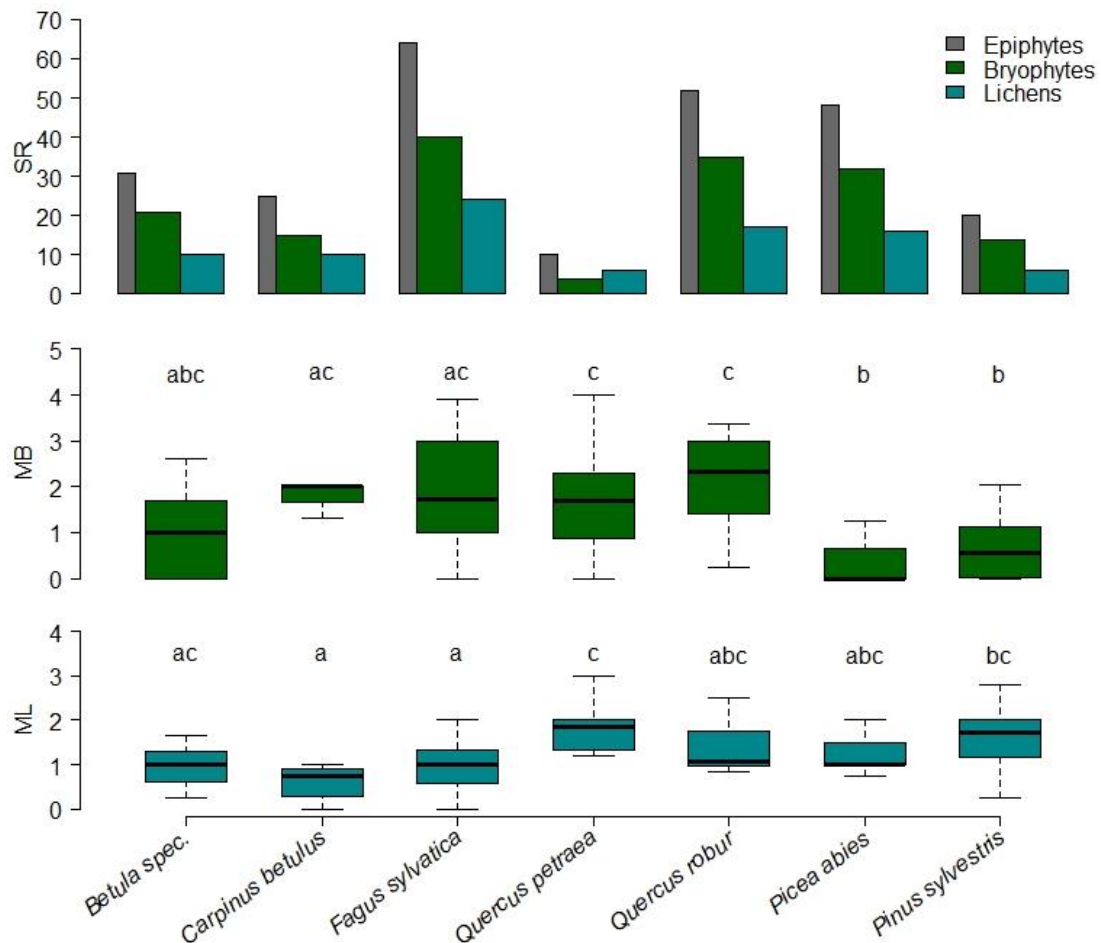


Abb. 6: Gesamtartenzahl (SR) und mittlere Anzahl epiphytischer Moose (MB) und Flechten (ML) auf den häufigsten Baumarten. *Betula spec.* = Birke, *C. betulus* = Hainbuche, *F. sylvatica* = Buche, *Q. petraea* = Traubeneiche, *Q. robur* = Stieleiche, *P. abies* = Fichte, *P. sylvestris* = Waldkiefer.

Die Baumartenzusammensetzung auf den Untersuchungsflächen hatte einen großen Einfluss auf die Epiphytenvegetation. So zeigten Laubbäume einen höheren Artenreichtum epiphytischer Flechten und Moose als Nadelbäume. Auf Buche (*Fagus sylvatica*) konnten 64 Arten

(39 Flechten und 25 Moose) nachgewiesen werden, was ungefähr 75 % der gefundenen Gesamtartenzahl darstellt. Auch die mittleren Artenzahlen epiphytischer Flechten und Moose waren auf Buche am höchsten (Abb. 6). Die meisten Baumarten treten nur als Einzelexemplare in den Buchen- und Kiefernwäldern auf; sie erhöhen durch ihre Präsenz die Gesamtartenzahl der gefundenen Epiphyten entsprechend.

Auch die Ergebnisse eines gemischten Modells bestätigen den positiven Einfluss von Laubbaumarten auf die Epiphytenvielfalt und -diversität (Tab. 6). Im Vergleich zu Laubwäldern (Broad_100, Intercept) haben höhere Anteile an Nadelbäumen (Coniferous_90, Coniferous_100) einen signifikanten negativen Effekt auf die Moosdiversität. Das Flechtenvorkommen zeigt ähnliche Reaktionen auf die Baumartenzusammensetzung: Coniferous_90 zeigt einen deutlichen, signifikant negativen Effekt.

Tab. 6: Testergebnisse (mixed model) des Effekts höherer Laubbaumanteile auf den Artenreichtum epiphytischer Moose und Flechten. Nur die festen Effekte (fixed factors) sind abgebildet. Signifikante Koeffizienten in fett gedruckt. Als Referenz (Intercept) wurde Broad_100 (= Laubbaumanteil von 100%) ausgewählt. Der Anteil an Laub- (Broad) bzw. Nadelbäumen (Coniferous) innerhalb des Bestandes wird folgendermaßen angegeben: 80 (>50–80 %), 90 (>80–90 %) und 100 (90–100 %).

Gruppe	Coefficient	Estimates	Standard error	z-value	p-value
Moose	Intercept	2.49	0.16	15.89	< 0.001
	Broad_90	0.24	0.19	1.13	0.18
	Broad_80	0.01	0.19	0.07	0.94
	Coniferous_100	-1.76	0.39	-4.49	< 0.001
	Coniferous_90	-1.10	0.20	-5.51	< 0.001
	Coniferous_80	-0.18	0.15	-1.18	0.23
Flechten	Intercept	1.95	0.16	11.81	< 0.001
	Broad_90	0.20	0.14	1.37	0.17
	Broad_80	0.02	0.23	0.10	0.91
	Coniferous_100	-0.57	0.30	-1.90	0.06
	Coniferous_90	-0.62	0.21	-2.90	< 0.001
	Coniferous_80	-0.15	0.19	-0.75	0.45

c) Xylobionte Käfer und Pilze

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden für eine wissenschaftliche Publikation mit dem Titel „Dead wood quantity and quality as an indicator for saproxylic fungi and beetle diversity in Central European Forests“ aufbereitet und sollen für eine Veröffentlichung eingereicht werden.

Die Reduzierung der Totholzmenge durch die Forstwirtschaft hat einen großen Einfluss auf die Artenvielfalt, insbesondere die der totholzbewohnenden (xylobionten) Arten (Sandström et al. 2019). Die dritte Bundeswaldinventur gibt für deutsche Wälder eine Totholzmenge mit einem Durchmesser ≥ 20 cm von 13,7 m³/ha an (BMEL 2012). In norddeutschen Buchennaturwaldreservaten gibt es dagegen ein durchschnittliches Totholvolumen von 36 m³/ha (Meyer et al. 2009). Für eine reiche Biodiversität xylobionter Arten wird ein Schwellenwert von 20–50 m³/ha angegeben (Müller & Büttler 2010). Auf den Untersuchungsflächen des WiNat-Projekts wurde eine durchschnittliche Totholzmenge von 11,6 m³/ha erfasst (Tab. 7). Das Totholzvolumen war am höchsten in Waldkategorie N mit 16,4 m³/ha und am niedrigsten in Kategorie ÜL

mit 6,9 m³/ha. Der Einfluss früherer Bewirtschaftung auf das Totholzangebot war noch deutlich spürbar. Durchforstungs- und Erntemaßnahmen zeigten auch nach Jahrzehnten einen deutlichen Effekt auf die natürliche Walddynamik. Auch in den Wäldern der Kategorie N war der genannte Schwellenwert noch nicht erreicht.

In ÜL-Beständen kam eine deutlich größere Anzahl stehender Totholzobjekte vor. Das Volumen unterschied sich im Gegensatz zum liegenden Totholz allerdings nicht signifikant zwischen den Kategorien. Die Anteile der drei Durchmesserklassen (≥ 7 –20 cm, ≥ 20 –50 cm, ≥ 50 cm) am Gesamtvolumen des stehenden und liegenden Totholzes unterschied sich signifikant zwischen den Waldkategorien (Abb. 7). In N-Beständen kam hauptsächlich durchmesserstarkes Totholz vor, während in ÜL-Beständen die geringeren Durchmesser dominierten. Die dicksten Durchmesserklassen fehlten hier vollständig. Das Totholz in der Waldkategorie N zeigte insbesondere bei den liegenden Objekten signifikant höhere Zersetzungsgrade als in Kategorie ÜL (Tab. 7).

Tab. 7: Totholzkenngrößen für alle Untersuchungsgebiete. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien an. Sternchen zeigen das Signifikanzniveau (***) $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

Totholz-Klassen		gesamt	N	ÜK	ÜL	P
Gesamt	Volumen ha ⁻¹ (m ³)	11.6 ±10.1	16.4 ±12.6 ^a	12.4 ±9.2 ^{ab}	6.0 ±4.1 ^b	**
	Stammanzahl ha ⁻¹	49.1 ±31.9	37.9 ±23.2 ^a	61.3 ±41.2 ^a	48.1 ±25.7 ^a	n.s.
	Mittlerer Zersetzungsgrad	2.8 ±0.4	2.9 ±0.4 ^a	2.8 ±0.4 ^{ab}	2.6 ±0.4 ^b	**
	Anzahl Zersetzungsgrade	4.3 ±0.7	4.1 ±0.7	4.5 ±0.6	4.1 ±0.6	n.s.
	Anzahl Baumarten	3.1 ±1.8	3.3 ±1.3 ^a	3.8 ±2.3 ^a	2.3 ±1.2 ^b	**
	Anzahl Durchmesserklassen	2.4 ±0.5	2.6 ±0.5 ^a	2.4 ±0.5 ^a	2.1 ±0.3 ^b	**
Stehend (≥ 7 cm)	Volumen ha ⁻¹ (m ³)	4.3 ±3.7	6.2 ±5.1 ^a	3.8 ±2.8 ^{ab}	2.8 ±1.9 ^b	*
	Stammanzahl ha ⁻¹	20.4 ±18.4	12.5 ±10.3 ^a	17.0 ±11.8 ^a	31.6 ±24.5 ^b	*
	Anteil (Volumen) [%]	43 ±26	38 ±24 ^a	36 ±23 ^a	54 ±28 ^a	n.s.
	Anteil (Stammanzahl) [%]	42 ±25	33 ±21 ^a	31 ±19 ^a	62 ±24 ^b	***
	Mittlerer Zersetzungsgrad	2.3 ±0.3	2.4 ±0.4	2.3 ±0.3	2.3 ±0.3	n.s.
	Anzahl Zersetzungsgrade	2.7 ±0.9	2.4 ±0.8	2.8 ±1.0	2.8 ±0.7	n.s.
	Anzahl Baumarten	2.5 ±1.5	2.4 ±1.2 ^{ab}	3.2 ±1.9 ^b	1.8 ±1.0 ^a	**
	Anzahl Durchmesserklassen	2.1 ±0.6	2.2 ±0.8	2.1 ±0.5	1.9 ±0.3	n.s.
Liegend (≥ 20 cm)	Volumen ha ⁻¹ (m ³)	7.3 ±7.6	10.2 ±9.1 ^a	8.5 ±7.5 ^{ab}	3.2 ±3.8 ^b	*
	Stammanzahl ha ⁻¹	28.8 ±27.3	25.4 ±20.0 ^{ab}	44.3 ±36.7 ^a	16.6 ±27.3 ^b	**
	Anteil (Volumen) [%]	57 ±26	62 ±24 ^a	64 ±23 ^a	46 ±26 ^a	n.s.
	Anteil (Stammanzahl) [%]	58 ±25	67 ±21 ^a	69 ±19 ^a	38 ±25 ^b	***
	Mittlerer Zersetzungsgrad	3.0 ±0.5	3.2 ±0.4 ^a	3.0 ±0.5 ^{ab}	2.8 ±0.5 ^b	**
	Anzahl Zersetzungsgrade	3.9 ±0.8	3.7 ±0.9	4.1 ±0.6	3.8 ±0.8	n.s.
	Anzahl Baumarten	2.5 ±1.5	2.8 ±1.0 ^a	2.9 ±2.0 ^a	1.8 ±1.5 ^b	**
	Anzahl Durchmesserklassen	1.4 ±0.5	1.8 ±0.4 ^a	1.4 ±0.5 ^a	1.1 ±0.5 ^b	**

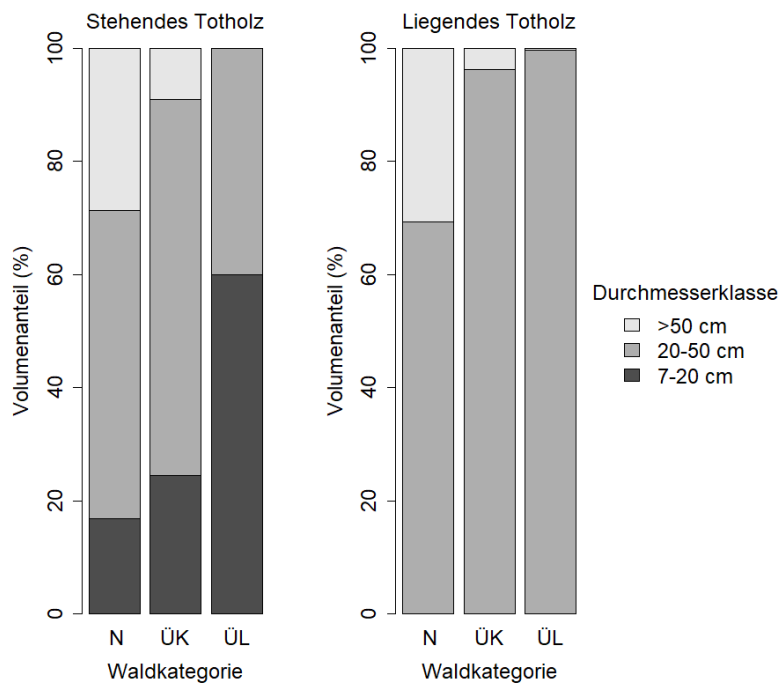


Abb. 7: Anteile der Durchmesserklassen am Gesamtvolumen bei stehendem und liegendem Totholz der Waldkategorien N, ÜK, ÜL.

Die Totholzmenge bzw. die Struktur des Totholzes stellen aufgrund großer Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern einen geeigneten und häufig verwendeten Indikator für die Naturnähe dar (Winter 2005, Kunttu et al. 2015). Des Weiteren kann auch das Vorkommen von totholzbewohnenden Arten wie z. B. xylobionte Pilze und Käfer zur Bewertung herangezogen werden (Müller et al. 2005, Blaschke et al. 2009).

Tab. 8: Anzahl Pilz- und Käferarten in allen Beständen und in den Waldkategorien.

Artengruppe		gesamt	N	ÜK	ÜL
Pilze	Arten gesamt	1.503	1033	950	846
	Xylobionte Arten	762	538	516	469
	Naturnähezeiger (Blaschke et al. 2009)	17	14	8	7
Käfer	Arten gesamt	803	547	510	476
	Xylobionte Arten	472	349	330	299
	Urwaldrelikt-Arten (Müller et al. 2005)	6	2	4	4

Insgesamt wurden auf den Untersuchungsflächen 1.503 Pilzarten und 803 Käferarten gefunden, darunter 762 bzw. 472 xylobionte Arten (Tab. 8). Für beide Artengruppen nahm sowohl die Gesamtartenzahl als auch die Anzahl xylobionter Arten von Kategorie N über ÜK hin zu ÜL ab (Abb. 8, Abb. 9). Über alle Untersuchungsgebiete hinweg wurden 17 Naturnähezeiger nach Blaschke et al. (2009) gefunden. In N-Beständen waren es ungefähr doppelt so viele wie in den anderen Kategorien. Sechs Urwaldrelikt-Arten nach Müller et al. (2005) konnten in den Untersuchungsgebieten nachgewiesen werden. In den Kategorien ÜK und ÜL waren diese

Arten doppelt so häufig wie in den Laubwäldern der Kategorie N.

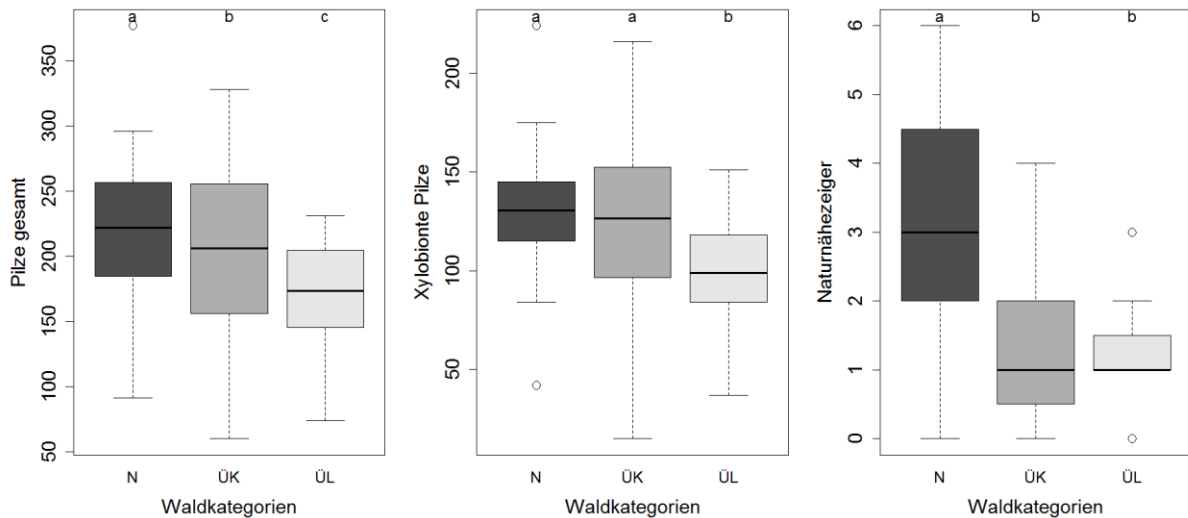


Abb. 8: Mittlere Artenzahl aller vorkommender Pilze, xylobionter Arten und Naturnähezeiger nach Blaschke et al. (2009) in den drei Waldkategorien. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien an.

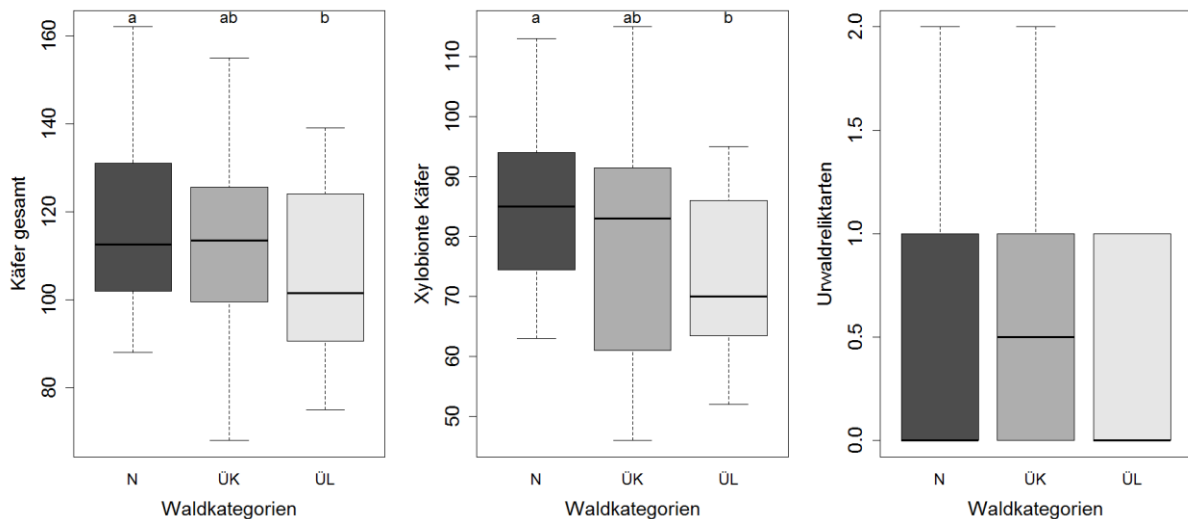


Abb. 9: Mittlere Artenzahl aller vorkommender Käfer, xylobionter Arten und Urwaldrelikt-Arten nach Müller et al. (2005) in den drei Waldkategorien. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien an.

Verschiedene Studien bestätigen eine Zunahme xylobionter Arten mit steigender Totholzmenge. Auch Abb. 10 zeigt einen signifikanten positiven Zusammenhang mit der Anzahl xylobionter Pilzarten und der Totholzmenge (sowohl Volumen als auch Anzahl Totholzstämme). Für xylobionte Käfer war der Zusammenhang nicht so deutlich ausgeprägt. Allerdings reichen Angaben über die reine Totholzmenge nicht aus, um die Biodiversität xylobionter Arten zu erklären. Auch eine damit einhergehende hohe Diversität der Totholzstruktur wie Baumartenvielfalt und eine breite Spanne an Durchmesserklassen und Zersetzungsgraden sind entscheidend (Heilmann-Clausen & Christensen 2004, Brin et al. 2011, Abrego et al. 2017). In einer Korrelationsanalyse wurden weitere Zusammenhänge zwischen den Indikatorarten und

verschiedenen Totholz-, Bestandes- und Umweltparametern deutlich (Abb. 10, Tab. 9). Die Naturnähe anzeigenden Pilze korrelierten vor allem mit einem hohen Totholzvolumen, einer großen Variabilität des Totholzes hinsichtlich Baumarten und Durchmesserklassen und fortgeschrittenen Zersetzungsgraden. Außerdem spielten ein hoher Kronenschlussgrad, ein hohes Bestandesalter und eine möglichst lange Zeitdauer seit der Nutzungsaufgabe eine bedeutende Rolle. Aufgrund der geringen Funde von Urwaldreliktarten wurde die Korrelationsanalyse bei den Käfern anhand der xylobionten Arten durchgeführt: Hier zeigten sich die stärksten Korrelationen bei einer hohen Variabilität der vorkommenden Totholzbaumarten. Hohe Zersetzungsgrade des liegenden Totholzes hatten ebenfalls einen positiven Effekt auf das Vorkommen xylobionter Arten, genauso wie das Bestandesalter und die Zeit seit Nutzungsaufgabe.

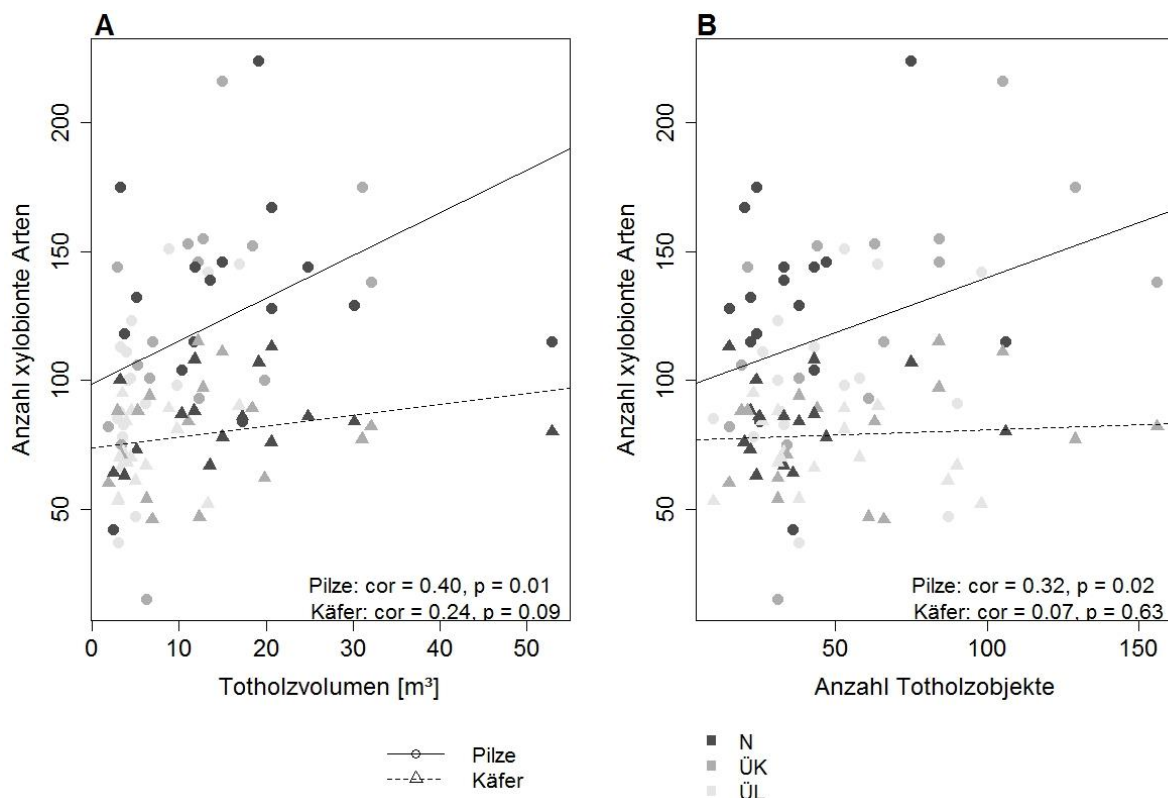


Abb. 10: Korrelation zwischen Anzahl xylobionter Pilze (Kreise) und Käfer (Dreiecke) und dem A) Totholzvolumen bzw. B) der Anzahl an Totholzstämmen in den drei Waldkategorien. Korrelationskoeffizient nach Pearson: $\text{cor } 0,0\text{--}0,2$ keine oder geringe Korrelation, $\text{cor} > 0,2\text{--}0,5$ mittlere K., $\text{cor} > 0,5\text{--}0,8$ deutliche K., $\text{cor} > 0,8$ starke bis perfekte Korrelation.

Die Untersuchungsbestände der Kategorie N stellten bereits relativ gute Bedingungen für naturnähezeigende Pilze bereit. Die Menge und Struktur des Totholzes in Verbindung mit einem dunklen, eher feuchten Bestandesklima führten zu einem Vorkommen von insgesamt 14 Arten in den Buchenbeständen. Die Urwaldrelikt-Arten der Käfer reagierten dagegen nicht sichtbar auf die höheren Totholzmengen in den N-Beständen, wohl aber auf eine hohe Diversität der Totholzbaumarten. Viele xylobionte Käfer bevorzugten sonnenexponierte Totholzstämmen, die eher in den lichtereren Beständen der Kategorien ÜK und ÜL vorkommen (Bouget et al. 2013). Außerdem waren Urwaldrelikt-Arten nachweislich auf Old-Growth-Strukturen und eine lange Habitattradition angewiesen (Müller et al. 2005); dies war in den Untersuchungsbeständen noch nicht ausreichend gegeben.

Tab. 9: Korrelationsanalyse zwischen Totholz-, Umwelt- und Bestandesparametern und Indikatorarten der Pilze (Naturnähezeiger nach Blaschke et al. (2009)) und xylobionten Käfer für alle drei Waldkategorien gemeinsam. Korrelationskoeffizient nach Pearson: cor 0,0–0,2 keine oder geringe Korrelation, cor > 0,2–0,5 mittlere K., cor > 0,5–0,8 deutliche K., cor > 0,8 starke bis perfekte K. Sternchen zeigen das Signifikanzniveau der Korrelation (** P < 0,001, * P < 0,01, * P < 0,05, n.s. nicht signifikant).

Totholzparameter	Pilze (Naturnähezeiger)	Xylobionte Käfer
Totholzvolumen gesamt	0,45***	0,24
Totholzvolumen stehend	0,37*	0,20
Totholzvolumen liegend	0,41**	0,23
Anzahl Baumarten gesamt	0,39**	0,48***
Anzahl Baumarten stehend	0,40**	0,48***
Anzahl Baumarten liegend	0,31*	0,33*
Anzahl Durchmesserklassen gesamt	0,36*	0,22
Anzahl Durchmesserklassen stehend	0,27	0,22
Anzahl Durchmesserklassen liegend	0,49***	0,16
Zersetzungsgrad gesamt	0,35**	0,26
Zersetzungsgrad stehend	0,38**	0,07
Zersetzungsgrad liegend	0,36**	0,34*
Anzahl Zersetzungsgrade gesamt	0,09	0,28*
Anzahl Zersetzungsgrade stehend	0,11	0,11
Anzahl Zersetzungsgrade liegend	0,14	0,23
Umwelt- und Bestandesparameter		
Mittlere Temperatur	-0,25	0,17
Jahresniederschlag	0,08	0,27
Kontinentalität	-0,30*	-0,33*
Höhe über NN	-0,09	0,06
Kronendeckungsgrad	0,53***	0,27
Bestandesalter	0,43**	0,31*
Zeit seit Nutzungsaufgabe	0,48***	0,34*

Fazit

Die Datenauswertungen zeigen, dass die Naturnähebewertung anhand von Biodiversitätskenngrößen wie walddtypischen und xylobionten Arten schwierig ist. Zum einen fehlen meist Referenzdaten aus Urwäldern um die Ergebnisse vollständig bewerten zu können. Zum anderen ist die Erfassung der spezialisierten Arten v.a. in der Gruppe der Pilze und Käfer sehr aufwendig. Die Erfassung der Waldstruktur ist dagegen praktikabel und wird daher häufiger für die Naturnähebewertung herangezogen. Die Einschätzung Waldstruktur sollte daher die Basis jeder Naturnähebewertung sein. Das Vorkommen typischer Waldpflanzenarten sowie xylobionter Arten sollte jedoch bei der Beurteilung von Wäldern nicht außer Acht gelassen, sondern als Ergänzung herangezogen werden. In der über viele Jahrhunderte stark vom Menschen beeinflussten Waldlandschaft Mitteleuropas ist die Naturnähebewertung aufgrund

fehlender Referenzen oftmals schwierig und nicht an einzelnen Kenngrößen feststellbar. Die Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung sind auch nach langer Zeit noch nachweisbar. Nutzungsfreie Buchenwälder zeigen erst nach einigen Jahrzehnten eine hohe strukturelle Heterogenität, die sich deutlich von bewirtschafteten Wäldern unterscheidet (Burrascano et al. 2018). Man geht davon aus, dass Veränderungen der Waldstruktur schneller ablaufen als Veränderungen der Artendiversität. Die Entwicklung einer naturnahen Artenausstattung nimmt also noch einmal mehr Zeit in Anspruch, da naturnahe Waldstrukturen, wie z. B. eine hohe Totholzquantität und -qualität, die Grundlage für eine naturnahe Artenzusammensetzung der Pflanzen, Pilze und Käfer darstellt.

2.1.1.2 Experiment zur Waldrenaturierung

Auch auf den Experimentflächen wurden die bereits im Kapitel 15 beschriebenen Biodiversitätsdaten erhoben. Die Kartierungen der Vegetation, Pilze und Käfer fanden auf allen Probestreifen der vier Behandlungsvarianten statt. Vor Maßnahmenumsetzung wurde der Ausgangszustand in einer Nullaufnahme im Jahr 2015 erfasst, in den zwei darauffolgenden Jahren (2016, 2017) fanden Wiederholungsaufnahmen statt. Die vier Behandlungsvarianten wurden in Kapitel 1.3 kurz beschrieben. Weitere Einzelheiten können der Methodenbeschreibung zur Waldrenaturierung von Kiefernreinbeständen im Projekt „Wildnis Naturerbe entnommen werden (<https://www.wildnis-naturerbe.de/>).

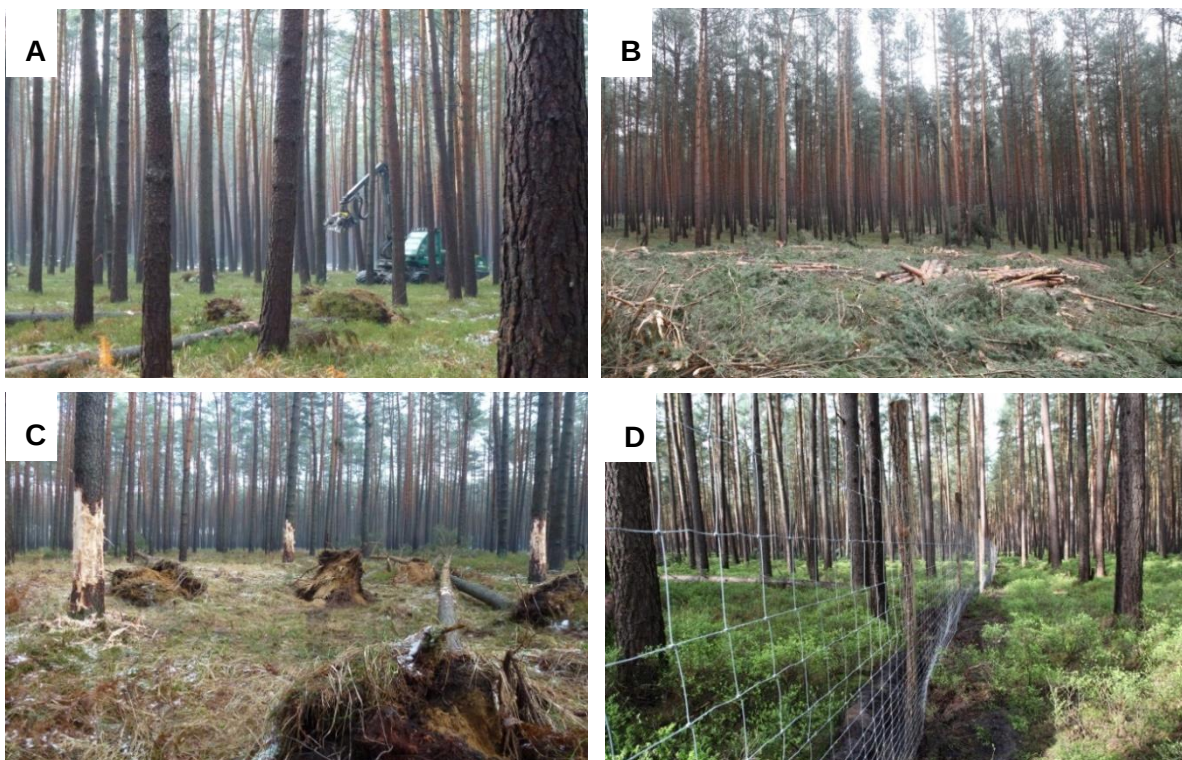


Abb. 11: Dokumentation der Behandlungsvariantenumsetzung. A) Harvester bei der Maßnahmenumsetzung, B) Bestandeslücke in Variante 1, Holzernte, C) Bestandesbild nach Umwerfen und Ringeln der Bäume in Variante 2 bzw. 3, D) Zaantrasse (Fotos A, C, D: DBU Naturerbe GmbH, Foto B: M. Kunze/Bundesforstbetrieb Westbrandenburg).

Ergebnisse und Diskussion

a) Waldstruktur

Anhand digitaler Bestandeskarten werden die Veränderungen aufgrund der durchgeführten Behandlungsmaßnahmen der Varianten 1–3 veranschaulicht (Abb. 12).

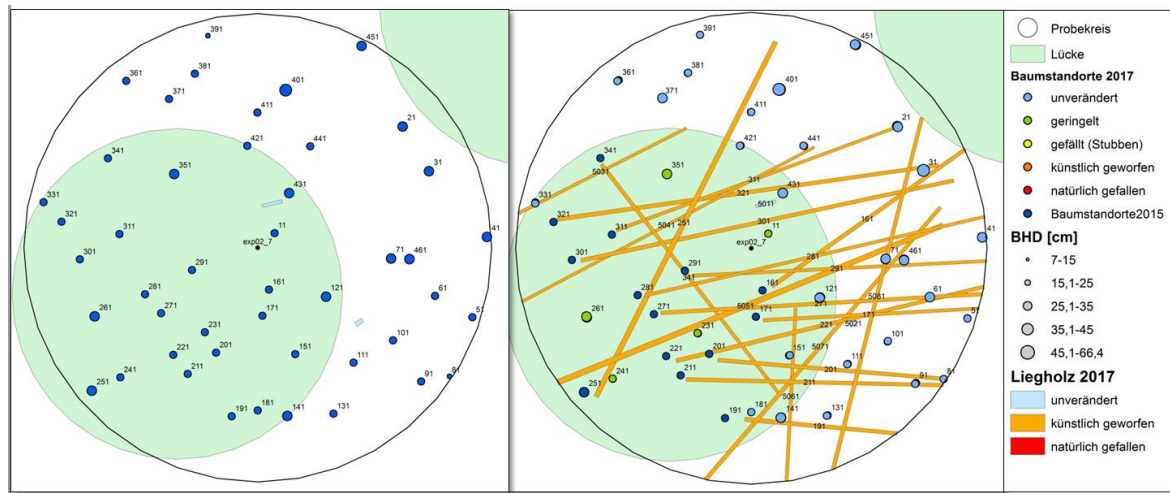


Abb. 12: Waldstrukturaufnahme im Renaturierungsexperiment (Variante 2: Totholzanreicherung in Lücken) aus den Jahren 2015 (links) und 2017 (rechts).

Im Renaturierungsexperiment wurden im Jahr 2015 insgesamt 9.079 stehende Bäume kartiert. Die Wiederholungsinventur aus dem Jahr 2017 zeigte, dass im Zuge der Maßnahmenumsetzung innerhalb der Probekreise 526 Bäume umgeworfen und 426 gefällt und geerntet wurden, sodass insgesamt 8.108 Bäume im stehenden Bestand verblieben. In den Varianten 1 bis 3 wurde rund 20 % des Baumbestands auf den Probekreisen behandelt, was etwa der Auflichtungsrate einer üblichen Durchforstung bzw. Erntemaßnahme entspricht. Die Auflichtung ohne Holzentnahme führte in den Varianten 2 und 3 zu einem signifikanten Anstieg der Totholzmenge (Abb. 11). Der leichte Anstieg in den Varianten 1 und 4 war auf den Zaunbau, wofür auch einige Bäume gefällt werden mussten, und auf Windwürfe zurückzuführen. In den beiden Varianten mit aktiver Totholzanreicherung stieg die Totholzmenge von durchschnittlich ca. 2,5 m³ auf knapp 50 m³. Diese Menge entspricht dem von Müller & Bütler (2010) angegebenen Schwellenwert für eine reiche Biodiversität xylobionter Arten. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass durch die Maßnahmen ein sehr homogenes Totholzangebot hinsichtlich Dimensionen, Baumarten und Zersetzungsgrad geschaffen wurde. Untersuchungen im Rahmen des Naturnähe-Monitorings zeigten aber, dass gerade ein vielfältiges Totholzangebot den Artenreichtum fördert (siehe Kapitel 2.1.1.1 c) Xylobionte Käfer und Pilze).

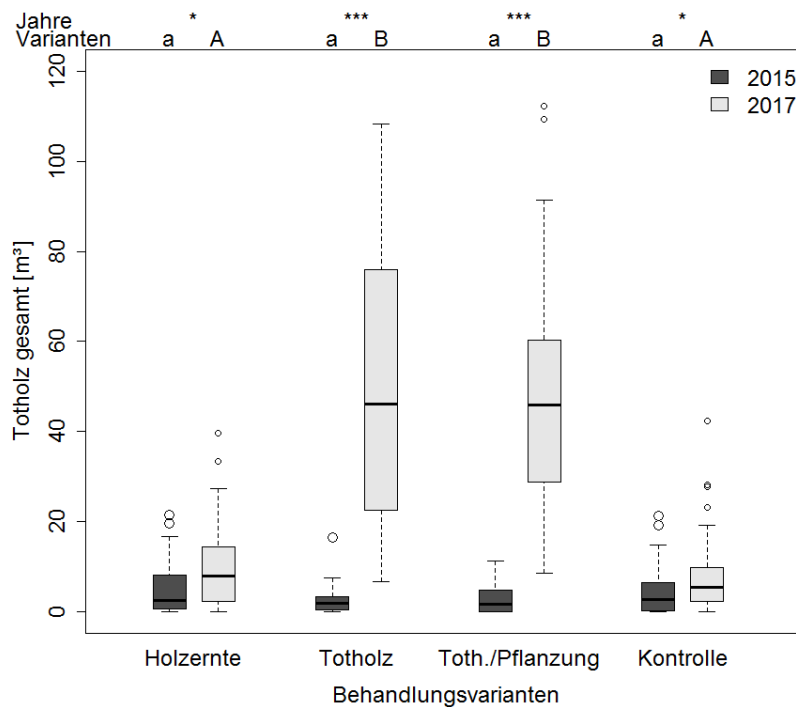


Abb. 13: Vergleich des Totholzvolumens in den Jahren 2015 (Nullaufnahme) und 2017 (Wiederholung nach Maßnahmenumsetzung) in allen vier Behandlungsvarianten. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den behandlungsvarianten an ($P < 0.001$). Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmejahren ($*** P < 0.001$, $** P < 0.01$, $* P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

b) Krautschichtvegetation

Hinsichtlich der Gesamtartenzahl der Waldbodenvegetation (waren Moose/Flechten, krautige Arten und Verjüngung von Gehölzen und Sträuchern) sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren vor und nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen zu erkennen (Abb. 14, links). In Variante 4 war ein leichter Abfall der Artenzahlen zu erkennen. Insgesamt wurden dort weniger Arten erhoben als in den Varianten 1–3, das gilt auch für die Nullaufnahme in 2015. Betrachtet man ausschließlich die Artenzahlen der Gehölzverjüngung, so werden signifikante Unterschiede deutlich (Abb. 14, rechts). Nach Maßnahmenumsetzung kam es in den Behandlungsvarianten 2 und 3 zu einem signifikanten Anstieg der Artenzahlen. Auch in den Varianten 1 und 4 war ein Trend hin zu mehr Arten erkennbar. Da die höheren Artenzahlen nicht ausschließlich in Variante 3 mit aktiver Pflanzung erkennbar waren, kann davon ausgegangen werden, dass es sich um einen Effekt der Auflichtung durch Anlegen der Lücken handelte. Die besseren Lichtbedingungen und v.a. die Bodenverwundungen durch das Umschubsen der Bäume in den Varianten 2 und 3 förderten Lichtarten und Rohbodenkeimer wie die Kiefer. In Variante 4 war der leichte Anstieg der Gehölzarten durch den Zaunbau erklärbar. Auch hier mussten für das Anlegen des Zaunes einige Bäume gefällt und Abtransportiert werden, was ebenfalls zu leichten Veränderungen der o. g. Wuchsbedingungen geführt haben könnte. Wie durch zahlreiche Studien gezeigt wurde, sinkt die Gesamtanzahl an Pflanzenarten mit zunehmender Naturnähe v.a. aufgrund der schlechteren Lichtbedingungen (Schmidt 2005, Boch et al. 2013). Die Anzahl an spezialisierten, typischen Waldarten mit geringerem Lichtbedarf steigt dagegen an. Durch das Anlegen der Lücken im Renaturierungsexperiment wurden vor allem Generalisten gefördert. Im Laufe der Jahrzehnte mit zunehmender Entwicklung der

ehemaligen Kiefernreinbestände hin zu strukturreichen Laub(misch)wäldern werden sich vermutlich vermehrt typischen Waldarten ansiedeln.

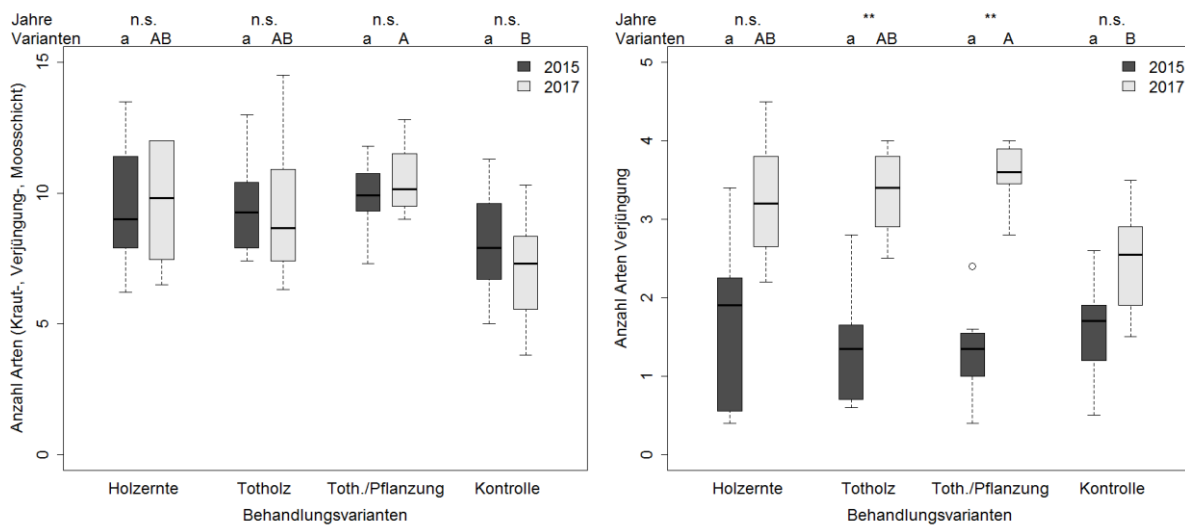


Abb. 14: Gesamtanzahl der Pflanzenarten (links) und Artenanzahl der Verjüngungspflanzen (rechts) im Renaturierungsexperiment der Jahre 2015 (Nullaufnahme) und 2017 (Wiederholung nach Maßnahmenumsetzung) in allen vier Behandlungsvarianten. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den behandlungsvarianten an ($P < 0.001$). Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmejahren (** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

c) Pilze

Während der über drei Jahre laufenden Pilzinventur (Nullaufnahme 2015, Wiederholungsinventuren 2016 und 2017, insg. neun Durchgänge) wurden auf den Experimentflächen insgesamt 371 Arten erfasst (Gesamtanzahl an Pilzfunden: 6.699). Bei 230 Arten handelt es sich um Xylobionte (4.014 Funde). Als Arten der Roten Liste Deutschlands konnten *Cortinarius tubarius* (Kat. 2), *Russula claroflava* und *Tricholoma albobrunneum* (beide Kat. 3) nachgewiesen werden. Außerdem wurden folgende Naturnähezeiger nach Blaschke et al. (2009) gefunden: *Flammulaster muricatus*, *Fomes fomentarius* und *Gloeoporus dichrous*. Alle drei Arten kamen auch schon vor Maßnahmenumsetzung in dem Gebiet vor. Für vier Arten gelang im Rahmen der Inventur erstmals ein Nachweis in Brandenburg. Auf den Schnittflächen und Stämmen der gefälltten und umgeworfenen Kiefern kamen vermehrt *Phlebiopsis gigantea* sowie *Trichaptum abietinum* und *T. hollii* als Erstbesiedler auf. Außerdem wurden innerhalb der Lücken der Variante 1 verschiedene Bodenpilze kartiert.

Bei den Wiederholungsinventuren nach der Maßnahmenumsetzung konnten bislang noch keine signifikanten Unterschiede im Pilzvorkommen beobachtet werden (Abb. 15). Die Trockenheit der Jahre 2015 und 2016 führte trotz Totholzanreicherung zu einer Abnahme des Gesamtpilzaufkommens. Ein Anstieg der Pilzarten wird erst in den kommenden Jahren erwartet.

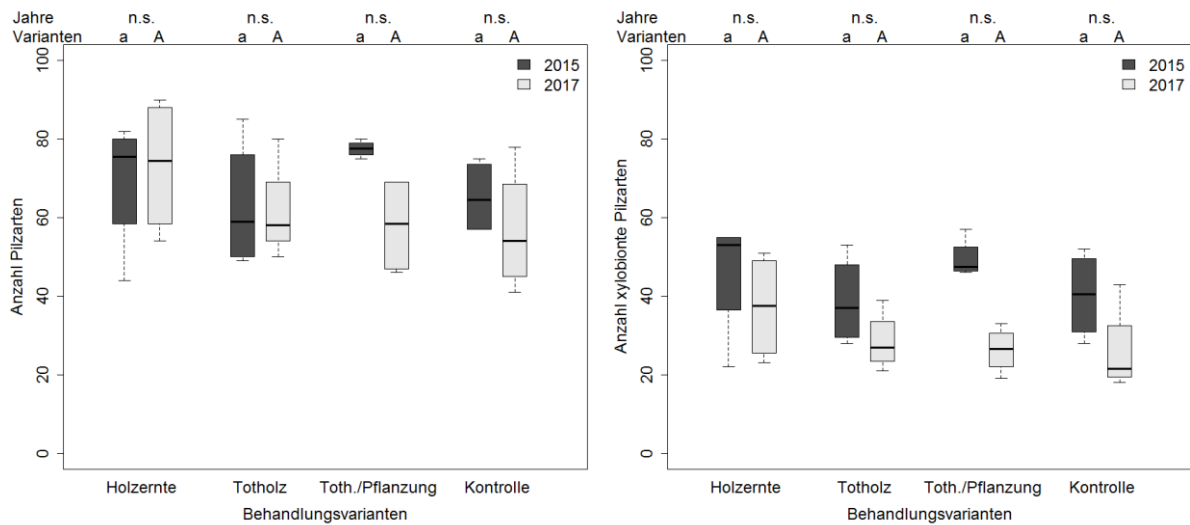


Abb. 15: Gesamtanzahl der Pilzarten (links) und Anzahl xylobionter Pilzarten (rechts) im Renaturierungsexperiment der Jahre 2015 (Nullaufnahme) und 2017 (Wiederholung nach Maßnahmenumsetzung) in allen vier Behandlungsvarianten. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den behandlungsvarianten an ($P < 0.001$). Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmejahren (** $P < 0.001$, * $P < 0.01$, * $P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

d) Xylobionte Käfer

In den Jahren 2015 bis 2017 wurden auf den Flächen des Experiments 32.213 Einzelindividuen aus 348 Arten bestimmt; davon sind 28.842 Individuen bzw. 169 Arten den xylobionten Käfern zuzuordnen (vgl. Köhler 2000). Die ökologische Gilde der Rinden- und Saftkäfer machten hierbei den größten Anteil der xylobionten Käfer aus (Zugehörigkeit der gefundenen xylobionten Käfer zu den ökologischen Gilden: 43 % Rinden/Saft, 16 % Holz, 11 % Nest/Mulm, 8 % Pilze). Bei der Interpretation dieser Ergebnisse muss beachtet werden, dass diese sehr mobilen Arten besonders häufig in hier verwendeten Flugfallen gefangen werden, da sie durch Alkohol angelockt werden, der sowohl bei der Gärung von Baumsäften entsteht als auch einen Großteil der Konservierungsflüssigkeit (i.d.R. 40 % Ethanol) ausmacht (Köhler 2012).

Die Anzahl an (xylobionten) Käferarten zeigte einen leichten Anstieg zwischen den Jahren 2015 und 2017 in allen Behandlungsvarianten; diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Abb. 16). Auch in der Kontrollvariante war ein Anstieg erkennbar, allerdings mit geringerer Streuung. Dies könnte eher auf gute Witterungsbedingungen für Käfer hinweisen als auf einen Effekt der Maßnahmen. Die kommenden Jahre werden zeigen, ob xylobionte Käferarten durch die Totholzanreicherung begünstigt werden.

Im Jahr 2015 wurden zwei Exemplare der Urwaldreliktart: *Mycetophagus decempunctatus* gefunden, eine Art die Holzpilze und pilzbefallenes Holz als Habitat nutzt. Beide Exemplare wurden an aufeinanderfolgenden Fallenleerungen auf der gleichen Fläche gefunden, nach der Maßnahmenumsetzung jedoch nicht mehr. Aufgrund der geringen Individuenanzahl ist es nicht ungewöhnlich, dass diese Art in den Wiederholungsinventuren nicht erneut gefunden wurde. Es kann angenommen werden, dass die Art in den nächsten Jahren mit fortschreitender Pilzzersetzung des Holzes wieder vermehrt vorkommen wird.

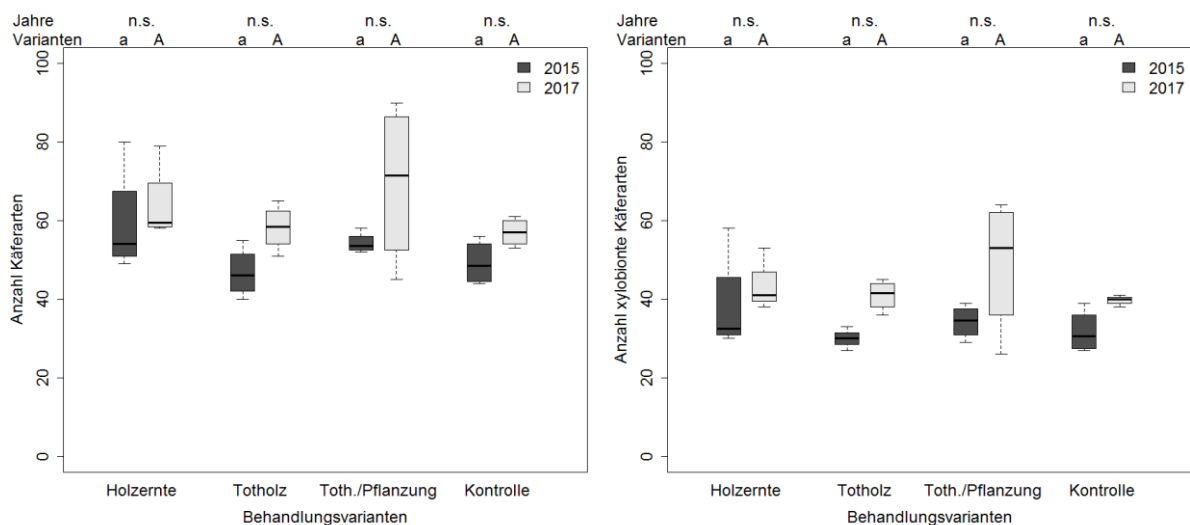


Abb. 16: Gesamtanzahl der Käferarten (links) und Anzahl xylobionter Käferarten (rechts) im Renaturierungsexperiment der Jahre 2015 (Nullaufnahme) und 2017 (Wiederholung nach Maßnahmenumsetzung) in allen vier Behandlungsvarianten. Verschiedene Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den behandlungsvarianten an ($P < 0.001$). Sternchen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmejahren (** $P < 0.001$, * $P < 0.01$, * $P < 0.05$, n.s. nicht signifikant).

Fazit

Die natürliche Waldentwicklung auf 5 % der Waldfläche Deutschlands als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) stellt auch die Frage nach dem Management geeigneter Flächen. Sollen diese Wälder sich selbst überlassen werden, was bedeutet, dass sich ein mittelalter Kiefernreinbestand erst in vielen hundert Jahren zu einem im besten Fall naturnahen Buchenbestand entwickeln wird – wie es in den meisten Gebieten Deutschlands als potentiell natürliche Waldgesellschaft angenommen wird? Oder sollte man aktiv eingreifen und damit eine Initialzündung schaffen um die Entwicklung hin zu naturnahen, strukturreichen Wäldern zu beschleunigen? Das Renaturierungsexperiment des WiNat-Projekts kann dabei helfen, diese Fragen zu beantworten.

Auf Totholz angewiesene Pilze und Käfer zeigten in den zwei Jahren nach der Maßnahmenumsetzung noch keine deutlichen Veränderungen der Artenzusammensetzung und des Artenreichtums. Vielmehr bewirkten die jährlichen Witterungsschwankungen leichte Unterschiede bei der Pilz- und Käferdiversität. Positive Entwicklungen waren dagegen bei den jungen Gehölzpflanzen zu erkennen. Maschineneinsatz und Baumfällungen haben zu besseren Lichtbedingungen und zu Bodenverwundungen geführt. Vor allem lichtliebende Arten (zum Beispiel Pionierbaumarten wie die Birke) und Rohbodenkeimer (zum Beispiel Kiefer) wurden dadurch gefördert. Auch der Ausschluss des Wildes auf den gezäunten Flächen führte zu einem verbesserten Wachstum der Naturverjüngung. Durch die aktive Totholzanreicherung stieg die Totholzmenge deutlich an.

Berechnungen mit dem im Projekt entwickelten Old-Growth-Indikator (Kapitel 2.1.2.1) zeigten, dass die Maßnahmen nicht zu einer Annäherung der Naturnähe an alte Wälder geführt haben, da es nach wie vor keine Überlappung mit den im Urwald gefundenen Totholzmenen und der Zersetzungsgradverteilung gibt. Außerdem wurde die Dichte des Baumbestandes durch die Maßnahmen stark abgesenkt. Durch die Maßnahmenumsetzung in einem gleichförmigen Kiefernreinbestand wurde ein sehr homogenes Totholzangebot hinsichtlich Baumdimensionen, -

arten und Zersetzungsgrad geschaffen, das von demjenigen in Urwäldern stark abweicht. Es ist jedoch ein vielfältiges Totholzangebot erforderlich, um den Artenreichtum zu fördern (Heilmann-Clausen & Christensen 2004; Brin et al. 2011). Um eine solche Vielfalt zu erreichen, müsste Totholz unterschiedlicher Ausformung über einen längeren Zeitraum bereitgestellt werden. Wie sich Maßnahmen langfristig auf die Waldstruktur und die Biodiversität auswirken, wird sich in den kommenden Jahren und Jahrzehnten zeigen.

2.1.2 Arbeitspaket F1: Totholz und Struktur reifer Waldentwicklungsstadien

2.1.2.1 Old-Growth-Indikator der Waldstruktur

Im Teilvorhaben F1 stand die Entwicklung eines praxisreifen Verfahrens für das Monitoring und die Bewertung von Strukturen reifer Waldentwicklungsstadien als Bestandteil einer umfassenden Naturnähebewertung von Wäldern im Vordergrund. Daher konzentrierte sich die Auswertung auf die Reifemerkmale von sog. Old-Growth-Wäldern (Wirth et al. 2009). Die Entwicklung eines quantitativen Naturnäheindikators stößt auf die Schwierigkeit, dass in Zentraleuropa Referenzbestände maximaler Naturnähe, d. h. forstlich nicht bewirtschaftete Urwälder, kaum noch vorhanden sind. Vergleichsstudien zwischen bewirtschafteten und seit einer begrenzten Zeit aus der Bewirtschaftung entlassenen Wäldern sind offenbar kein geeigneter Ersatz für den Vergleich mit echten Urwäldern, da der Zeitraum der Nicht-Bewirtschaftung zu kurz ist (vgl. Meyer et al. 2004). Dies zeigen die inkonsistenten Resultate aktueller Vergleichsstudien (vgl. Paillet et al. 2010, Dieler et al. 2017, Ammer et al. 2017).

Daher wurde zur Ableitung des Teilindikators „Naturnähe der Strukturen reifer Waldentwicklungsstadien (Old-Growth-Indikator)“ (OGI) auf Inventurdaten aus Buchen-Urwäldern in der Slowakei zurückgegriffen, die 2013 im Rahmen der Promotionsvorhaben von Jonas Glatthorn und Eike Feldmann (Feldmann 2018, Glatthorn 2018) nach dem Verfahren von Meyer et al. (2013) erfasst wurden. Es wird angenommen, dass die Wuchsbedingungen und die Strukturdynamik im natürlichen Verbreitungsgebiet der mitteleuropäischen Rotbuchenwälder nach dem „Gesetz der relativen Standortkonstanz“ vergleichbar sind. Es ist zu betonen, dass sich der Teilindikator OGI ausschließlich auf die Waldstruktur reifer Waldentwicklungsstadien bezieht. Eine umfassende Naturnähebewertung müsste hingegen auch größere Störungs- und Sukzessionsflächen berücksichtigen (Swanson et al. 2014), was bisher allerdings nicht möglich ist, da keine belastbaren Vorstellungen über deren natürliche Häufigkeit und Flächenausdehnung in mitteleuropäischen Laubwaldlandschaften existieren.

Für die Entwicklung des Teilindikators OGI wurden die Ergebnisse aus den jeweils 30 Probekreisen der 16 Untersuchungsgebiete (Cluster) des WiNat-Vorhabens und aus jeweils 12 Probekreisen in den drei Buchenurwäldern Havesova, Kyjov und Stuciza in der östlichen Slowakei herangezogen.

Für alle 516 Probeflächen (WiNat: 480, Urwälder: 36) wurden insgesamt 134 Strukturvariablen berechnet. In einem weiteren Schritt wurden diese auf ein Set aus 41 aussagekräftige Variablen reduziert. Jede der 41 Variablen wurde mit einem nicht-parametrischen Kruskal-Wallis-Rangsummentest auf signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) zwischen den drei Urwaldgebieten hin getestet, um die Variablen herauszufiltern, die als „urwaldtypisch“ angesehen werden können. Es wurden nur die Variablen behalten, die keine signifikanten Unterschiede aufwiesen. Diese wurden in zehn thematische Gruppen eingeordnet, die wichtige Bereiche zur Beschreibung der Waldstruktur abdecken. Diese Strukturvariablen wurden je Themenbereich einem Test auf Multikollinearität unterzogen. Nur die nicht eng miteinander korrelierten Variablen (Variance inflation factor < 10 , tolerance $> 0,2$ (siehe Wooldridge 2013)) wurden weiter berücksichtigt. Leicht zu berechnenden, weit verbreiteten Kenngrößen wurde im Zweifelsfall der Vorzug gegeben.

Das Ergebnis ist ein Set von 27 Variablen in zehn thematischen Gruppen, die in den OGI einfließen. Die Old-Growth-Referenzwerte wurden nun erzeugt, indem für jede Variable über ein Bootstrap-Verfahren mit 5.000 Iterationen die 90 %-Wertespanne berechnet wurde. Dadurch ergeben sich eine untere und eine obere Grenze als Referenzwerte, die einen

Großteil der Variabilität der Urwaldbestände abdeckt. Es kann allerdings auch das Fehlen von Variabilität charakteristisch sein, wie z. B. im Fall des Anteils autochthoner Baumarten, der für den Urwald immer 100 % beträgt (Tab. 10).

Tab. 10: Übersicht über die zehn thematischen Gruppen mit den 27 Eingangsvariablen für den Old-Growth-Indikator für Waldstruktur, sowie die ökologische Interpretation ihrer Verwendung als Kennzeichen für reife Waldentwicklungsstadien und die berechnete Wertespanne aus den drei Urwaldbeständen der Slowakei auf Landschaftsebene als Referenz.

Gruppe	Variable	Kennzeichnend für Old-Growth-Stadien	90%-Wertespanne der Old-Growth-Referenz
Sukzessionaler Status	sukzessionaler Status im Derbholz ≥ 7 cm BHD zwischen 1 (Pionierbaumarten) und 3 (Schattbaumarten)	Hoher Anteil von Schattbaumarten	3
	sukzessionaler Status in der Verjüngung zwischen 1 (Pionierbaumarten) und 3 (Schattbaumarten)	Hoher Anteil von Schattbaumarten	2,8–3
Waldentwicklungsphasen	Mittelwert der Waldentwicklungsphasen im Derbholz ≥ 7 cm BHD zwischen 1 (Stangenholz) und 5 (sehr starkes Baumholz)	Multikohortenstruktur führt zu geringen Werten, da der Anteil an dünn dimensionierten Stämmen hoch ist	1,9–2,4
	Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen	Hoher Wert als Ergebnis des Vorhandenseins vieler Waldentwicklungsphasen auf kleiner Fläche	3,9–4,6
Anzahl Baumarten	Anzahl Baumarten im Derbholz ≥ 7 cm BHD	Geringer Wert durch Buchendominanz	1,2–1,7
Autochthonie	Anteil einheimischer mitteleuropäischer Gehölze im Derbholz ≥ 7 cm BHD in %	Ausschließlich einheimische mitteleuropäische Gehölze	100
	Anteil mitteleuropäischer Gehölze in Verjüngung in %	Ausschließlich einheimische mitteleuropäische Gehölze	100
Durchmesserdifferenzierung	BHD-Spanne im Derbholz ≥ 7 cm BHD in cm	Sehr große Spannweite durch Auftreten aller Dimensionen auf kleinem Raum	66–81
	Minimaler BHD im Derbholz ≥ 7 cm BHD in cm	Sehr gering	8–10
	Maximaler BHD im Derbholz ≥ 7 cm BHD in cm	Sehr hoch	75–91
	Durchmesser des Grundflächenmittelstamms im Derbholz ≥ 7 cm BHD in cm	Eher gering aufgrund hoher Anzahl gering dimensionierter Bäume	34–44

	Anzahl Bäume mit BHD ≥ 80 cm pro ha	hoch	5–15
Dichte Derbholz	Stammzahl im Derbholz ≥ 7 cm BHD pro ha	mittel	270–398
	Volumen im Derbholz ≥ 7 cm BHD in m ³ pro ha	hoch	474–719
Dichte Verjüngung	Anzahl Pflanzen in Verjüngung gesamt pro ha	Hoch aufgrund von vorangeschrittener Verjüngung	18 701 – 54 671
	Anzahl Pflanzen zwischen 0,5 m und 1,5 m Höhe pro ha		2 596 – 9 057
	Anzahl Pflanzen $\geq 1,5$ m Höhe pro ha		596 – 5 394
Totholz	Totholzvolumen gesamt in m ³ pro ha	Sehr hohe Gesamtvolumina an Totholz	95 – 214
	Anzahl Totholz stehend mit BHD ≥ 7 und < 20 cm	Niedrig aufgrund von niedriger Selbstausdünnungsrate in frühen Entwicklungsstadien	2–24
	Anzahl Totholz stehend mit BHD ≥ 20 cm und < 50 cm	Eher niedrig aufgrund von niedriger Selbstausdünnungsrate in mittleren Entwicklungsstadien	2–20
	Anzahl Totholz stehend mit BHD ≥ 50 cm	Hoch aufgrund natürlicher Absterbeprozesse von starkem und sehr starkem Baumholz	4–22
	Anzahl Totholz liegend mit stärkstem Durchmesser ≥ 20 cm und < 50 cm	Hoch aufgrund von langer Verweildauer und stetiger Nachlieferung von liegendem Totholz	30 -74
	Anzahl Totholz liegend mit stärkstem Durchmesser ≥ 50 cm		12–44
Zersetzungsgrad	Mittelwert der Zersetzungsgrade im liegenden Totholz zwischen 1 (frisch tot) und 5 (stark zersetzt, vermodert)	Hoher mittlerer Zersetzungsgrad durch lange Verweildauer der Totholzobjekte und das Vorhandensein starken Totholzes	3,5 -4,4
Mikrohabitate	Anzahl Bäume mit Pilzkonsolen pro ha	Mittel bis hoch aufgrund hoher natürlicher Absterberaten	3–14
	Anzahl Bäume mit Höhle(n) pro ha	Hoch aufgrund von hoher Anzahl an starkem und sehr starkem Baumholz und damit einhergehend natürlicher Höhlenbildung	13–36
	Anzahl Wurzelteller pro ha	Hohe Spanne durch	0–10

		räumlich variierenden Einfluss von Windwurf	
--	--	--	--

Für jede Variable der Vergleichsbestände wurde im Folgenden der Überschneidungsbereich mit der Old-Growth-Referenz berechnet. Dabei können sieben Hauptfälle unterschieden werden (Abb. 17). Der Old-Growth-Referenzbestand kann als charakteristischen Wert sowohl eine Spanne (Berechnung nach Fällen 1–5), als auch einen Punktwert aufweisen (Berechnung nach Fällen 6–7). Letzteres ist zum Beispiel in Bezug auf die Variable „Mittelwert des sukzessionalen Status im Derbholzbestand“ der Fall, die für alle Old-Growth-Bestände den höchsten Wert erreicht, da ausschließlich Schattbaumarten in der Oberschicht vertreten sind. Ebenso kann der Fall eintreten, dass der Vergleichsbestand keine Spanne, sondern nur einen Punktwert aufweist (z. B. Anzahl von Bäumen mit einem BHD über 80 cm in Flächen der Kategorie ÜL = 0).

Im Folgenden werden die einzelnen Fälle, die eine unterschiedliche Herangehensweise in der Berechnung erfordern, näher erläutert. Zunächst wurde festgelegt, dass es zwei Arten von Gemeinsamkeiten zwischen den Vergleichsbeständen und der Old-Growth-Referenz gibt: a) Überschneidung mit der Old-Growth-Wertespanne (Formel 1) und b) Variabilität außerhalb der Old-Growth-Wertespanne, die die „Nicht-Überschneidung“ abbildet (Formel 2).

$$OGI_{com} = \frac{R_{com}}{R_{OG}} \quad (\text{Formel 1}),$$

wobei OGI_{com} = gemeinsame Variabilität zwischen Old-Growth-Referenz und Vergleichsbestand, R_{com} = gemeinsame Wertespanne zwischen Old-Growth-Referenz und Vergleichsbestand und R_{OG} = Old-Growth-Wertespanne.

$$OGI_{exc} = 1 - \frac{R_{exc}}{R_{CS}} \quad (\text{Formel 2}),$$

wobei OGI_{exc} = überschüssige Variabilität des Vergleichsbestands außerhalb der Old-Growth-Wertespanne, R_{exc} = Wertespanne des Vergleichsbestands außerhalb der Old-Growth-Wertespanne und R_{CS} = Wertespanne des Vergleichsbestands

Für jede Variable gilt am Ende, unabhängig vom Fall, die Berechnung nach Formel 3:

$$OGI = \frac{OGI_{com} + OGI_{exc}}{2} \quad (\text{Formel 3})$$

Insgesamt wurde in 11 verschiedene Fälle von kontinuierlichen oder Punktvvariablen, vollständiger oder teilweiser Überschneidung und überschüssiger Variabilität unterschieden (Abb. 17).

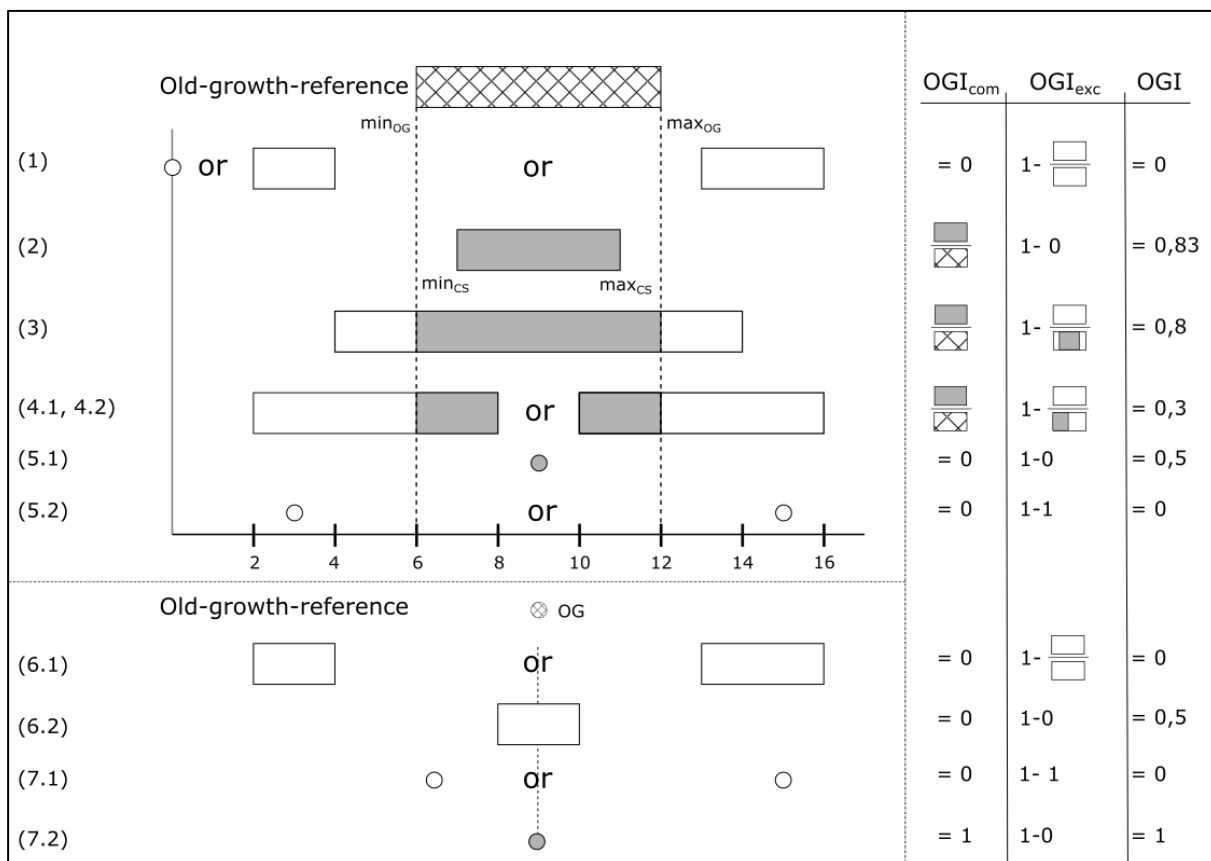


Abb. 17: Die Abbildung illustriert die verschiedenen Möglichkeiten, nach denen bei der Berechnung des Old-Growth-Indikatorwertes (OGI) unterschieden wird. Dieser setzt sich jeweils zusammen aus dem Anteil der gemeinsamen Werte zwischen Referenz- (schraffierter Balken bzw. Punkt) und Vergleichsbestand (Balken bzw. Punkt mit einfacher Füllung) (OGI_{com} = grau), sowie dem Anteil der Variabilität, die sich außerhalb der Wertespanne der Referenz befindet (OGI_{exc} = weiß). Die Zahlen am linken Bildrand verweisen auf die Berechnungsformel der Werte. Die Zahlen der x-Achse stehen beispielhaft für eine beliebige Variable, um die Berechnungsbeispiele auf der rechten Seite besser nachvollziehen zu können.

Die beiden Komponenten des OGI wurden entsprechend den folgenden Regeln berechnet (Abkürzungen: min, max = 5tes und 95tes Perzentil, CS, OG = Vergleichsbestand, Old-Growth-Bestand).

- (1) Keine Überschneidung zwischen Old-Growth-Referenzbestand und Vergleichsbestand **oder** Wert für Unter- und Obergrenze des Vergleichsbestands gleich 0
Voraussetzung: $min_{CS} < min_{OG}$ **or** $max_{CS} > max_{OG}$
Berechnung: $OGI_{com} = 0, OGI_{exc} = 1 - 1 = 0$
- (2) Vergleichsbestand ist Teilmenge des Old-Growth-Referenzbestands
Voraussetzung: $min_{CS} \geq min_{OG}$ and $max_{CS} \leq max_{OG}$
Berechnung: $OGI_{com} = \frac{R_{CS}}{R_{OG}}, OGI_{exc} = 1 - 0$
- (3) Old-Growth-Referenzbestand ist Teilmenge des Vergleichsbestands
Voraussetzung: $min_{CS} \leq min_{OG}$ and $max_{CS} \geq max_{OG}$
Berechnung: $OGI_{com} = 1, OGI_{exc} = 1 - \frac{R_{CS} - R_{OG}}{R_{CS}}$

(4) Teilweise Überschneidung des Vergleichsbestands mit dem Old-Growth-Referenzbestand auf einer Seite

(4.1.) Linke Seite

Voraussetzung: $\min_{CS} < \min_{OG}$ and $(\max_{CS} \geq \min_{OG} \text{ and } \max_{CS} \leq \max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = \frac{(\max_{CS} - \min_{OG})}{R_{OG}}$, $OGI_{exc} = 1 - \frac{(\min_{OG} - \min_{CS})}{R_{CS}}$

(4.2.) Rechte Seite

Voraussetzung: $\min_{CS} \leq \max_{OG}$ and $(\min_{CS} \geq \min_{OG} \text{ and } \max_{CS} > \max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = \frac{(\max_{OG} - \min_{CS})}{R_{OG}}$, $OGI_{exc} = 1 - \frac{(\max_{CS} - \max_{OG})}{R_{CS}}$

(5) Punktwert für Vergleichsbestand und Wertespanne > 0 für Old-Growth-Referenzbestand

(5.1.) Punktwert des Vergleichsbestands liegt innerhalb der Old-Growth-Wertespanne

Voraussetzung: $\min_{CS} = \max_{CS}$ and $\min_{OG} \neq \max_{OG}$ and $(\min/\max_{CS} \geq \min_{OG} \text{ and } \min/\max_{CS} \leq \max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = 0$, $OGI_{exc} = 1 - 0 = 1$

(5.2.) Punktwert des Vergleichsbestands liegt außerhalb der Old-Growth-Wertespanne

Voraussetzung: $\min_{CS} = \max_{CS}$ and $\min_{OG} \neq \max_{OG}$ and $(\min/\max_{CS} < \min_{OG} \text{ or } \min/\max_{CS} > \max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = 0$, $OGI_{exc} = 1 - 1 = 0$

(6) Punktwert für Old-Growth-Referenzbestand und Wertespanne > 0 für Vergleichsbestand

(6.1.) Vergleichsbestand besitzt Wertespanne außerhalb des Punktwertes des Old-Growth-Referenzbestands

Voraussetzung: $\min_{OG} = \max_{OG}$ and $(\min/\max_{OG} < \min_{CS} \text{ or } \frac{\min}{\max_{OG}} > \max_{CS})$

Berechnung: $OGI_{com} = 0$, $OGI_{exc} = 1 - 1 = 0$

(6.2.) Punktwert des Old-Growth-Referenzbestands liegt innerhalb der Wertespanne des Vergleichsbestands

Voraussetzung: $\min_{OG} = \max_{OG}$ and $(\min/\max_{OG} \geq \min_{CS} \text{ and } \max_{OG} \leq \max_{CS})$

Berechnung: $OGI_{com} = 1$, $OGI_{exc} = 1 - 1 = 0$

(7) Punktwert für Old-Growth-Referenzbestand und Vergleichsbestand

(7.1.) Werte sind nicht identisch

Voraussetzung: $\min_{CS} = \max_{CS}$ and $\min_{OG} = \max_{OG}$ and $(\min/\max_{CS} \neq \min/\max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = 0$, $OGI_{exc} = 1 - 1 = 0$

(7.2.) Werte sind identisch

Voraussetzung: $\min_{CS} = \max_{CS}$ and $\min_{OG} = \max_{OG}$ and $(\min/\max_{CS} = \min/\max_{OG})$

Berechnung: $OGI_{com} = 1$, $OGI_{exc} = 1 - 0 = 1$

Jeder Variable erhält somit einen Wert zwischen 0 und 1. In der abschließenden Wertung werden die einzelnen Gruppen unabhängig von der Anzahl der enthaltenen Variablen gleich gewichtet berücksichtigt, indem der OGI-Wert der Einzelvariable durch die Anzahl der in der Gruppe enthaltenen Variablen multipliziert mit zehn geteilt wird (Beispiel: Multiplikator in einer Gruppe von vier Variablen = 1/40). Somit liegt auch der Gesamtwert eines Bestandes

zwischen 0 und 1.

a) Ergebnisse Naturnähe-Monitoring

Die OGI-Werte wurden für alle drei Kategorien (N, ÜK, ÜL) des Monitorings für die einzelnen Cluster, sowie für die drei Urwaldbestände Havéšová, Kyjov und Stučica berechnet. Für die Urwaldbestände liegen die Werte zwischen 0,83 und 0,84. Obwohl die Variablen in den Vergleichsbeständen zum Teil eine starke Schwankungsbreite aufweisen (Abb. 18) zeigen die OGI-Werte zwischen den Kategorien plausible und signifikante Differenzen (Abb. 19). Für die N-Bestände betrug der OGI Wert zwischen 0,19 und 0,47, bei einem Mittelwert von 0,35; ÜK-Bestände erreichten Werte zwischen 0,1 und 0,33, bei einem Mittelwert von 0,26 und ÜL-Bestände kamen auf Werte zwischen 0,06 und 0,3, bei einem Mittelwert von 0,18.

Die Plausibilität der OGI-Werte zeigt sich auch bei der Auflistung der Einzelbestände (Abb. 20). Der hohe Anteil einheimischer Baumarten, sowie das Vorhandensein von Mikrohabitaten haben in den meisten Beständen einen hohen Anteil am Gesamtwert. ÜK-Bestände unterscheiden sich von den ÜL-Beständen im Wesentlichen in den thematischen Gruppen „Waldentwicklungsphase“ und „Totholz“. Die höhere Übereinstimmung zum Old-Growth-Referenzwert der Kategorie N ergibt sich durch die Werte der Gruppen „sukzessionaler Status“ und „Anzahl Baumarten“. Die Werte der thematischen Gruppen „Durchmesserdifferenzierung“ und „sukzessionaler Status“ werden größtenteils durch das Bestandesalter beeinflusst und nehmen demnach auch von N zu ÜL hin stark in ihrer Gewichtung ab. Der mittlere Zersetzungsgrad liegender Totholzobjekte war in den Vergleichsbeständen überwiegend wesentlich geringer als in den Old-Growth-Beständen, wobei der Wert in der Kategorie N immer noch häufiger und mit mehr Gewicht auftrat, als in ÜK und ÜL. Dies ist als Ergebnis einer Akkumulation von Totholz am Waldboden durch die Nutzungsaufgabe zu verstehen. In der Gruppe „Dichte“ ist die Anzahl an Stämmen in den Kategorien höher und das Volumen im Derbholz niedriger als in den Old-Growth-Beständen, was sich in einem insgesamt niedrigen OGI-Wert widerspiegelt. In Bezug auf die thematische Gruppe der „Waldentwicklungsphasen“ erreichen die ÜK-Bestände in den meisten Gebieten die höchsten Werte, da sie mehrere vertikale Bestandeschichten aufweisen. In der Gruppe „Verjüngung“ weisen die Kategorien N und ÜL höhere Übereinstimmungen auf als in der Kategorie ÜK. In Bezug auf das Totholz ist zwar der Anteil an stehendem und liegendem Totholz in der Kategorie N höher als in ÜK und ÜL, das Gesamttotholzvolumen bleibt jedoch in allen Kategorien weit hinter den Werten der slowakischen Urwälder zurück.

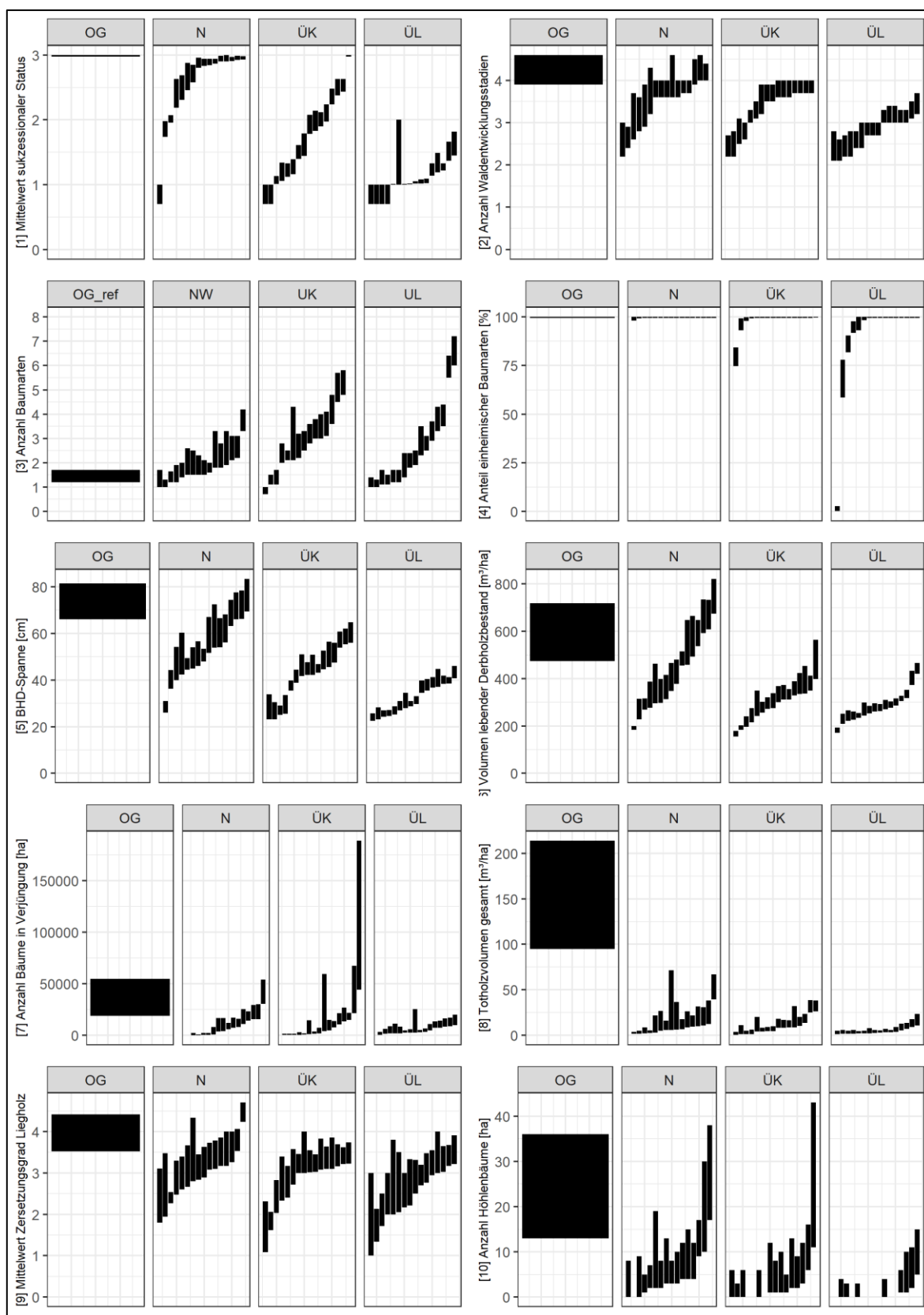


Abb. 18: Wertespannen ausgewählter Variablen für die Old-Growth-Referenzbestände (OG) und über alle Monitoringflächen (N = Wälder mit natürlicher Entwicklung, ÜK = kurzfristige Überführung und ÜL =

langfristige Überführung)

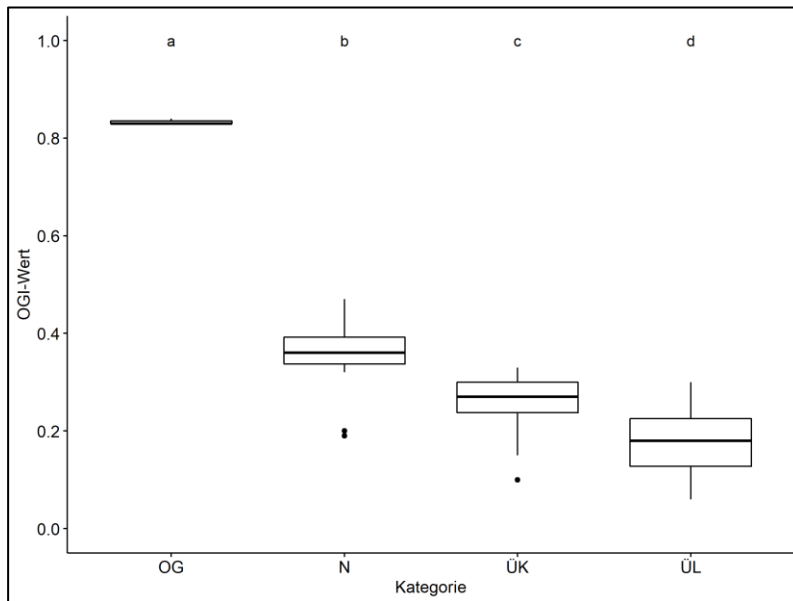


Abb. 19: OGI-Werte der Old-Growth-Bestände (OG) und Vergleichsbestände (N, ÜK, ÜL) im Norddeutschen Tiefland. Verschiedene Buchstaben zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen den Medianen der Kategorien nach einem nicht-parametrischen Kruskal-Wallis Rangsummentest ($p < 0,05$).

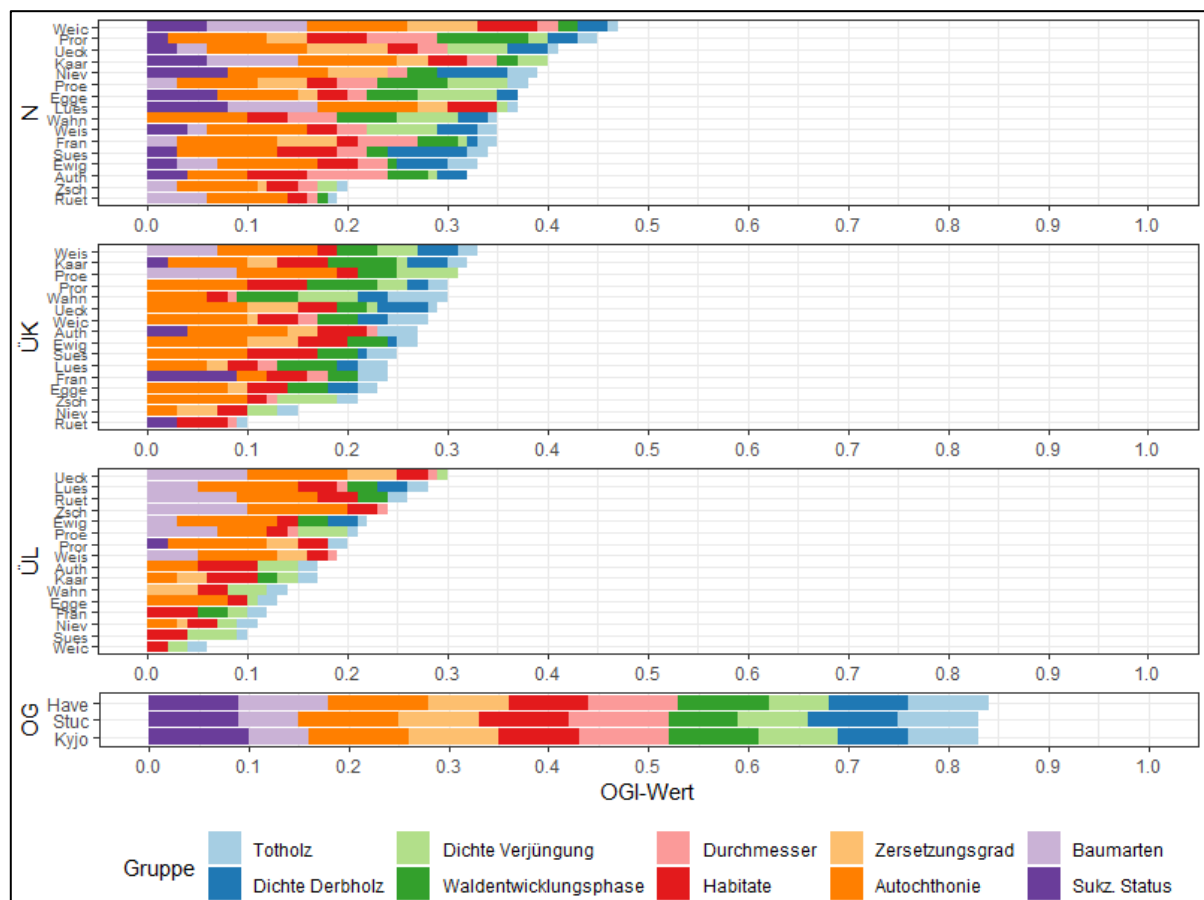


Abb. 20: Darstellung des Beitrags der einzelnen thematischen Gruppe zum OGI-Wert der Untersuchungsflächen

der drei Managementkategorien, sowie der Old-Growth-Bestände.

Diskussion

Betrachtet man die Old-Growth-Indikatorwerte für die einzelnen Untersuchungsgebiete und die Old-Growth-Referenzflächen fällt auf, dass die einzelnen Urwälder Werte zwischen 0,83 und 0,84 erreichen. Dies lässt sich damit erklären, dass über die 90 %-Perzentilspanne als Referenzwert die Variabilität auf Landschaftsebene abgebildet wird, innerhalb derer die Einzelbestände zwar einen großen Teil, aber eben doch nicht alles an vorhandener Variabilität abdecken können, da Extremwerte nicht in der Spanne enthalten sind. Für die Vergleichsbestände wurden im Durchschnitt höhere OGI-Werte innerhalb der Kategorien N als in ÜK und ÜL berechnet. Dennoch fehlt es den N-Beständen an vielen Old-Growth-typischen Merkmalen im Bereich von Totholzmenge und -diversität, Bestandesdichte, Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen, Baumdimensionen und Naturverjüngung. Es ist zu erwarten, dass diese Merkmale im Zuge der Reifung der Wälder der Old-Growth-Spannbreite näher kommen. Ohne größere Störungsereignisse wird sich der Eintritt des Hauptbestandes in die Zerfallsphase, sowie die nachfolgende Bestandesverjüngung, jedoch noch Jahre bis Jahrhunderte hinziehen (Jönsson et al. 2009; Svoboda et al. 2010).

b) Ergebnisse Experiment zur Waldrenaturierung

Das Experiment zur Renaturierung von Kiefernforsten in der Rühnicker Heide wurde mit dem Ziel angelegt, durch aktive Totholzanreicherung und Pflanzung standortheimischer Baumarten strukturelle Heterogenität zu erzeugen und somit die Entwicklung der Bestände hin zu einem naturnahen Zustand zu beschleunigen. Die daraus resultierenden kurz-, mittel- und langfristigen Folgen für die Vielfalt der Lebensgemeinschaften, sowie der funktionellen und strukturellen Diversität sollen durch ein Langzeitmonitoring untersucht werden. Über die Berechnung des Old-Growth-Indikators für die Experimentflächen vor und nach Umsetzung der Maßnahmen lässt sich eine Aussage über die kurzfristige Auswirkung auf die Entwicklung der Flächen hin zum Old-Growth-Zustand treffen. In Abb. 21 sind die Old-Growth-Werte für die thematischen Gruppen dargestellt. Eine hohe Übereinstimmung mit Old-Growth-Beständen lässt sich für die thematischen Gruppen „Anzahl Baumarten“ und „Autochthonie“ auf fast allen Flächen finden. Geringe Übereinstimmungen gibt es für die Gruppen „Habitat“, „Waldentwicklungsphase“, „Dichte Derbholz“, „Totholz“ und auf den Flächen der Variante 3 und 4 für die Gruppe „Zersetzungsgrad“. Ein nicht unerheblicher Teil an Buchenverjüngung auf Flächen der Variante 4 (außerhalb des Zaunes) führt zu einer geringfügigen Übereinstimmung der Werte in der Gruppe „sukzessionaler Status“. Auf den gezäunten Flächen in Variante 1 (Holzernte) wurde für das Jahr 2017 durch starkes Verjüngungsaufkommen ein Wert für die Gruppe „Dichte Verjüngung“ erreicht. Für den Bereich der „Durchmesserdiversifizierung“ gibt es auf keiner der Flächen eine Übereinstimmung. Auf fast allen Flächen sind leichte Veränderungen hin zum Negativen in Bezug auf die Old-Growth-Nähe festzustellen.

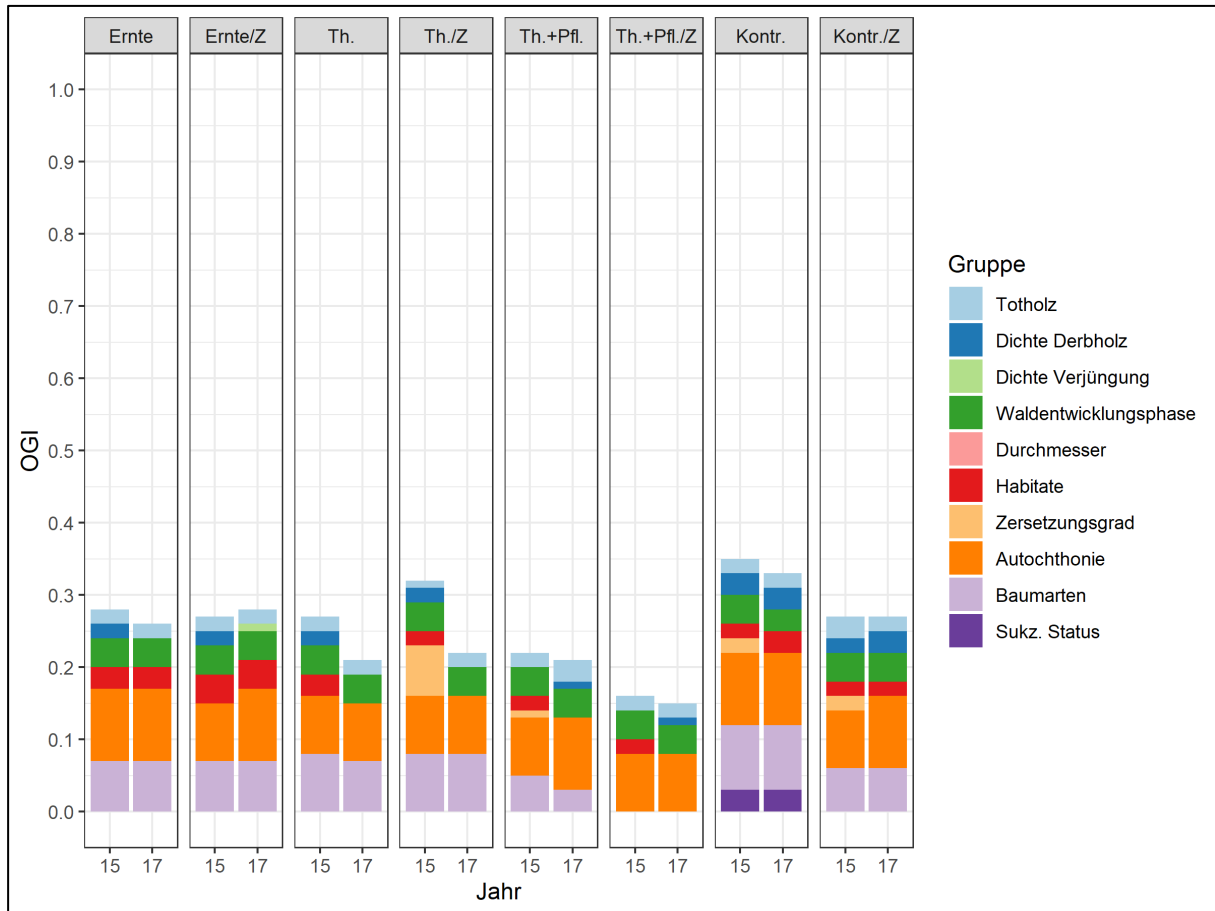


Abb. 21: Darstellung des Beitrags der einzelnen thematischen Gruppe zum OGI-Wert der Untersuchungsflächen im Experiment in der Rüthnicker Heide in den Varianten 1 (Ernte/Ernte gezäunt), 2 (Totholzanreicherung/Totholzanreicherung gezäunt), 3 (Totholzanreicherung und Pflanzung/Totholzanreicherung und Pflanzung gezäunt) und 4 (Kontrolle/Kontrolle gezäunt) vor Maßnahmenumsetzung im Jahr 2015 und nach Maßnahmenumsetzung im Jahr 2017.

Diskussion

Das Experiment soll zur Klärung beitragen, ob durch aktive Maßnahmen, und wenn ja, in welcher Größe und welchem Umfang, naturferne Waldbestände in einen naturnäheren Zustand überführt werden können, um sie dann der natürlichen Entwicklung zu überlassen (Managementziel in Wäldern des Nationalen Naturerbes, s. Culmsee et al. 2015). Die Bestände der Rüthnicker Heide wurden mit ihrer Ausweisung für das Experiment mit sofortiger Wirkung aus der weiteren Nutzung entlassen und dienen somit fortan als Referenz für eine Entwicklung ohne weitere anthropogene Beeinflussung. Das Ziel strukturelle Diversität zu erzeugen wurde auf den Varianten 1–3 durch die Holzernte bzw. Fällung und Belassen des Totholzes, sowie Ringeln der Bäume, erreicht. Die Auswertung an Hand des entwickelten Indikators für Old-Growth-Nähe zeigt jedoch, dass eine Annäherung an Strukturmerkmale reifer Waldentwicklungsstadien nicht zeitgleich stattfindet. So ist die aktive Totholzanreicherung zunächst einmal eine vorgezogene Entwicklung im Gegensatz zum natürlichen Sukzessionsverlauf, in der eine substantielle Anreicherung von stehendem und liegendem Totholz erst in der Zerfallsphase stattfinden würde und bewirkt eine Absenkung des Volumens im lebenden Bestand. Damit entfernen sich die Bestände diesbezüglich vom Referenzbestand. Der dabei erzeugte Anteil an Totholz ist zwar im Verhältnis zu der ursprünglich vorhandenen Menge um ein Vielfaches

gestiegen, ist dabei aber immer noch weit entfernt von der in slowakischen Urwäldern vorhandenen Menge und insbesondere der Totholzvielfalt. Stark dimensioniertes Totholz (> 50 cm am stärksten Ende) kommt aufgrund der Altersstruktur der Kiefernbestände gar nicht vor und wird auch in absehbarer Zeit nicht nachgeliefert werden. Es wird sich erst langfristig zeigen, ob durch die Aufflichtung Absterbeprozesse im Umfeld der Lücken induziert wurden (z. B. durch Windwurf oder Kronenbruch), welche zu einer natürlichen Totholznachlieferung beitragen würden. Die Umsetzung der Maßnahmen in Lücken verschiedener Größenordnung sollen Störungen durch Windwurf imitieren und das Aufwachsen von Naturverjüngung ermöglichen. Zwei Jahre nach Maßnahmenumsetzung erreicht jedoch lediglich der Anteil eingezäunter Probe- kreise in Variante 1 (Holzernte) eine Verjüngungsdichte, die sich im Überschneidungsbereich mit den Urwaldbeständen befindet. Hier hat vermutlich die Bodenverwundung im Zuge der Erntearbeiten einen positiven Einfluss auf die Etablierung der Naturverjüngung, allerdings nur bei Ausschluss des Schalenwilds. Der Anteil an Laubbaumarten ist dabei mit knapp 10 % relativ gering. Für die thematische Gruppe der Habitate war vor Maßnahmenumsetzung eine Übereinstimmung in Bezug auf die Anzahl an Wurzeltellern vorhanden. Durch die starken Eingriffe in den Varianten 2 und 3 wurde jedoch eine für Old-Growth-Wälder untypische Dichte an Wurzeltellern erzeugt, die Anzahl an Höhlen und Pilzkonsolen am Stamm erreicht keine urwaldtypischen Werte.

Nimmt man den OGI als Bewertungsgrundlage kann konstatiert werden, dass die Maßnahmen zwar zu einer starken Veränderung in der Bestandesstruktur geführt, bisher jedoch keine Annäherung an einen naturnäheren Zustand bewirkt haben. Wie in Kapitel 2.1.1.2 aufgeführt, zeigen die untersuchten Artengruppen bisher keine deutlichen Reaktionen auf die veränderte Bestandesstruktur. Folgt man der Literatur zu den wenigen bisher bekannten großflächigen und systematischen Untersuchungen von Totholzanreicherung in Kiefernbeständen (vor allem aus dem nordeuropäischen Raum) sind positive Effekte für saproxyle Arten nach etwa zehn Jahren zu erwarten, wobei sich die Artenzusammensetzung von auf natürlich abgestorbenem Holz zu findenden Arten unterscheidet (Koivula & Vanha-Majamaa 2020). Es wird darauf hingewiesen, dass insbesondere die kontinuierliche Totholznachlieferung einen starken Effekt auf die Artenzusammensetzung hat, da die unterschiedlichen Zersetzungsgrade des Totholzes spezifische Artenzusammensetzungen an Totholzkäfern beherbergen.

c) Fazit

Eine objektive, umfassende und allgemeingültige Definition der Naturnähe von Waldökosystemen zu verfassen ist sowohl in der Waldökologie (McRoberts et al. 2012), als auch in Forstwirtschaft und Naturschutz ein Problem (Angermeier 2000, Reif & Walentowski 2008). Der von uns entwickelte Ansatz verwendet Inventurdaten für einen direkten Vergleich der Waldstruktur zwischen Vergleichsbestand und Old-Growth-Bestand. Damit umgeht er eine indirekte Bewertung von Naturnähe über die Managementintensität wie bei Gossner et al. (2014) oder Kahl & Bauhus (2014).

Alle fünf Kriterien, die bei der Entwicklung des Indikators als essentiell betrachtet wurden, konnten erfüllt werden. Es handelt sich um einen multivariaten Ansatz, der gleichzeitig die Variabilität der Attribute berücksichtigt (Král et al. 2010). Weiterhin können über den OGI sowohl differenzierte als auch aggregierte Aussagen über die Ausprägung charakteristischer Old-Growth-Merkmale in Vergleichsbeständen getroffen werden (Blasi et al. 2010, Burrascano et al. 2013, Chiavetta et al. 2012, Keren & Diaci 2018, Liira & Sepp 2009). Somit können verschiedene Attribute in einem zusammengefassten Indikator verwendet werden, ohne dabei

die Möglichkeit einer differenzierten Betrachtung zu verlieren (Kunttu et al. 2015). Im Gegensatz zur Naturnähebewertung an Hand der potentiellen natürlichen Vegetation (Kowarik 1999, Suck et al. 2010) und Indikatoren, die mit Biodiversitätsmerkmalen arbeiten (Geburek et al. 2010, Larrieu & Gonin 2008, Larrieu et al. 2019), basiert der OGI auf empirischen Referenzdaten. Da es sich bei den Referenzdaten um echte Old-Growth-Wälder handelt wird das Problem einer Referenz, die sich noch als zu großen Teilen vom Menschen beeinflusst darstellt, umgangen (Winter 2012). Hierbei ist es auch von Vorteil, dass der Old-Growth-Zustand von Wäldern verhältnismäßig klar umrissen ist (Bauhus et al. 2009, Wirth et al. 2009) und Relikte solcher Old-Growth-Wälder in Europa zu finden sind. Darüber hinaus ist der Indikator in einen bereits existierenden Arbeitsablauf, dem Monitoringsystem für Naturwaldreservate an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, eingebettet (Meyer 2020).

Neben Old-Growth-Stadien kommen in natürlichen Waldlandschaften auch andere Stadien, insbesondere frühe Sukzessionsstadien nach großflächigen Störungen, vor. Mehrere Studien zeigen auf, dass eine Quantifizierung des natürlichen Auftretens, der Wiederkehrzeiten und der Effekte großer unregelmäßiger Störereignisse in einer Region ohne ausgedehnte natürliche Waldareale, wie Mitteleuropa, eine Herausforderung darstellt (Nagel et al. 2006, 2007, Jaloviar et al. 2017, Šamonil et al. 2009, Svoboda et al. 2014). Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass das Störungsregime durch den Klimawandel und anderen anthropogenen Faktoren aktuell starken Veränderungen unterliegt (Seidl et al. 2017) und daher die Frage gestellt werden muss, ob eine genaue Definition eines Störungsregimes überhaupt möglich ist. Nichtsdestotrotz sind Old-Growth-Stadien, die sich aus dem Zusammenspiel kleinräumiger Störungen und der Alterung des Bestandes ergeben, ein zentrales Element natürlicher Waldlandschaften. Mit dem OGI wird nicht der Anspruch erhoben alle Aspekte der Komplexität von Naturnähe abzudecken, vielmehr stellt er eine Möglichkeit dar Naturnähe in Bezug auf einen für den Erhalt der biologischen Vielfalt wichtigen Teilaspekt natürlicher Wälder zu quantifizieren.

Da vom Menschen unbeeinflusste Tieflandbuchenwälder in Mitteleuropa nicht vorhanden sind, ist das Monitoring von aus der Nutzung genommenen Wäldern von besonderem Forschungsinteresse, um Prozesse der natürlichen Waldentwicklung nach Nutzungsaufgabe besser zu verstehen (Vandekerckhove et al. 2018, Meyer 2020). Wälder auf Flächen des Nationalen Naturerbes haben ein großes Potential die zukünftigen Old-Growth-Hotspots in Deutschland zu werden, da sie häufig die nötige Ausdehnung besitzen, um das Ablaufen natürlicher Waldentwicklungsprozesse zu ermöglichen. In diesem Kontext kann der OGI angewendet werden, um im Zuge von Monitoring und Forschung die zeitliche Entwicklung nachzuvollziehen. Der OGI kann auch Anwendung finden, um die Effektivität verschiedener naturschutzorientierter Managementpraktiken zu bewerten (z. B. Belassen oder Erzeugung von Totholz, Pflanzung von Baumarten später sukzessionaler Stadien), welche häufig mit hohen Kosten verbunden sind und daher einer fundierten Evaluation bedürfen (Storch et al. 2020).

Der Old-Growth-Indikator wurde an Hand von Buchenurwäldern entwickelt. Eine Übertragung auf andere Waldtypen ist bei Anwendung der gleichen Aufnahmemethodik bei den Inventuren der Old-Growth-Referenz jedoch problemlos möglich.

Ein Paper zur Entwicklung des Old-Growth-Indikators und die Ergebnisse in Bezug auf die Flächen des Monitorings mit Buchenwaldgesellschaften als potentieller natürlicher Vegetation wurde Mitte des Jahres bei „Ecological Indicators“ eingereicht und befindet sich zur Zeit in Revision. Eine Veröffentlichung steht in Aussicht.

2.1.2.2 Transektkartierung von Totholz und Sonderstrukturen

Um den Schutzstatus oder die Schutzwürdigkeit von großräumigen Waldarealen zu bewerten, bedarf es einer Auswahl an Indikatoren, die möglichst mit geringem Aufwand zu erheben und mit hoher Sicherheit zu identifizieren sind. Das Vorkommen von stark dimensioniertem Totholz in einer breiten Spanne von Zersetzungsgraden, sowie das Vorhandensein von für die Biodiversität besonders wertvollen Habitatstrukturen, zum Beispiel Stammhöhlen, Pilzkonsolen oder Kronenabbrüche, sowie liegendes Totholz fallen in diese Kategorie. Für die Erfassung grundsätzlicher Bestandesparameter, wie Stammzahl pro Hektar, Bestandesvolumen, Artenzusammensetzung etc. wird im Zuge großräumiger Monitoringverfahren größtenteils mit festen Probekreisen gearbeitet, wobei die oben genannten Indikatoren quasi nebenbei mit erhoben werden (Meyer et al. 2013). Studien belegen jedoch, dass gerade diese eher seltenen Elemente im Wald häufig unregelmäßig und selten oder geklumpt auftreten und daher eine Erfassung über feste Bezugsgrößen bei nicht ausreichend großer Stichprobenanzahl je nach Verteilung der Objekte zu einer hohen Variabilität der Daten und großen Konfidenzintervallen, sowie zu starker Über- oder Unterschätzung der Anzahl an Objekten führen kann (Ducey et al. 2002, Kenning et al. 2005). Die Transektkartierungen wurden auf den Projektflächen nach dem Verfahren des Distance Sampling (Buckland et al. 1993) (für stehendes Totholz und Sonderstrukturen) kombiniert mit Line Intersect Sampling (für liegendes Totholz) (Marshall et al. 2000) durchgeführt. Im Distance Sampling wird auf einer vordefinierten Länge (Transektlinie) der Abstand aller sichtbaren Objekte im rechten Winkel zur Transektlinie gemessen und vermerkt. Auf derselben Linie werden alle die Linie schneidenden liegenden Totholzobjekte mit einem Durchmesser über 7 cm am Punkt der Schnittstelle aufgenommen.

Methode: Distance Sampling (DS)

Das Distance Sampling ist eine von Buckland et al. (1993) veröffentlichte Methode zur Abschätzung von Populationsdichten im Gelände. Diese wird bevorzugt im Bereich des Wildtiermonitorings eingesetzt, ist jedoch auch für waldökologische Fragestellungen, wie der Anzahl an Habitatbäumen oder starkem stehendem Totholz, anwendbar (Bäuerle et al. 2009, Singer 2018). Der Vorteil der Methode besteht darin, dass sie ohne festgeschriebene Stichprobenflächen auskommt. Der Beobachter bewegt sich entlang einer festgelegten Transektlinie und notiert für jedes beobachtete Objekt die Entfernung im rechten Winkel zur Transektlinie (Abb. 22), sowie je nach Fragestellung die gewünschten Parameter (Baumart, Durchmesserklasse, Mikrohabitate, Totholzanteile etc.). Die natürlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes bestimmen dabei die Sichtbarkeit der Objekte. Mit zunehmender Entfernung eines Objektes von der Linie steigt die Wahrscheinlichkeit, dass diese vom Beobachter übersehen werden. Mit derselben methodischen Grundlage lässt sich das Verfahren auch ausgehend von Punkten anwenden (Point-Distance-Sampling) (Abb. 22). Basierend auf unverzerrten Schätzungen der Entdeckungsfunktion $g(x)$ liefert das Verfahren unverzerrte Dichteschätzungen. Die Funktion $g(x)$ beschreibt die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Objekt in einer bestimmten horizontalen Distanz entdeckt wird. Dabei wird unterstellt, dass alle Objekte in unmittelbarer Nähe zur Linie mit Sicherheit entdeckt werden; es gilt $g(0) = 1$ (Buckland et al. 1993). Das Distance Sampling erlaubt so eine Schätzung der Dichte biologischer Populationen auf einer Fläche basierend auf Entfernungsmessungen. Die Anzahl der unentdeckten Objekte wird über eine Verteilungsdichtefunktion ermittelt (Abb. 23). Die Qualität der Daten hängt zudem stark von der Erfahrung der Beobachtertrupps im Identifizieren der Habitatstrukturen und der Einschätzung der Durchmesserklassen ab. Es sollte vor Beginn der Aufnahmen ein Testdurchlauf mit den Bearbeitern

der Transektlinien durchgeführt werden, um die korrekte Identifikation und somit Reproduzierbarkeit der Daten zu gewährleisten. Wie Paillet et al. (2015) und Larkin (2017) zeigen, ist der Beobachtereffekt nicht zu unterschätzen. Die Auswertung der mittels Distance Sampling erhobenen Daten erfolgt in der Open-Source-Software Distance (Thomas et al. 2010). Die Software ermöglicht eine anwenderfreundliche Auswertung der gewünschten Schätzwerte und die Ausgabe statistischer Kenngrößen, wie Varianz und Konfidenzintervallen.

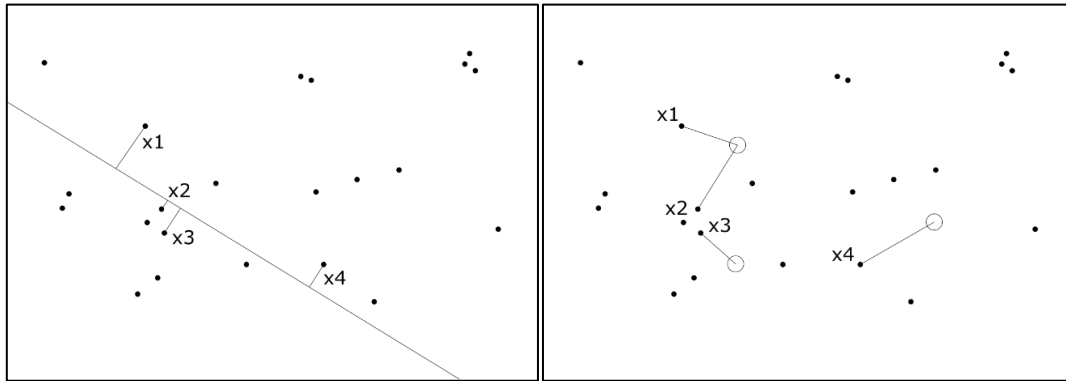


Abb. 22: Links: Methodik des Distance Sampling mit Transektlinie mit einer einzelnen, zufällig gesetzten Linie der Länge L . Es wurden vier Objekte ($n = 4$) entlang der Transektlinie in den Entfernungen x_1 ; x_2 ; ...; x_4 gemessen. In der praktischen Anwendung werden mehrere Transekte zur Abschätzung der Populationsdichte innerhalb des Untersuchungsgebietes angelegt. Rechts: Point Distance Sampling an zufällig ausgewählten Punkten im Untersuchungsgebiet. Von jedem Punkt ausgehend werden alle Objekte, die vom Punkt aus sichtbar sind, eingemessen. Abbildungen verändert nach (Buckland et al. 1993).

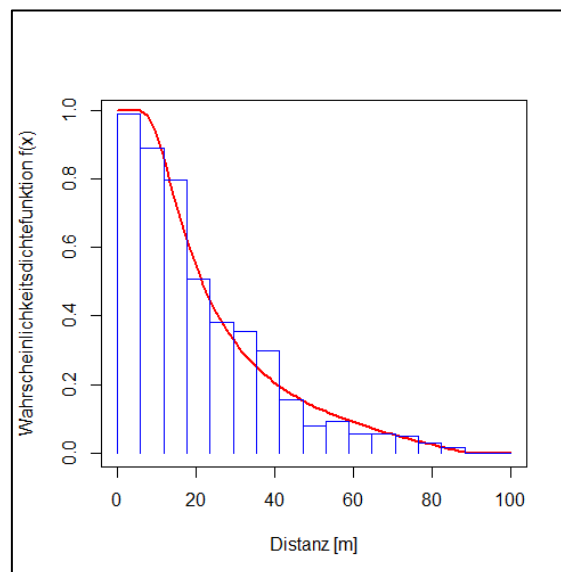


Abb. 23: Histogramm der horizontalen Entfernungen und dazugehörigen Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion $f(x)$ für die Anzahl an Bäumen mit BHD > 36 cm und mindestens einer Habitatstruktur aus den 16 Monitoringflächen der Waldkategorie N des WiNat-Projekts, erstellt mit der Software Distance Version 7.0

Methoden: Line Intersect Sampling (LIS)

Das Line Intersect Sampling ist eine relativ schnell und einfach durchzuführende Inventurmethode zur Erfassung des Volumens an liegendem Totholz. Eingeführt wurde das Verfahren bereits im Jahr 1964 durch Warren und Olsen mit dem Fokus auf der Erfassung von

Schlagabraum bei der Holzernte (Warren & Olsen 1964). Die Methode wird von (Böhl & Brändli 2007) beschrieben als ein Streifentransekt von kleinstmöglicher Breite (d.h. der Transektlinie), die durch eine Population nadelförmiger Objekte verläuft. An jedem Schnittpunkt der Linie mit einem Totholzobjekt wird der Durchmesser des Objektes gemessen, worüber das Volumen pro Einheitsfläche bestimmt werden kann. Die zur Berechnung verwendete Formel (1) wurde von (Van Wagner 1982) entwickelt und lautet:

$$V = \frac{\pi^2}{8L_j} \sum_{i=1}^N \left(\frac{d1_i + d2_i}{2} \right)^2 \frac{1}{(\cos \alpha_i)}$$

wobei V der Volumenschätzwert je Flächeneinheit, L die Länge der Transektlinie und d_i der Durchmesser des Totholzobjekts senkrecht zur Achse am Schnittpunkt mit der Transektlinie sind. (Van Wagner 1982) weist darauf hin, dass V ein unverzerrter Schätzwert des Volumens ist, solange die Objekte zylindrisch, auf dem Boden aufliegen und in zufälliger Orientierung in der Fläche verteilt sind. Um Verzerrungen zu vermeiden sollten daher mehrere Transekte in zufälliger Orientierung über die Fläche verteilt werden.

Erfassung grundlegender Waldstrukturparameter

Liegen in einem Gebiet keine Waldstrukturdaten aus festen Probekreisinventuren vor kann ergänzend zu den im Distance Sampling erfassten Habitatstrukturen, die auf die spezifische Fragestellung hin angepasst werden sollten, eine Aufnahme der grundlegenden Waldstruktur des Untersuchungsgebietes mittels Winkelzählprobe (Bitterlich 1952) durchgeführt werden. Zur Aufnahme eignet sich ein elektronisches Dendrometer, bei dem die Hangneigungskorrektur automatisch durchgeführt wird (mdl. Mitteilung H. Hondong). Die Bestandesgrundfläche korreliert mit zahlreichen weiteren Bestandesparametern (z. B. Biomasse, Stammzahl, Kronenschluss), deren Ermittlung sonst eines hohen Zeit- und Kostenaufwands bedarf (Singer 2018). Den mit der Winkelzählprobe aufgenommenen Bäumen können weitere Attribute zugeordnet werden, wie Baumart, BHD-Klasse, Totholzanteile etc. sodass eine Auswertung über den Zusammenhang von allgemeiner Bestandesstruktur und Habitatausstattung auch ohne aufwändige Einrichtung eines Probekreisrasters möglich ist.

a) Naturnähe-Monitoring

Methodik und Ergebnisse

Auf den Flächen des Naturnähe-Monitorings erfolgte die Transektkartierung in allen 16 Triplets auf zwei zufällig in den Beständen verteilten Linien von je 200 m Länge je Waldbehandlungskategorie (N, ÜK, ÜL), sodass jeweils eine Linienlänge von 6,4 km pro Kategorie erfasst wurde (Abb. 24).

Die Datenerhebung im Gelände erfolgte mit einem Zwei-Personen-Team. Das Untersuchungsteam bewegt sich mit Blick in den Bestand rechtwinklig zur eingemessenen Transektlinie. Von allen für die Aufnahme relevanten Objekten, die im rechten Winkel sichtbar sind (d.h. nicht durch einen Baum oder Unterholz verdeckt werden), wird mit einem Lasermessgerät die Entfernung gemessen und auf einem Aufnahmebogen für stehende Objekte notiert. Es wurden die Durchmesserklasse, Baumart, Objektklasse, Zersetzungsgrad (bei Totholz) und vorhandene Habitatstrukturen bestimmt und notiert (verwendeter Schlüssel wie in Waldstrukturaufnahmen). Als zu erfassende Habitate wurden die in Tab. 11 aufgeführten gut erkennbaren

Habitatstrukturen erfasst. Diese können aber je nach Fragestellung angepasst werden. Dabei sollten keine zusätzlichen Hilfsmittel zur Erkennung der Merkmale (Fernglas) verwendet werden. Die Aufnahme der liegenden Tothholzelemente erfolgt im Anschluss der Entfernungsmessungen innerhalb jeden Abschnitts. Dabei wurden am Schnittpunkt des Tothholzobjektes mit der Transektlinie mittels Kreuzklappung zwei Durchmesser ermittelt und ab einem Mittelwert von > 7 cm aufgenommen. Für eine detailliertere Beschreibung der Aufnahmemethodik sei auf den Methodenleitfaden Monitoring verwiesen, der ebenfalls im Rahmen des Projektes erstellt wurde.

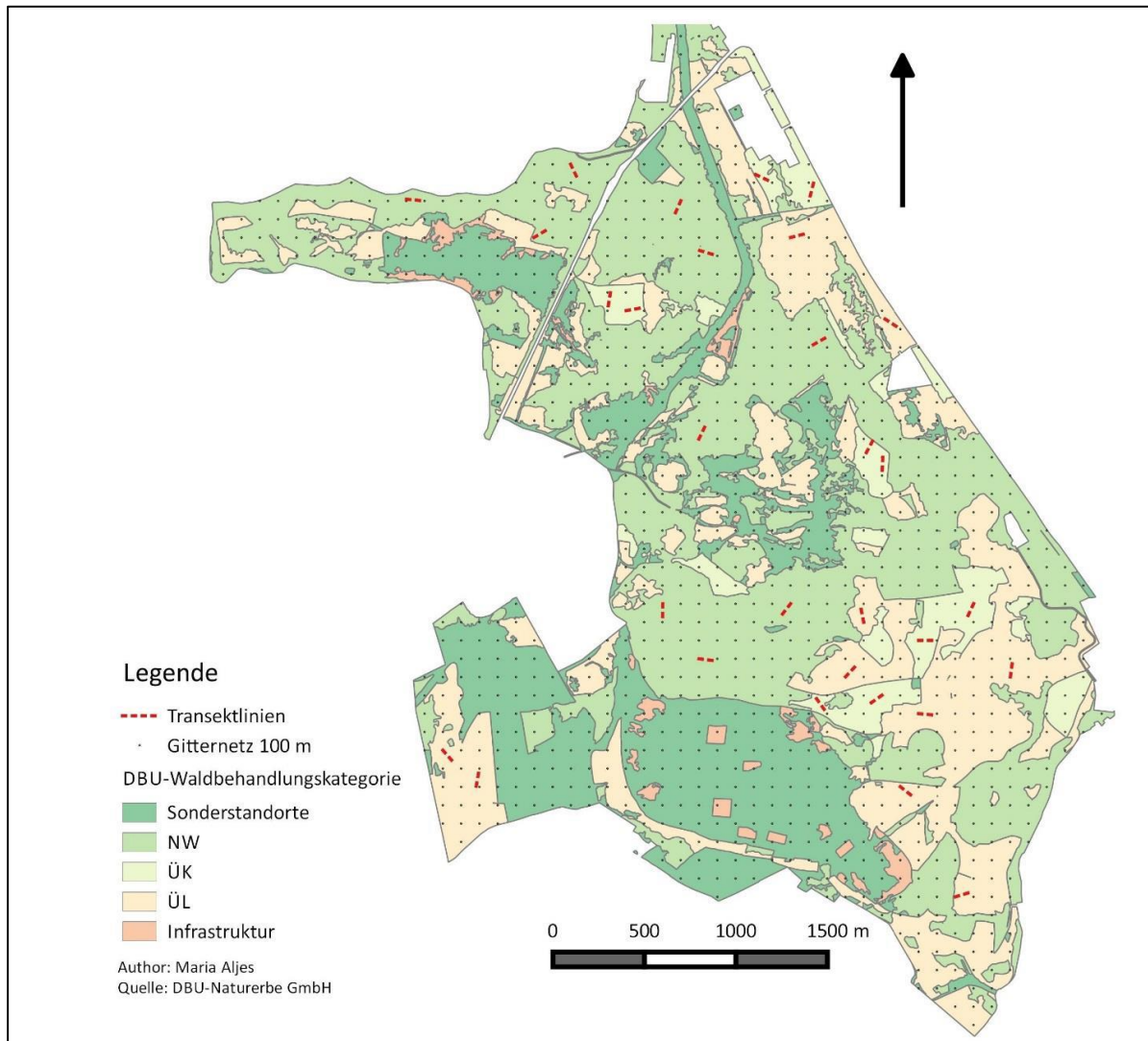


Abb. 24: Darstellung der Verteilung von Transektlinien innerhalb der Waldbehandlungskategorien NW, ÜK und ÜL auf der DBU-Naturerbefläche Prora.

Tab. 11: Abkürzungen und Kurzbeschreibung der im WiNat-Projekt über das Distances Sampling erfassten Habitate.

Habitat	Beschreibung	Aufnahme in Probe-kreisinventur
HOEHO	oberhalb 50 cm Höhe und unterhalb der Krone: Stammverletzung mit erkennbarer Hohlraumbildung, z. B. Asthöhle (durch Astabbruch und Morschung entstanden), Spechtlöcher und -höhlen, Höhle mit oder ohne Mulmsubstrat, ausgehöhlter Stamm etc.	Ja
HOEHU	unterhalb 50 cm Höhe: Verletzungen des Baumes im unmittelbaren Stammfußbereich, z. B. Rückeschäden, Aushöhlungen durch Pilzbefall etc.	Ja
MOOS	Decken aus Moosen u./o. Blatt-/Strauchflechten. Bei stehenden Bäumen werden die unteren 3 m, bei liegenden Objekten die Oberseiten auf ganzer Länge angesprochen. Das Merkmal wird erst ab 33 % Bedeckung der Stammoberfläche mit Moosen oder Flechten vergeben.	Ja
NEKR	lokales Absterben und Aufplatzen der Rinde, teilweise mit Saftausfluss, auch nekrotische Veränderung und Aufbauchungen bei Buche (mehrere Austrittstellen müssen deutlich sichtbar sein)	Ja
PILZ	Pilzkonsolen (mehrjährige, lebende, tote oder stark zersetzte Fruchtkörper) von z. B. Zunderschwamm, Rotrandiger Baumschwamm, Schwebelporling, Trameten etc. erkennbar (Artangaben, Alter und Zustand werden nicht berücksichtigt)	Ja
KRBR	Kronenbruch oder Teilkronenbruch, es muss mindestens ein Starkast 1. Ordnung betroffen sein, auch Zwieselabbrüche	Nein
STBR	Stammbruch, vollständiger Abbruch der Krone, häufig in Verbindung mit der Ausbildung einer Ersatzkrone	Ja
RIND	Nicht überwallte, rindenlose Störstellen an der Stammoberfläche (≥ 10 cm Länge oder Breite), wie z. B. Schlag- oder Fällschäden, Schälstellen, Rindentaschen, Totäste (dann mit Vermerk)	Ja
WT	Wurzelteller	Nein
EFEU	Bewuchs mit Efeu oder anderen Kletterpflanzen mit einer Mindesthöhe von 3 m und einem Deckungsgrad von mehr als 2 m ²	Ja
WREI	Wasserreiser	Nein
RISS	offene Risse, Spalten, Blitzrinnen, die mindestens in den Splint hineingehen	Nein
KREBS	Krebswucherung	Nein
DENDRO	Dendrothelm, nach oben offene Ausbuchtung oder Höhlung im Baum, in der sich Wasser ansammeln kann	Nein
BW	Besondere Wuchsform (Solitärbaum (Starkastigkeit), Zwiesel, ineinander verschränkte Bäume etc.)	Nein



Abb. 25: Beispiele für Sonderstrukturen: Stammbruch an Kiefer in der N-Fläche Kaarzer Holz, Pilzkonsolen und Moos an liegendem und stehendem Totholz im NWR Süsing (Fotos: Maria Aljes, NW-FVA), Wurzelteller (Foto: Peter Meyer, NW-FVA).

Da jede Dichtefunktion auf Bestandesebene angepasst wird, ist die Größe des Bestandes, und somit die mögliche Länge der darin zu platzierenden Transekte entscheidend für ein aussagekräftiges Ergebnis. Der Großteil der Datenaufnahmen erwies sich im Nachhinein auf Bestandesebene als nicht auswertbar, da die Mindestanzahl von 60–80 Objekten, wie sie bei Buckland (1993) für eine Analyse als notwendig genannt wird, nicht erreicht wurde. Eine Einzelstudie mit längeren Transekten in einem oder zwei der größeren Untersuchungsgebiete (DBU-Flächen) hätte hier die besseren bezüglich eines Methodenvergleichs geliefert. Um dennoch Aussagen über die Aufnahmeverfahren treffen zu können wurde die Auswertung der Daten über alle 16 Flächen gepoolt vorgenommen.

Stehendes Totholz

Der Durchmesser der aufgenommenen Objekte wurde im Distance Sampling in sechs verschiedenen Klassen geschätzt. Damit lässt sich ein Vergleich der Anzahl der gefundenen Objekte je

Durchmesserklasse mit den in der Probekreisinventur erhobenen Daten anstellen (Abb. 26). Dabei fällt auf, dass die Mittelwerte in der Kategorie N und ÜK zwischen den Aufnahmeverfahren geringere Abweichungen aufweisen, als in der Kategorie ÜL. Die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion liefert für die Durchmesserklasse von 7–20 cm in den ÜL-Beständen eine sehr gute Anpassung, da die Dichte der beobachteten Objekte mit 612 sehr hoch ist. Es kann also davon ausgegangen werden, dass hier im Rahmen der Probekreisinventuren eine Überschätzung des tatsächlichen Dichtewertes stattfindet. Auch in den Kategorien ÜK und N fallen insbesondere in der untersten Durchmesserklasse die Unterschiede höher aus.

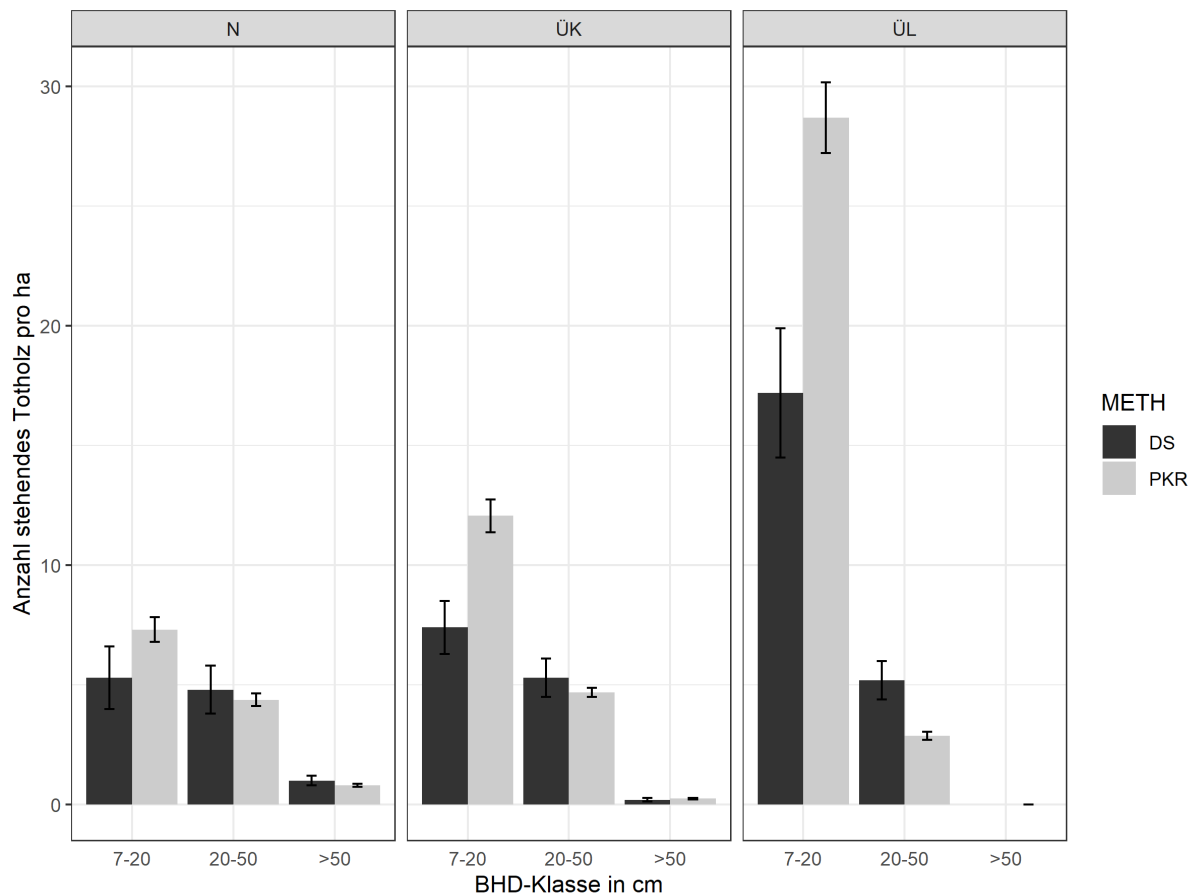


Abb. 26: Vergleich der geschätzten Anzahl stehender Totholzobjekte in drei BHD-Klassen in den Kategorien N, ÜK und ÜL der 16 Untersuchungsgebiete getrennt nach den Aufnahmeverfahren Distance Sampling (DS) und Probekreisinventur (PKR) mit Angabe des Standardfehlers.

Habitate

Da selbst gepoolt über alle 16 Flächen der drei Waldbehandlungskategorien für viele der Habitate keine ausreichend hohe Stichprobenzahl erfasst werden konnte wird im Folgenden auf die vier Habitatgruppen mit der höchsten Objektdichte eingegangen. Dass Rindenverletzungen in allen Waldbehandlungskategorien als Folge forstwirtschaftlicher Maßnahmen häufig zu beobachten sind spiegelt sich in beiden Aufnahmeverfahren gleichermaßen wider, wobei das Probekreisverfahren eine überproportional höhere Schätzung auf den Flächen der alten Kiefernbestände (ÜK) aufweist; für die Kategorien N und ÜL fallen die Werte ähnlich aus. Für die Strukturgruppe „Bäume mit Stamm- oder Kronenabbrüchen“ ist eine systematisch höhere Schätzung der Dichte offensichtlich, die Tendenz der Zunahme von der

Waldbehandlungskategorie N hin zu ÜL ist jedoch ähnlich. Da die Datengrundlage für die Dichteschätzung in Distance 7.0 mit einer hohen Anzahl an Objekten (N = 450, ÜK = 336 und ÜL = 604) erfolgte ist davon auszugehen, dass es sich um eine Überschätzung des Merkmals im Probekreisverfahren handelt. Für seltenere Strukturen, wie Pilzkonsolen, ergibt sich eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Auch in der Abschätzung der Anzahl von Stämmen mit Moos- und/oder Flechtenbewuchs sind die Unterschiede zwischen den Dichteschätzungen gering (Abb. 27).

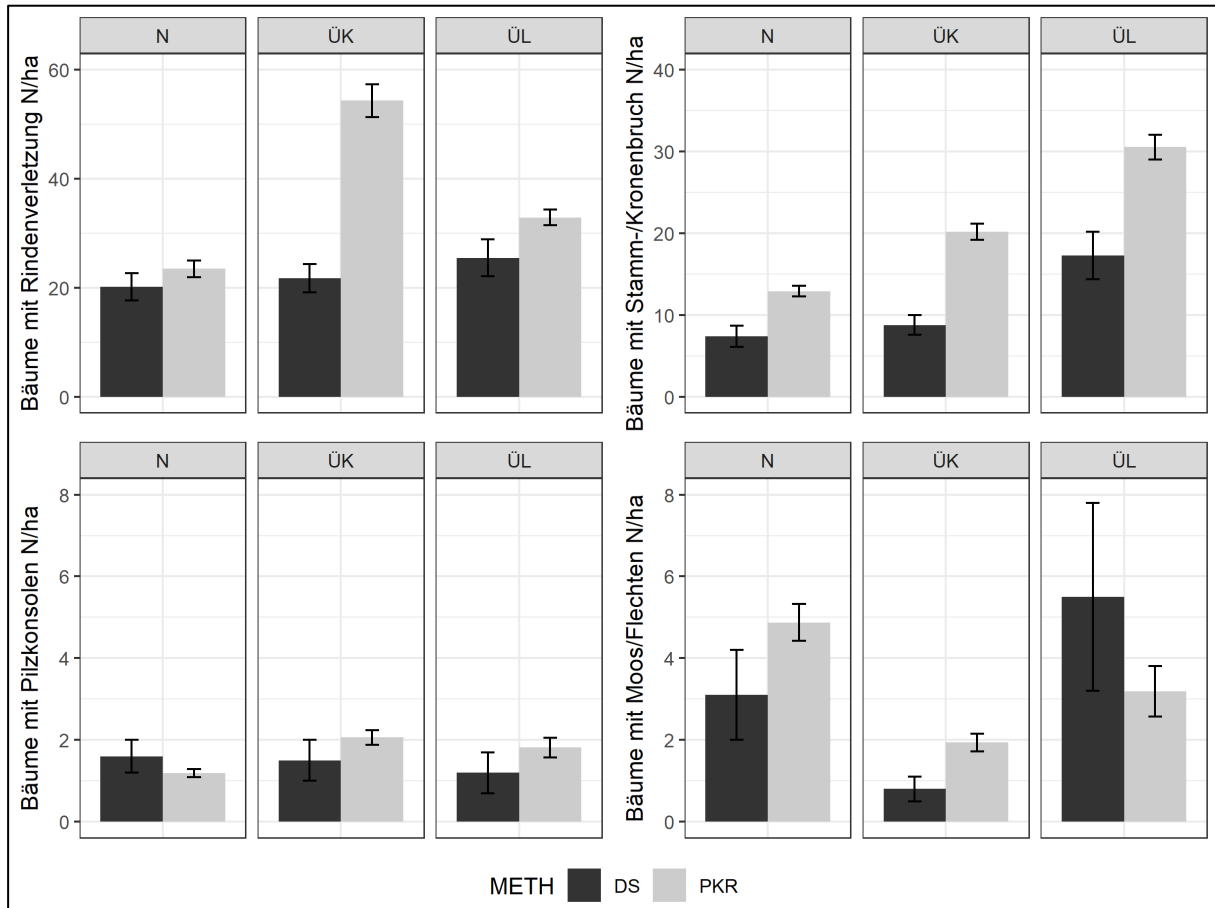


Abb. 27: Vergleich der geschätzten Anzahl ausgewählter Habitatstrukturen in den Kategorien N, ÜK und ÜL der 16 Untersuchungsgebiete getrennt nach den Aufnahmemethoden Distance Sampling (DS) und Probekreisinventur (PKR) mit Angabe des Standardfehlers.

Liegendes Totholz

Die Auswertungen für den Vergleich des liegenden Totholzes zeigen ein differenziertes Bild (Abb. 28). Grundlage für die Darstellung des Boxplots sind die Aufnahmeeinheiten, d.h. je Bestand die Totholzvolumina je Probekreis ($n = 10$ Probekreise), hochgerechnet auf 1 ha vs. Totholzvolumina je Transekteinheit in einem Bestand ($n = 10$ Abschnitte á 40 m). Die Streuung ist erwartungsgemäß zum Teil recht breit, in den meisten Fällen überlappen sich die Konfidenzbereiche für beide Aufnahmemethoden. In den ÜL-Beständen mit tendenziell dünnerem Totholz scheint es eine Überschätzung des Volumens bei der Anwendung des Line Intersect Sampling zu geben, auch die Streuung fällt bei dieser Methode größtenteils höher aus. Hier ließe sich vermutlich ebenfalls durch eine Verlängerung der Transektlinien ein besseres Ergebnis erzielen.

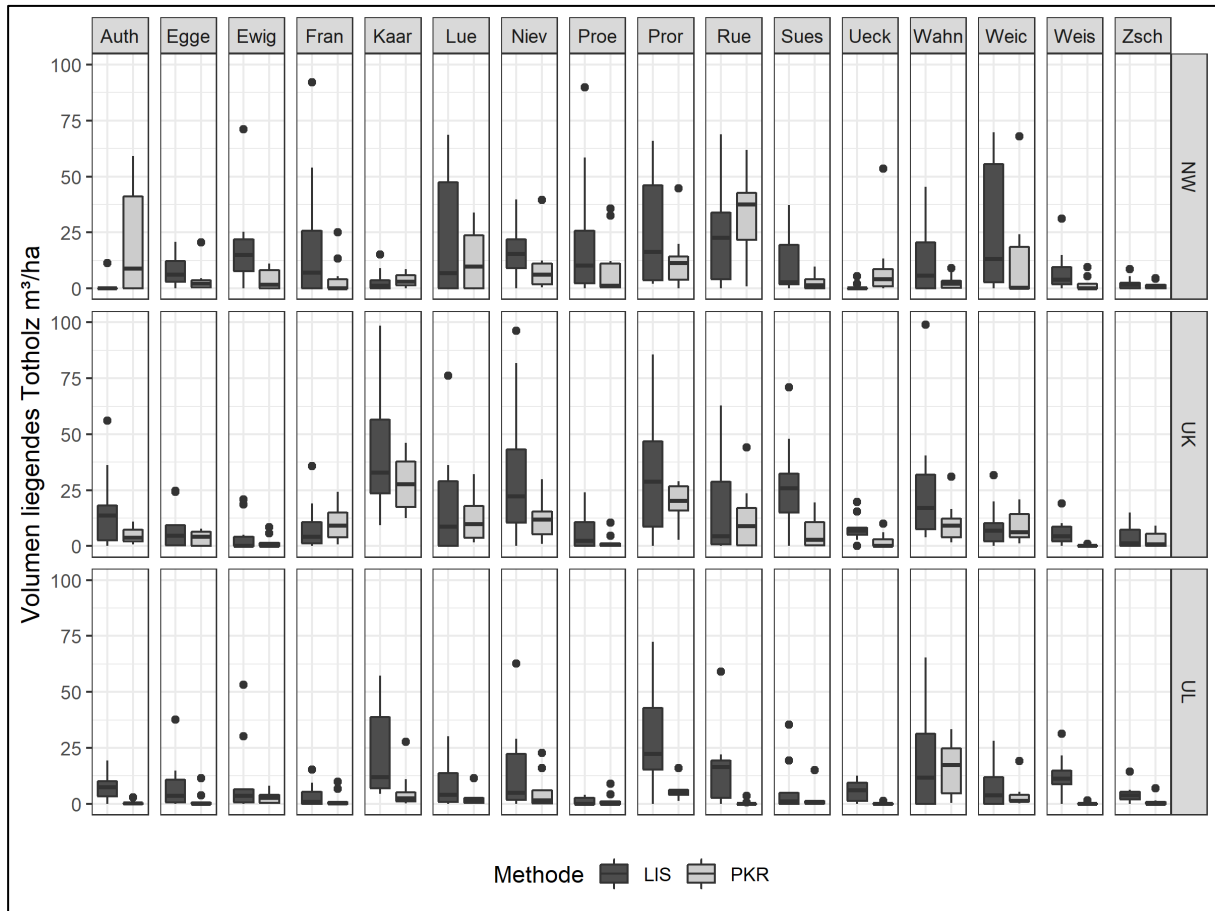


Abb. 28: Darstellung der berechneten Totholzvolumina für liegendes Totholz für die 16 Untersuchungsgebiete je Waldbehandlungskategorie (NW = N, UK = ÜK, UL = ÜL) mit dem Line Intersect Sampling (LIS) und dem Probekreisverfahren (PKR) mit Angabe des Median, der 95% Konfidenzintervalle und Ausreißern.

b) Experiment

Methodik und Ergebnisse

Auf den Experimentflächen in der Rühnicker Heide wurden je Einzelfläche in einer Länge von 320 m Linien zwischen den Probekreismittelpunkten V-förmig mit einer zufällig gewählten Ausrichtung kartiert, sodass die Gesamtlänge der Transekte je Variante aufgrund der vierfachen Wiederholung 1.280 m beträgt (Abb. 29).



Abb. 29: Aufnahmedesign für die Transektlinien auf den Experimentflächen der Rütznicker Heide West und Ost.

Stehendes Totholz

Für das Jahr 2015 zeigen sich zwischen den Aufnahmemethoden keine nennenswerten Unterschiede in der geschätzten Anzahl stehender Totholzobjekte (Abb. 30). Es fällt auf, dass die Werte der Objekte nach dem Distance Sampling in BHD-Klasse 7–20 cm für die Varianten „Totholz“, „Totholz + Pflanzung“ und „Kontrolle“ annähernd gleich sind, während die Objektdichte im Probekreisverfahren für „Totholz + Pflanzung“ etwas niedriger ausfällt. Interessant ist die Beobachtung, dass für das Jahr 2017 nach Maßnahmenumsetzung mit dem Probekreisverfahren durchweg höhere Objektdichten für die Durchmesserklassen 7–20 cm und 20–50 cm geschätzt werden als für das Jahr 2015, wohingegen mit dem Distance Sampling lediglich in der Durchmesserklasse 20–50 cm in den Varianten „Totholz“ und „Totholz + Pflanzung“, also dort, wo auch künstlich Totholz erzeugt wurde, ein leichter Anstieg der Objektdichte zu verzeichnen ist. In Durchmesserklasse 7–20 cm gehen die Werte leicht zurück. Dies scheint eine durchaus logische Veränderung zu sein, da im Zuge der Maßnahmenumsetzung ein Teil der dünneren Totholzobjekte zwar nicht intentional, jedoch als Folge der Holzernte und Totholzerzeugung, zu liegendem Totholz geworden sind. Es scheint, dass trotz der zufälligen Verteilung der geschlagenen Lücken und somit gleichmäßigen Repräsentanz stehend erzeugten Totholzes im Probekreisverfahren eine leichte Überschätzung der Totholzobjekte stattfindet.

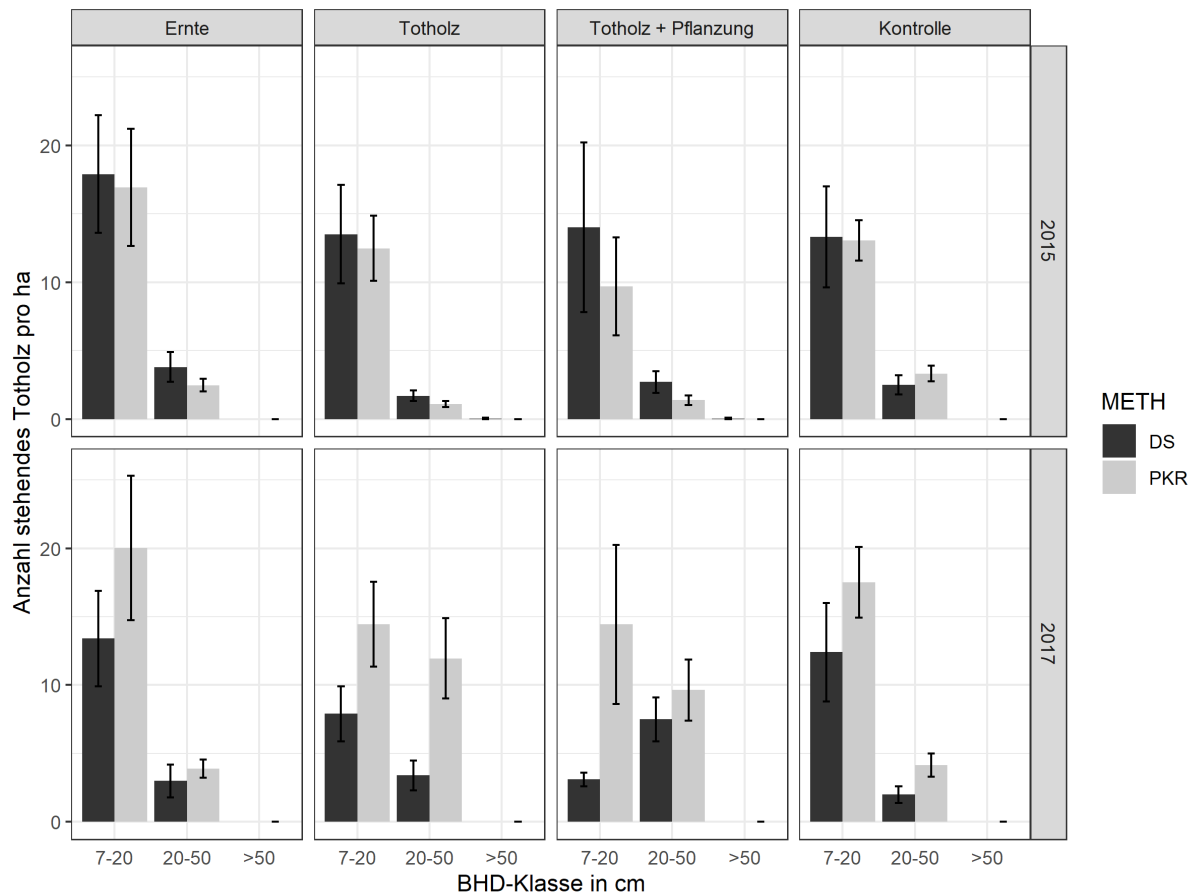


Abb. 30: Vergleich der geschätzten Anzahl stehender Totholzobjekte in drei BHD-Klassen in den vier Varianten des Experiments in der Rühnicker Heide vor und nach Umsetzung der Maßnahmen getrennt nach den Aufnahmemethoden Distance Sampling (DS) und Probekreisinventur (PKR) mit Angabe des Standardfehlers.

Habitate

Im Gegensatz zu den Transektkartierungen auf den Flächen des Naturnähe-Monitorings wurde auf den Experimentflächen der Rühnicker Heide mit je 1.280 m Transekt je Behandlungsvariante eine deutlich größere Fläche abgedeckt. Damit lassen sich für häufig beobachtete Habitatstrukturen, wie Rindenverletzungen, eine gute Schätzung der Dichte erzielen. Für sehr seltene Strukturen, wie Stammrisse oder Stammhöhlen lassen sich jedoch keine gesicherten Aussagen treffen, da bei einem durchschnittlichen Vorkommen von vier Stammhöhlen pro 100 m Transektlinie knapp 25 km Transekt abgelaufen werden müssten, um ausreichend Objekte zu erfassen. Dies verdeutlicht einmal mehr die Strukturarmut in den jungen Kiefernwäldern. Neben dem Merkmal „Rindenverletzung“ weist lediglich das Merkmal „Stamm- oder Kronenbruch“ ausreichend Objekte für eine gesicherte Schätzung mit dem Distance Sampling auf. Der Vergleich zeigt, dass keine großen Unterschiede zwischen den Aufnahmemethoden zu verzeichnen sind (Abb. 31). Lediglich der wesentlich niedrigere Wert im Jahr 2017 der Variante „Kontrolle“ im Vergleich zum Vorjahr wirft Fragen auf. Anhand der vorgenommenen Transektkartierung lässt sich, abgesehen von zusätzlichen Rindenverletzungen, die durch das Umstoßen der Bäume in den Behandlungsvarianten 2 und 3 an benachbarten Bäumen entstanden sind, bisher keine Zunahme außerhalb der durch die Maßnahmen entstandenen Strukturen (wie z. B. Wurzelteller) nachweisen. Auch hier ist zu erwarten, dass mit

fortschreitender Zeit durch das zusätzlich entstandene Totholz das Vorkommen von Pilzkonsolen und Stammhöhlen begünstigt wird. Jedoch sind die Dimensionen, in denen Totholz erzeugt wurde dafür mitunter noch nicht ausreichend, oder die geringelten Bäume werden über kurz oder lang zu liegendem Totholz, wie zurzeit von den Revierförstern beobachtet.

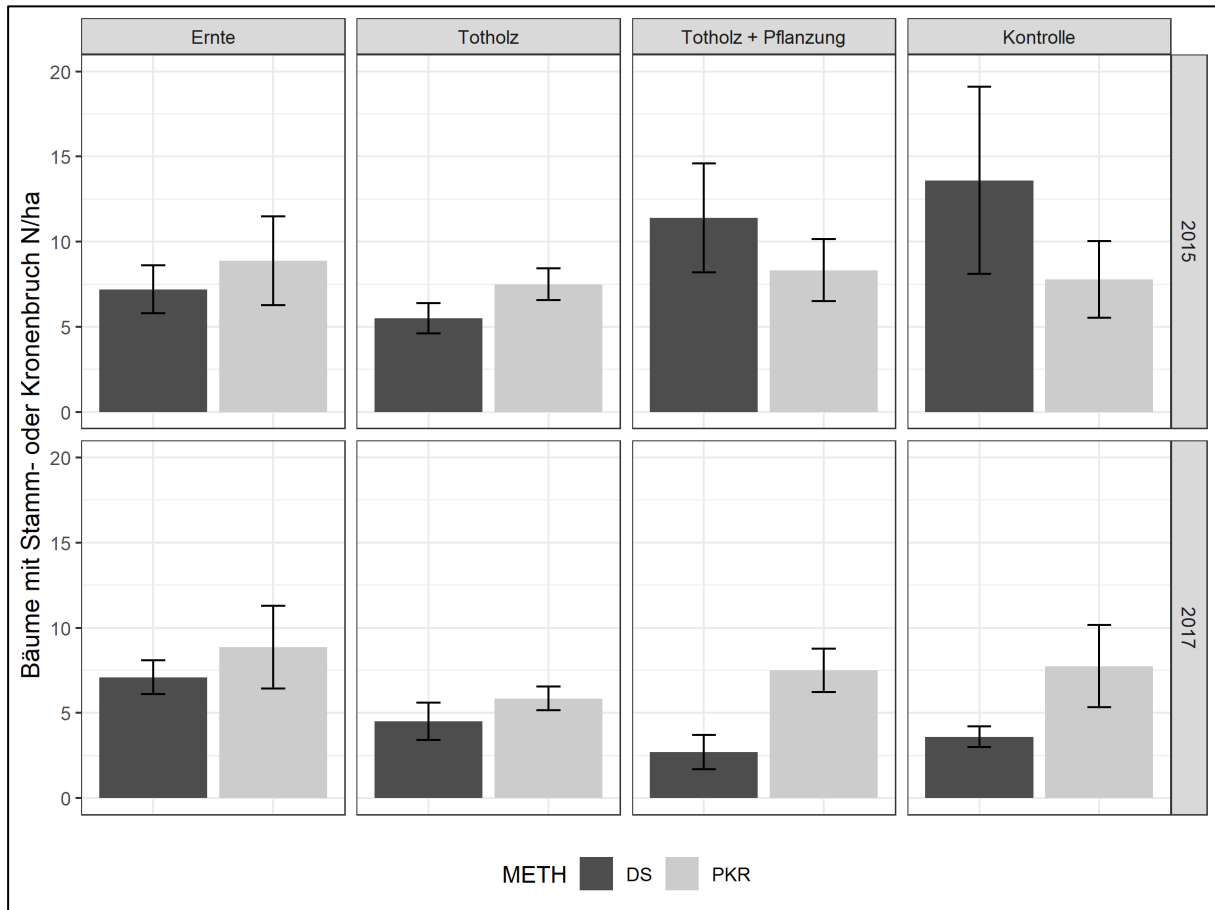


Abb. 31: Anzahl der Bäume mit Stamm- oder Kronenbruch auf den Experimentflächen vor und nach Umsetzung der Maßnahmen, geschätzt mit dem Distance Sampling Verfahren (DS) und der Auswertung der Probekreisinventuren (PKR) unter Angabe des Standardfehlers.

Liegendes Totholz

Die Schätzung des liegenden Totholzvolumens über die Erfassung im Line Intersect Sampling ist als Schnellverfahren bei Messung von minimal drei Werten (zwei Durchmesser am Schnittpunkt mit der Transektlinie, sowie dem Neigungswinkel zur Horizontalen) effizient durchführbar. Die Methode lässt sich flexibel anpassen, um zum Beispiel die Anzahl an Stammstücken verschiedener Zersetzungsgrade oder Durchmesserklassen zu bewerten. Die Auswertungen eines direkten Vergleichs mit den in den Probekreisen erhobenen Totholz mengen zeigen, dass die Erhebungen mittels Transekt bei geringen Objektdichten und einer hohen Anzahl an Objekten kleiner Durchmesserklassen (wie im Falle der Nullaufnahme auf den Experimentflächen im Jahr 2015) eine größere Streuung und einen höheren Mittelwert aufweisen, als die auf den Probekreisen erhobenen Werte (Abb. 32). Der Median fällt jedoch ähnlich aus. Nach Umsetzung der Maßnahmen ist in den Plots mit einem hohen Totholzaufkommen eine hohe Übereinstimmung der Werte zwischen den beiden Methoden zu beobachten.

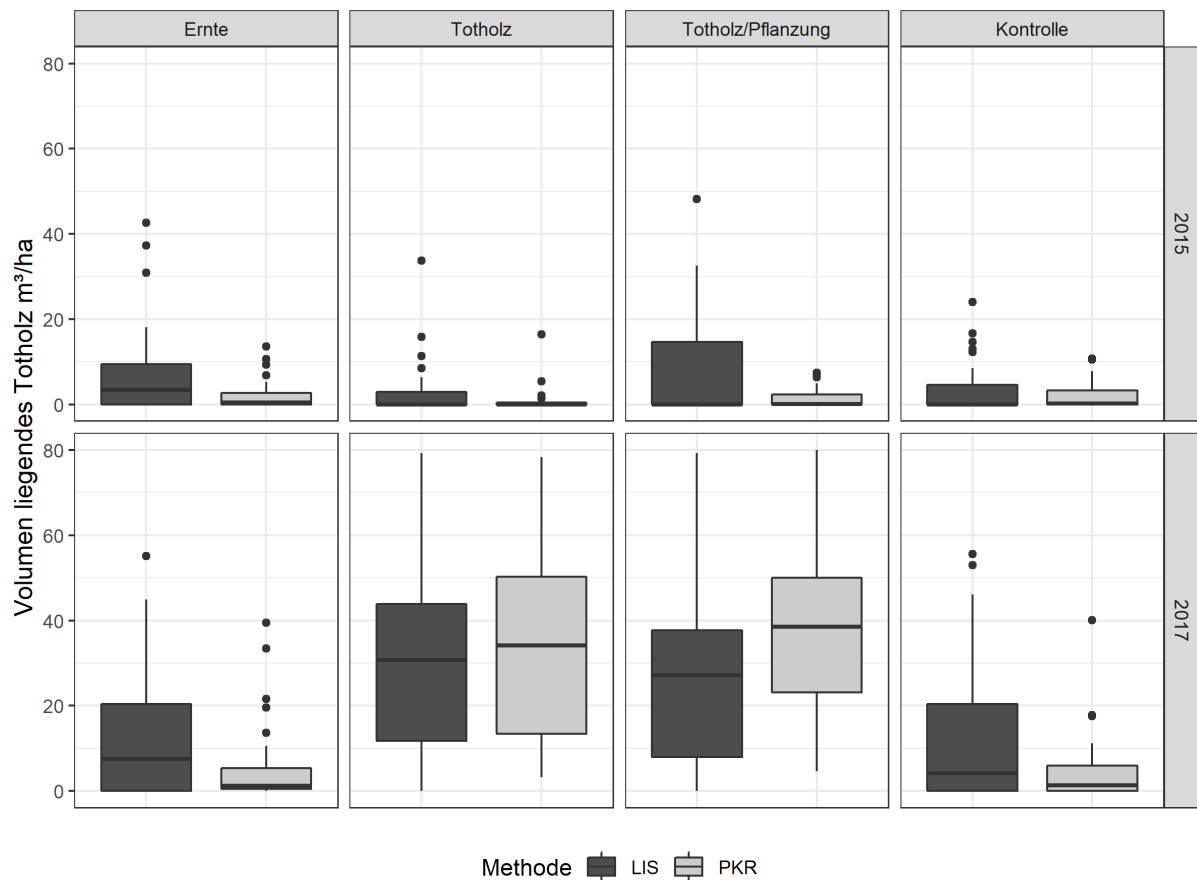


Abb. 32: Vergleich der mittels Line Intersect Sampling (LIS) und Probekreisverfahren (PKR) erhobenen Totholz-mengen liegender Totholzobjekte in m^3 pro Hektar auf den vier Varianten der Experimentflächen in der Rühnicker Heide vor und nach Umsetzung der Maßnahmen.

In Vorbereitung, Durchführung und der benötigten Ausrüstung gestaltete sich die Anwendung des Distance Sampling in Kombination mit dem Line Intersect Sampling als praxistauglich und zeiteffizient. Eine grobe Abschätzung des zeitlichen Aufwands legt eine Minstdauer von 30 Minuten je 100 Meter Transektlinie nahe, wobei dieser Wert bei einer Reduktion der Aufnahmeparameter und Begang der Linie mittels GPS-Ortung statt Einmessen deutlich verringert werden dürfte. Diese Methode wurde von (Singer 2018) in einer Masterarbeit für die Kartierung von Vorkommen des Mittelspechts in Kombination mit Totholzmerkmalen an Bäumen verwendet und ermöglicht die Bearbeitung auch nur durch eine Person. Dieses Vorgehen wird auch bei (Bäuerle et al. 2009) vorgeschlagen und kann zum Beispiel zusätzlich beim Vorhandensein eines festen Probekreistrassers zur Ergänzung von Aufnahmen bei Zurücklegen der Wegstrecke von einem Probekreis zum nächsten angewendet werden, wobei damit die Transektlinien annähernd gleich lang sind.

Studien, wie die von Paillet et al. (2015) und Larkin (2017) belegen, dass für eine qualitativ hochwertige Datenaufnahme besonderer Wert auf die Schulung der Beobachter im Erkennen der Mikrohabitate und einheitlicher Ansprache gelegt werden sollte, insbesondere wenn diese als Indikatoren oder für ein langfristiges Monitoring Verwendung finden sollen. Der Vorteil des Distance Sampling gegenüber Probekreisinventuren liegt hier darin, dass sich die Bearbeitenden ganz auf das Auffinden der Merkmale konzentrieren können.

Wie eingangs bereits erwähnt, kann konstatiert werden, dass das Distance Sampling für die Erfassung von Sonderstrukturen auf Bestandesebene nur zielführend ist, wenn ausreichend Objekte erfasst werden. Dies ist bei vielen der aufgenommenen Habitatstrukturen nicht der Fall gewesen, da die ausgewählten Bestände aufgrund der im Forschungsdesign festgelegten standörtlichen Restriktionen häufig gerade groß genug waren, um eine 200 m lange Transektlinie darin zu platzieren. Auch sollte die Anzahl an Aufnahmeparametern fokussiert auf die jeweilige Forschungsfrage ausgerichtet sein. Wie bereits im Zwischenbericht 2017 erwähnt, eignet sich das Distance Sampling somit eher zur Beantwortung spezifischer Fragestellungen, die das Vorhandensein ausgewählter Habitatstrukturen auf Landschaftsebene zum Inhalt hat, als zur Erfassung bestandesspezifischer Veränderungen. Insbesondere in strukturarmen Beständen, wie in den Kiefernbeständen der Rüthnicker Heide, ist der Aufwand zur Erfassung seltener Habitatstrukturen enorm. Dennoch können die im WiNat-Projekt bisher aufgenommenen Transektkartierungen in den Monitoringflächen als Vorstudie ausgewertet werden, um den benötigten Aufwand zur Erfassung eines gewünschten Merkmals zu berechnen.

Bei Buckland et al. (1993) findet man in Kapitel 7 die Berechnung der optimalen Transektlänge bei Vorhandensein einer Vorstudie. Basierend auf den Daten, die im Naturwaldreservat Lüßberg erhoben wurden lässt sich für das Merkmal „Höhle“ die Mindestlänge für eine Kartierung wie folgt berechnen.

Als Genauigkeitsmaß kann der Variationskoeffizient verwendet werden. Wenn wir eine Genauigkeit von 0,2 oder 20 % als akzeptabel erachten, können wir mit den Werten Transektlänge $L_0 = 0,4$ km und den beobachteten Objekten $n_0 = 20$ die benötigte Transektlänge berechnen.

$$L = \left(\frac{b}{(cv_t(\hat{D}))^2} \right) * \left(\frac{L_0}{n_0} \right)$$

$$L = \left(\frac{3}{(0,25)^2} \right) * \left(\frac{0,4}{17} \right) = 1,1 \text{ km}$$

Die daraus resultierende zu erwartende Anzahl an Objekten auf knapp einem Kilometer Transektlänge ergibt sich nach Umstellen der Formel zu:

$$n = \frac{\left(\frac{3}{(0,25)^2} \right)}{1,1} = 44$$

Für eine statistisch sichere Auswertung werden jedoch zwischen 60 und 80 Objekte empfohlen, daher sollten zwei Kilometer Transektlinien beprobt werden, um ein gutes Ergebnis zu erzielen. Aus der Pilotstudie kann der Wert der effektiven Streifenbreite (je nach Spezifikation im Programm Distance als maximale Entfernung der Beobachtung oder Abschneiden der obersten 5% der Werte definiert) entnommen werden. Im NWR Lüßberg betrug die effektive Streifenbreite nach Abschneiden der obersten 5% der Werte 47 Meter. Somit wird durch eine Kartierung von zwei Kilometer Transektlinie eine Gesamtabdeckung von $2000 \text{ m} * 47 \text{ m} = 94000 \text{ m}^2 = 9,4 \text{ ha}$ erreicht, was einer Dichte von 94 Probekreisen entspricht. Hier wird der geringere Arbeitsaufwand beim Distance Sampling offensichtlich gegenüber einer Einrichtung und der Aufnahme auf Probekreisen.

Das Line Intersect Sampling wird in der Literatur ebenfalls als effizienter in der Durchführung

im Vergleich zu Probekreisinventuren bewertet (Warren & Olsen 1964, Ståhl et al. 2001, Woldendorp et al. 2002), wobei die Probekreisinventur auf Flächen mit einem geringen Aufkommen von liegendem Totholz mit geringem Durchmesser überlegen ist. Die Aufnahmen aus dem Experiment in der Rüthnicker Heide bestätigen dies, da für die Probekreisinventuren eine geringere Schwankung der Werte zu verzeichnen ist.

In der Durchführung hat sich gezeigt, dass die Linientranssektmethode zur Erfassung von Totholz und Sonderstrukturen geeignet ist, in potentiellen oder bereits ausgewiesenen großflächigen Wildnisgebieten oder Wäldern mit natürlicher Entwicklung eine Bewertung der Habitatausstattung vorzunehmen. Für die Anwendung auf Bestandesebene ist die Methode in der Regel nicht geeignet, da eine ausreichend große Anzahl an Beobachtungsobjekten notwendig ist um statistisch gesicherte Schätzwerte abzuleiten und sich diese in den kleinteiligen forstlichen Einheiten nicht erreichen lassen. Mit Hinblick auf ein Monitoringverfahren, welches auf den Flächen der DBU Naturerbe GmbH oder anderen Großschutzgebieten zur Anwendung kommen soll, bietet die Anwendung des Distance Sampling für Habitatstrukturen und des Line Transect Sampling für die Voluminierung liegendes Totholzes ein vielversprechendes Tool für eine mit relativ geringem Aufwand durchführbare und leicht auszuwertende Inventurmethode.

2.1.3 Arbeitspaket F2: Funktionale Naturnähe-Indikatoren

2.1.3.1 Einleitung

In den Wäldern des Naturnähe-Monitorings wurden verschiedene funktionale Parameter untersucht. Der Fokus lag dabei auf der Kohlenstoffspeicherung der Wälder in unterschiedlichen Kompartimenten. Die Produktivität, Nährstoffvorräte im Boden und verschiedene bodenchemische Eigenschaften wurden zwischen Wäldern der Kategorien N und ÜL verglichen. Diese Vergleiche bilden die Grundlage für die Bewertung, ob sich die funktionalen Parameter als Indikator für Naturnähe eignen. Im Folgenden sind die Ergebnisse der verschiedenen Teilbereiche dargestellt.

2.1.3.2 Kohlenstoffbindung in der oberirdischen Biomasse

Methoden

Die Kohlenstoff-(C-)Vorräte in der oberirdischen Biomasse wurden anhand der Waldstrukturdaten berechnet, die aus dem Arbeitspaket F1 für alle Waldbestände des Naturnähemonitorings zur Verfügung standen. Zur Berechnung der Biomasse wurden

1. für lebende Bäume sowie für die Verjüngung artspezifische, allometrische Regressionsgleichungen aus der Literatur verwendet, anhand derer sich mittels Brusthöhen-durchmesser und z.T. der Baumhöhe direkt die Baumbiomasse berechnen lässt, und
2. für tote Bäume Volumenberechnungen durchgeführt und das Volumen mit der artspezifischen Holzdichte multipliziert.

Die oberirdische Nettoprimärproduktion als Summe der Holz- und Streuproduktion wurde in den Jahren 2015–2017 auf jeweils sechs der zehn Probekreise in den N- und ÜL-Beständen gemessen. Zur Messung der Holzproduktion wurden Zuwachsmaßbänder (Abb. 33a) genutzt, die an die Bäume angebracht werden und dort verbleiben. So lässt sich jeweils nach der Vegetationsperiode der Durchmesser der Bäume direkt ablesen und so die Differenz zur Holzbiomasse des Vorjahres berechnen. Für die Messung der Streuproduktion wurden Streufänger in den Beständen aufgestellt (Abb. 33b). Zur Umrechnung von Biomasse in Kohlenstoff wurde mit einem C-Gehalt von 50 % gerechnet.

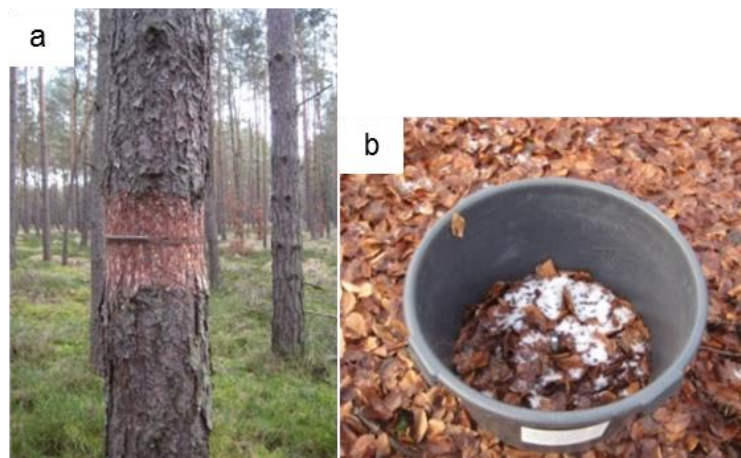


Abb. 33: a) Zuwachsmaßband an Kiefer. b) Streufänger vor der Leerung in einem Buchenbestand.

Ergebnisse und Diskussion

Die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse wurden in der Fachzeitschrift „Forest Ecology and Management“ unter dem Titel „Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests“ veröffentlicht (Förster et al. 2021).

Die C-Vorräte in der Biomasse lebender Bäume und in der oberirdischen Gesamtbiomasse waren in den Wäldern der Kategorie N signifikant höher als in den beiden Kiefernwaldkategorien ÜK und ÜL, die sich nicht signifikant voneinander unterschieden. Im Totholz war in den ÜL-Beständen signifikant weniger Kohlenstoff gespeichert als in den N- und ÜK-Beständen. Die C-Vorräte in der Verjüngung unterschieden sich nicht zwischen den drei Waldkategorien. Im Vergleich waren die C-Vorräte in den Wäldern der Kategorie ÜL um etwa 50 % kleiner als in den Wäldern der Kategorie ÜL (Tab. 12).

Tab. 12: Kohlenstoffvorräte in den verschiedenen Kompartimenten und in der oberirdischen Gesamtbiomasse in den drei Waldkategorien N, ÜK, ÜL. Für die Kategorie N sind zusätzlich die Werte der verschiedenen Hauptbaumarten angegeben. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Waldkategorien. Verändert nach Förster et al. 2021.

Waldkategorie	Biomasse lebender Bäume (Mg C ha ⁻¹)	Biomasse des Totholzes (Mg C ha ⁻¹)	Biomasse der Verjüngung (Mg C ha ⁻¹)	Oberirdische Gesamtbiomasse (Mg C ha ⁻¹)
N	141.64 ± 48.97 ^a	4.56 ± 3.17 ^a	0.97 ± 2.24 ^a	147.17 ± 48.77 ^a
<i>Fagus sylvatica</i>	154.28 ± 43.03	4.08 ± 2.02	1.10 ± 2.48	159.45 ± 42.51
<i>Quercus petraea</i>	107.82 ± 7.27	9.35 ± 6.51	0.45 ± 0.63	117.62 ± 13.15
<i>Pinus sylvestris</i>	45.02	1.24	0.36	46.63
ÜK	83.16 ± 23.7 ^b	3.33 ± 1.92 ^a	0.31 ± 0.29 ^a	86.8 ± 24.58 ^b
ÜL	69.99 ± 16.77 ^b	1.64 ± 0.87 ^b	0.41 ± 0.47 ^a	72.04 ± 17.02 ^b

In einem gemischten linearen Modell wurde der Einfluss verschiedener Faktoren auf die oberirdischen Biomasse-C-Vorräte untersucht (Abb. 34). Dabei stellte sich heraus, dass die Hauptbaumart Kiefer, im Vergleich zur Buche, den größten negativen Einfluss auf die C-Vorräte hatte. Trotz der noch überschaubaren Zeitspannen hatte die Zeit seit der letzten Holzentnahme einen positiven Effekt auf die C-Vorräte. Ein höherer Anteil der Hauptbaumart an der Bestandesgrundfläche führte zu geringeren C-Vorräten. Sowohl die mittlere Jahrestemperatur, als auch die mittleren Jahresniederschläge hatten keinen Einfluss in dem Modell. Überraschenderweise hatte auch das Bestandesalter keinen Einfluss auf die C-Vorräte, obwohl sowohl für Kiefern- als auch für Buchenbestände eine Altersspanne von etwa 100 Jahren untersucht wurde. Ein Grund hierfür ist wahrscheinlich die Holzentnahme, die vor allem in den ÜK- und ÜL-Beständen, aber auch in den N-Beständen, vor der Nutzungsaufgabe der Anreicherung von Biomasse mit steigendem Alter entgegenwirkte.

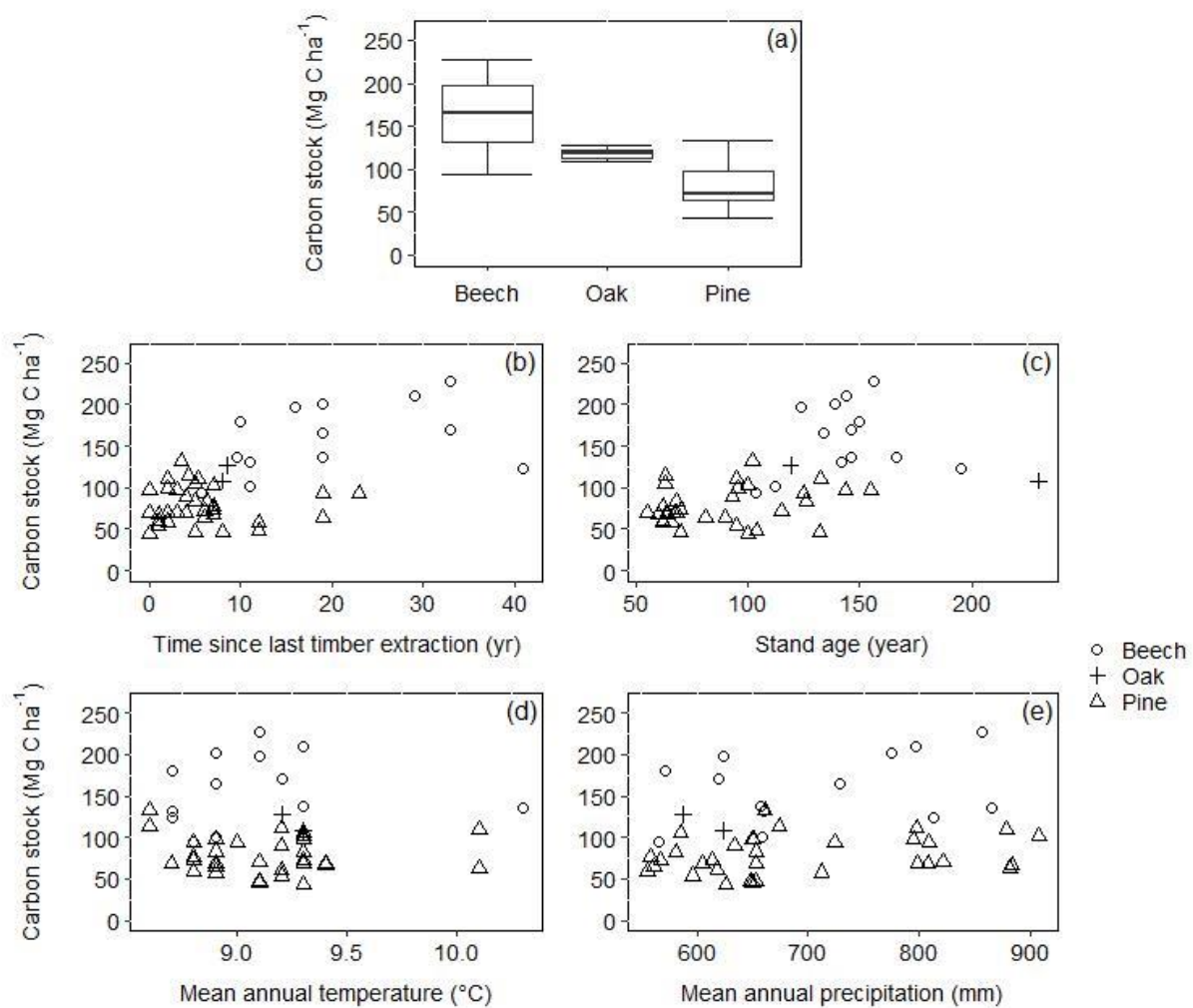


Abb. 34: Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse in Abhängigkeit der Hauptbaumart (a), der Zeit seit der letzten Holzentnahme (b), des Bestandesalters (c), der mittleren Jahrestemperatur (d) und des mittleren jährlichen Niederschlags (e). Entnommen aus Förster et al. 2021.

Die Streuproduktion war in beiden Aufnahmejahren in den N-Beständen signifikant höher als in den ÜL-Beständen. Die Holzproduktion zeigte zwar 2015 einen Trend zu höheren Werten in den N-Beständen, dieser war aber in den zwei folgenden Jahren nicht zu erkennen. 2016 kam es in fast allen untersuchten Buchenbeständen zu einer Buchenmast. Dies lässt sich gut an der deutlich höheren Fruchtproduktion in Wäldern der Kategorie N im Vergleich zum Vorjahr ablesen (Abb. 35).

Das Klima in der Vegetationsperiode war im Jahr 2015 ähnlich wie im langjährigen Mittel, so dass die Messwerte vermutlich den durchschnittlichen Werten der vergangenen Jahrzehnte entsprechen. Die Vegetationsperiode 2016 war dagegen überdurchschnittlich warm und trocken. Diese Bedingungen werden als Folge des Klimawandels in Zukunft wahrscheinlich häufiger werden (IPCC 2014, Schär et al. 2004). Unter diesen Bedingungen war der Unterschied zwischen den Waldkategorien in der oberirdischen NPP, bedingt durch die deutlich höhere Fruchtproduktion in Buchenbeständen, noch größer als im Jahr zuvor. Eine reduzierte Kohlenstoffaufnahme der sonst als trockenheitssensitiv beschriebenen Buche (Geßler et al. 2007) war nicht festzustellen. Die Vegetationsperiode 2017 war relativ warm bei gleichzeitig hohen

Niederschlägen. Eine signifikant positive Auswirkung dieser Bedingungen auf die Holzproduktion war jedoch weder in den N-, noch in den ÜL-Beständen festzustellen.

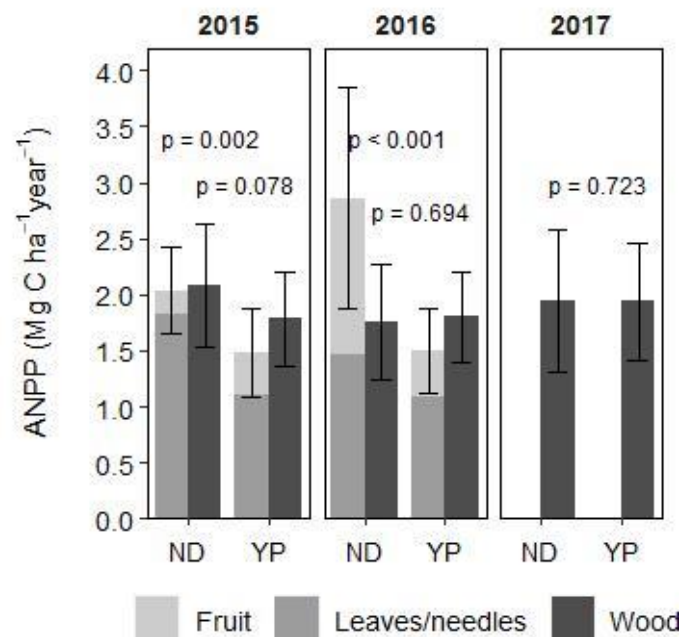


Abb. 35: Oberirdische Nettoprimärproduktion (ANPP) in den Wäldern der Kategorie N (ND) und ÜL (YP) in den Messjahren 2015–2017, aufgeteilt auf Früchte, Blätter/Nadeln und Holz. Entnommen aus Förster et al. 2021.

Die oberirdische Nettoprimärproduktion (Summe der Holz- und Fruchtproduktion) war 2015 und 2016 in den N-Beständen signifikant höher als in den ÜL-Beständen, bei einem über die Messjahre gemittelten Unterschied von 1.1 Mg C ha⁻¹ a⁻¹ (4.33 vs. 3.27 Mg C ha⁻¹ a⁻¹). Dies entspricht einer etwa 25 % geringeren oberirdischen NPP in den ÜL-Beständen, trotz ähnlicher Bestandesgrundfläche.

In den Wäldern beider Kategorien (N und ÜL) gab es keine Korrelationen der oberirdischen NPP mit den mittleren Temperaturen oder Niederschlägen der Vegetationsperioden. Auch Korrelationen der oberirdischen NPP mit dem Bestandesalter oder der Zeit seit der letzten Holzentnahme waren nicht festzustellen.

Sowohl die um etwa 50 % reduzierten Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse als auch die um etwa 25 % geringere oberirdische NPP zeigen das deutlich geringere Kohlenstoffbindungspotential der Kiefer im Vergleich zur Buche an. Ein Grund ist der geringere Blattflächenindex, der zu einer geringeren Kohlenstoffassimilation führt.

Der Waldumbau zurück zu Laub- und Laubmischwäldern birgt daher erhebliches Potential zur Steigerung der aktuellen C-Vorräte. Eine abschließende Bewertung muss allerdings unter Einbeziehung der Kohlenstoffvorräte im Boden, in der unterirdischen Biomasse und in Holzprodukten mit langer Lebensdauer erfolgen.

2.1.3.3 Feinwurzelmasse und -produktion

Methoden

Zusätzlich zu der im Antrag vorgesehenen oberirdischen Biomasse und Produktion wurden auch die Biomasse und Produktion von Feinwurzeln (Durchmesser < 2 mm) in einigen Beständen der Kategorien N (ausschließlich Buchenbestände) und ÜL bestimmt. Die Feinwurzelbiomassen wurden in den Jahren 2015 und 2017 gemessen.

Zur Messung des Feinwurzelwachstums wurde die Ingrowth-Core-Methode verwendet (Persson 1980, Majdi 1996). Hierbei werden Bodenproben entnommen, sämtliche Wurzeln aus dem Bodenmaterial entfernt, die Einstichstelle markiert und das wurzelfreie Material wieder in die Einstichstelle gefüllt (Abb. 36), so dass der Boden an dieser Stelle erneut durchwurzelt werden kann. Die Ingrowth-Cores wurden im Mai/Juni 2015 installiert und nach ca. einem Jahr Regenerationszeit (Nachweis des beginnenden Feinwurzelwachstums im April 2016) und einem weiteren Jahr des Feinwurzelwachstums Ende März/April 2017 wieder entnommen.

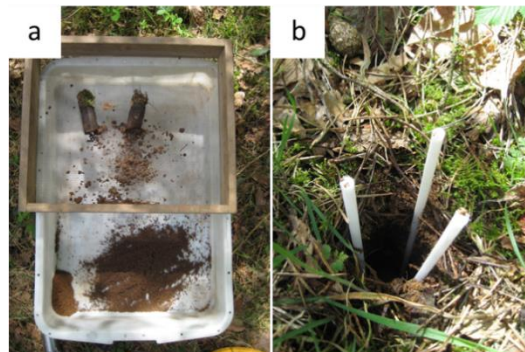


Abb. 36: a) Entfernung der Wurzeln aus dem Bodenmaterial. b) Markierte Einstichstelle vor der Befüllung mit wurzelfreiem Material.

Zur Analyse wurden die Feinwurzeln aus dem Boden extrahiert und nach Vitalität (lebend/tot) und Baumart (Buche/Kiefer/andere) sortiert. Die Feinwurzeln der Biomasseproben wurden gescannt und die Morphologie mit dem Programm WinRHIZO (Régent Instruments Inc., Quebec, Canada) analysiert. Alle Feinwurzeln wurden getrocknet und gewogen.

Ergebnisse und Diskussion

Die hier dargestellten Ergebnisse sollen in den kommenden Monaten bei einer Fachzeitschrift zur Veröffentlichung eingereicht werden.

Die Feinwurzelbiomasse war in den Buchenbeständen etwa um den Faktor 6,5 höher als in den Kiefernbeständen ($236,9 \pm 33,2 \text{ g m}^{-2}$ vs. $36,5 \pm 5,2 \text{ g m}^{-2}$, Abb. 37 a). Die Unterschiede fanden sich sowohl in der organischen Auflage, als auch im Mineralboden. Die Feinwurzelnekromasse war in den Buchenbeständen um rund den Faktor 2,4 höher als in den Kiefernbeständen ($420,3 \pm 55,1 \text{ g m}^{-2}$ vs. $174,7 \pm 43,9 \text{ g m}^{-2}$, Abb. 37 b). In der organischen Auflage war der Unterschied für die Feinwurzelnekromasse nicht signifikant. Sowohl in den Buchen- als auch in den Kiefernbeständen waren Biomasse und Nekromasse größer in der organischen Auflage als im Mineralboden bis 20 cm Tiefe. Das lebend/tot-Verhältnis der Feinwurzeln war bei den Buchen deutlich größer als bei den Kiefern. Bei den Buchen war das lebend/tot-

Verhältnis der Feinwurzeln außerdem in der organischen Auflage größer als im Mineralboden, wohingegen es bei den Kiefern keinen Unterschied zwischen organischer Auflage und Mineralboden gab (Tab. 13).

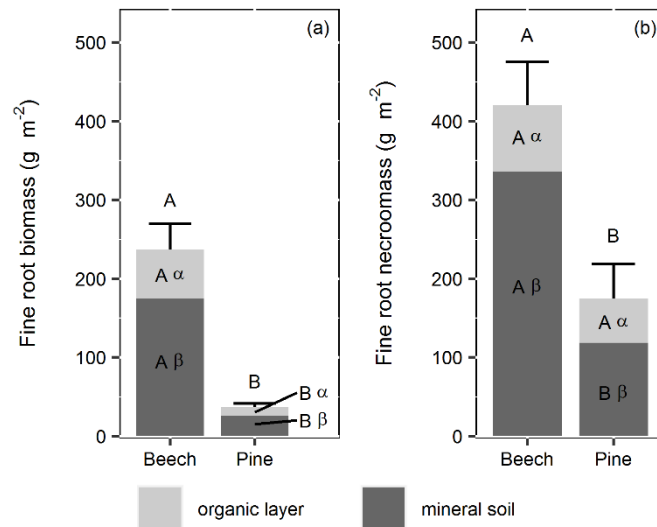


Abb. 37: Mittelwerte und Standardfehler der Feinwurzelbiomasse (a) und -nekromasse (b) in Buchen- und Kiefernbeständen in der organischen Auflage und dem Mineralboden bis 30 cm. Unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten; unterschiedliche griechische Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen der organischen Auflage und dem Mineralboden.

Tab. 13: Mittelwerte und Standardfehler des Lebend/tot-Verhältnisses, der spezifischen Wurzeloberfläche und des Wurzelflächenindex der Feinwurzeln von Buche und Kiefer. Unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten; unterschiedliche griechische Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen der organischen Auflage und dem Mineralboden.

Parameter	Layer	Beech	Pine
Fine root live:dead ratio (g g ⁻¹)	org	1.55 ± 0.32 Aα	0.33 ± 0.07 Bα
	min	0.59 ± 0.08 Aβ	0.30 ± 0.06 Bα
	total	0.66 ± 0.07 A	0.29 ± 0.06 B
Specific root area (cm ² g ⁻¹)	org	390.3 ± 53.2 Aα	441.1 ± 49.7 Aα
	min	194.2 ± 13.5 Aβ	401.5 ± 123.3 Bα
	total	205.6 ± 10.1 A	336.8 ± 56.4 A
Root area index (m ² m ⁻²)	org	1.6 ± 0.4 Aα	0.3 ± 0.04 Bα
	min	3.1 ± 0.5 Aα	0.6 ± 0.1 Bβ
	total	4.7 ± 0.6 A	0.9 ± 0.1 B

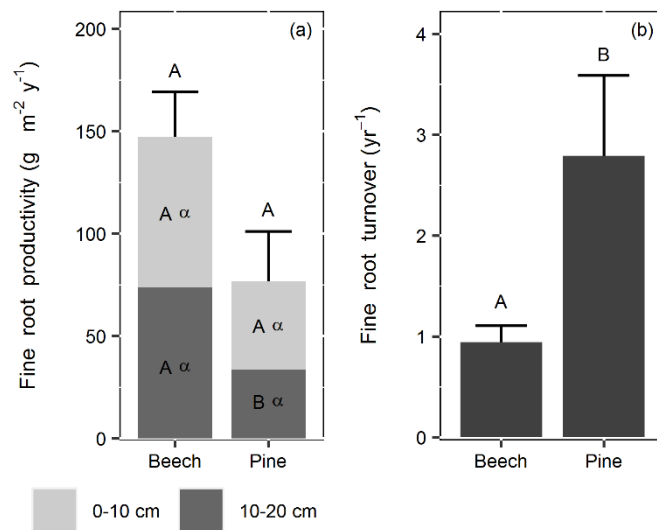


Abb. 38: Mittelwerte und Standardfehler der Feinwurzelproduktivität in 0–10 cm und 10–20 cm Bodentiefe (a) und des Feinwurzelumsatzes (b) in Buchen- und Kiefernbeständen. Unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten; unterschiedliche griechische Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Bodentiefen.

Die Feinwurzelproduktivität war in den Buchenbeständen etwa um den Faktor 1,9 höher als in den Kiefernbeständen ($147,2 \pm 22,0 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ vs. $76,6 \pm 24,6 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Abb. 38 a). Der Unterschied war allerdings nur in 10–20 cm Bodentiefe signifikant. Zwischen der 0–10 cm und 10–20 cm Bodentiefe gab es weder bei Buchen noch bei Kiefern Unterschiede in der Feinwurzelproduktivität. Der Feinwurzelumsatz war in Kiefernbeständen etwa dreimal so hoch wie in den Buchenbeständen ($0,94 \pm 0,16 \text{ a}^{-1}$ vs. $2,79 \pm 0,80 \text{ a}^{-1}$, Abb. 38 b).

Die Feinwurzeln der Buche wiesen kleinere Durchmesser, aber eine größere spezifische Dichte des Wurzelgewebes auf als die Feinwurzeln der Kiefer (Abb. 39a, b). Die spezifische Wurzellänge und die spezifische Wurzelspitzenzahl (Wurzellänge bzw. Anzahl der Wurzelspitzen je Biomasse) unterschieden sich nicht zwischen den Baumarten (Abb. 39c, d). Die spezifische Wurzelfläche (Wurzeloberfläche je Biomasse) war bei den Kiefern im Mineralboden größer als bei den Buchen, während der Wurzelflächenindex (Wurzeloberfläche je Bodenfläche der entnommenen Probe) bei den Buchen größer war (Tab. 13).

Buchen investieren im Vergleich zur Kiefer also mehr in Feinwurzelmasse, und kommen so auf einen größeren Wurzelflächenindex. Kiefern investieren dagegen weniger in Wurzelmasse, die Wurzeln haben aber aufgrund der geringeren spezifischen Dichte (zumindest im Mineralboden) eine größere spezifische Wurzeloberfläche und scheinen damit „kosteneffizienter“ zu sein.

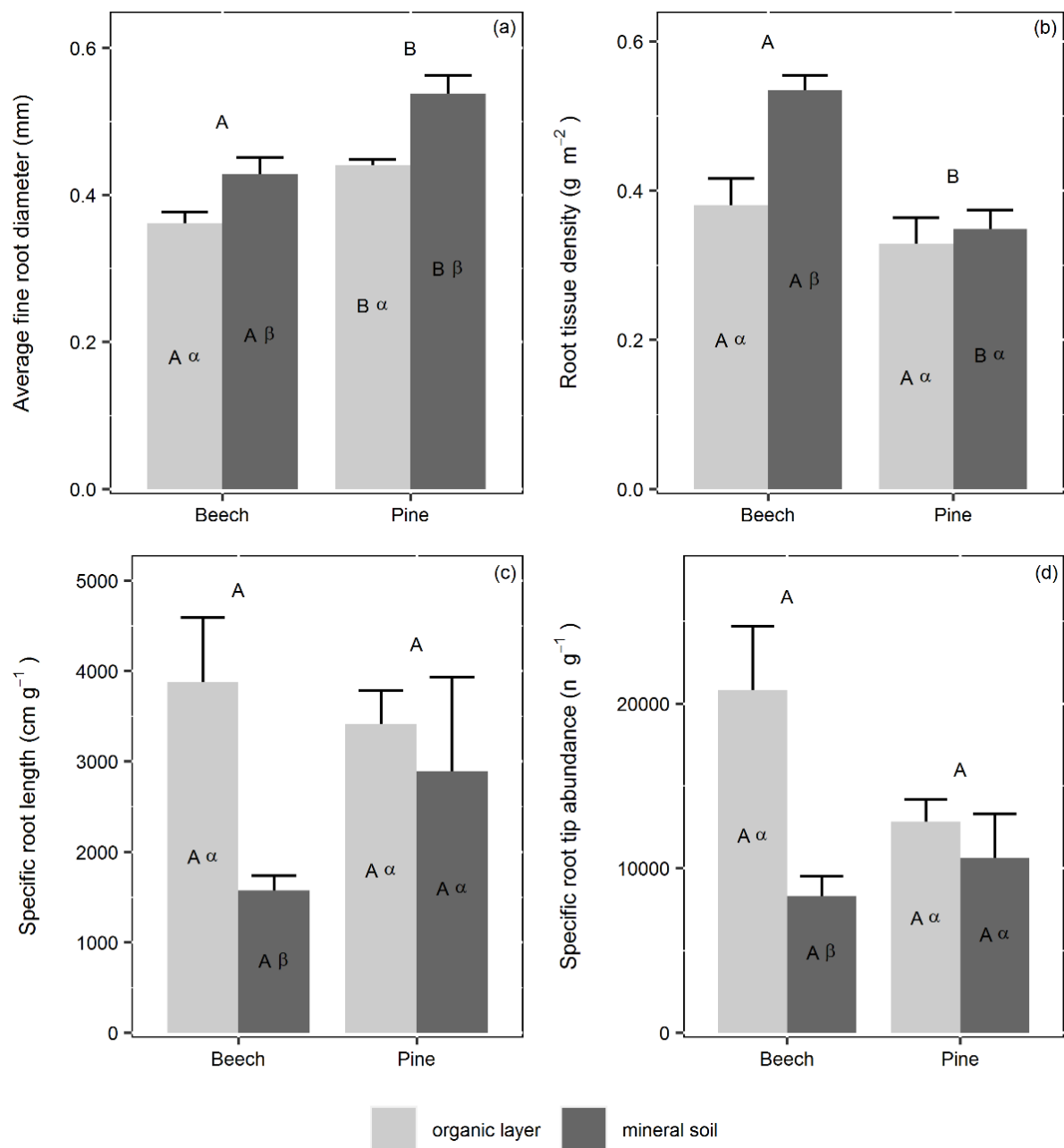


Abb. 39: Mittelwerte und Standardfehler des mittleren Feinwurzeldurchmessers (a), der spezifischen Dichte des Wurzelgewebes (b), der spezifischen Wurzellänge (c) und der spezifischen Wurzelspitzenzahl (d) von Buche und Kiefer in der organischen Auflage und im Mineralboden. Unterschiedliche Großbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Baumarten; unterschiedliche griechische Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen der organischen Auflage und dem Mineralboden.

Bei den Feinwurzeln der Buche gab es in allen genannten wurzelmorphologischen Eigenschaften signifikante Unterschiede zwischen der organischen Auflage und dem Mineralboden, während sich die Kiefernwurzeln nur in ihrem Durchmesser und dem Wurzelflächenindex zwischen der organischen Auflage und dem Mineralboden unterschieden. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass das Feinwurzelsystem der Buche plastischer auf unterschiedliche Bedingungen der verschiedenen Bodenschichten reagiert.

Die Feinwurzelmassen der Buche korrelierten positiv mit der Mächtigkeit der organischen Auflage, dem C-Gehalt des Bodens und dem C/N-Verhältnis und negativ mit dem pH(H₂O) und der Basensättigung. Mit klimatischen Parametern und der Bestandesstruktur gab es keine signifikanten Korrelationen (Tab. 14).

Die Feinwurzelmasse der Kiefer korrelierte dagegen negativ mit dem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag und der oberirdischen NPP. Außerdem korrelierte die Feinwurzelmasse der Kiefern negativ mit dem Alter des Bestands, trotz der sehr kurzen Altersspanne von nur 62–68 Jahren (Tab. 14). Dies könnte möglicherweise an einer zufälligen Korrelation des Alters der Kiefernbestände mit dem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag liegen ($\rho = 0,71$, $P = 0,0481$).

Die Feinwurzelproduktivität der Buche korrelierte positiv mit dem C/N-Verhältnis, während die Feinwurzelproduktivität der Kiefer negativ mit der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung korrelierte (Tab. 14).

Das Feinwurzelsystem der Buche scheint mit einer Anpassung der Wurzelmasse auf die Bodennährstoffsituation zu reagieren, während Niederschlag und Temperatur sich in unseren Flächen nicht auf die Feinwurzelmasse oder -produktivität auswirkten.

Die Kiefer reagiert auf zunehmende Trockenheit mit einer höheren Feinwurzelbiomasse. Die Unabhängigkeit der Feinwurzelmasse von bodenchemischen Variablen bei gleichzeitig steigender Produktivität unter geringerer Basensättigung und Kationenaustauschkapazität deuten darauf hin, dass die Feinwurzeln der Kiefer unter diesen Bedingungen kurzlebiger sind, also einen schnelleren Umsatz haben. Die negative Beziehung zwischen oberirdischer NPP und Feinwurzelbiomasse bei der Kiefer ist vermutlich ein indirekter Effekt. Unter besseren Wachstumsbedingungen, die sich in einer höheren oberirdischen NPP widerspiegeln, wird weniger Feinwurzelmasse benötigt.

Tab. 14: Spearman-Rangkorrelationen zwischen der Feinwurzelbiomasse bzw. der Feinwurzelproduktivität und klimatischen und bodenchemischen Parametern und der Bestandesstruktur der Buchen- (F.s.) und Kiefernbestände (P.s.). Signifikante Korrelationen sind fett gedruckt.

	Fine root biomass (n = 8)				Fine root productivity (n = 7)			
	F.s.		P.s.		F.s.		P.s.	
	rho	P value	rho	P value	rho	P value	rho	P value
Climate								
Mean annual precipitation	0.19	0.651	-0.71	0.047	-0.04	0.939	-0.50	0.253
Precipitation in calendar year before sampling					-0.04	0.939	-0.64	0.119
Precipitation in sampling month					0.00	1.000	-0.67	0.102
Mean annual temperature	-0.61	0.108	-0.20	0.641	-0.07	0.878	-0.02	0.969
Mean summer temperature in year before sampling					-0.46	0.294	0.32	0.478
Mean summer temperature (1981-2010)					-0.18	0.702	0.39	0.393
Stand structure								
Stand age	0.05	0.911	-0.78	0.022	-0.46	0.294	-0.62	0.139
Time since last timber extraction	0.13	0.756	-0.11	0.799	-0.21	0.645	0.29	0.535
Mean dbh	-0.29	0.493	-0.02	0.955	-0.64	0.119	-0.43	0.337
Stem density	-0.17	0.693	-0.14	0.736	0.00	1.000	0.36	0.432
Basal area	-0.69	0.058	-0.24	0.570	-0.57	0.180	0.18	0.702
Proportion of beech/pine	0.31	0.456	0.19	0.651	0.00	1.000	-0.14	0.760
Aboveground live tree biomass	-0.67	0.071	-0.48	0.233	-0.61	0.148	-0.07	0.879
Aboveground net primary productivity (Mean 2015-2017)	-0.50	0.207	-0.74	0.037	-0.14	0.760	-0.57	0.180
Aboveground net primary productivity (2016)					-0.46	0.294	-0.64	0.119
Fine root biomass (Mean 2015/2017)					0.61	0.148	0.50	0.253
Top soil (0-10 cm depth)								
pH(H ₂ O)	-0.90	0.002	-0.12	0.778	-0.71	0.071	-0.43	0.337
C _{total}	0.79	0.021	0.12	0.779	0.46	0.294	-0.54	0.215
N _{total}	0.60	0.120	0.00	1.000	0.29	0.535	-0.64	0.119
C/N	0.81	0.015	0.29	0.493	0.79	0.036	0.46	0.294
Effective CEC	0.40	0.320	-0.17	0.693	-0.04	0.939	-0.54	0.215
Cation exchange base pool	-0.69	0.058	-0.07	0.867	-0.36	0.432	-0.82	0.023
Base saturation	-0.83	0.010	-0.07	0.867	-0.50	0.253	-0.82	0.023
Organic layer depth	0.79	0.020	0.19	0.651	0.43	0.337	0.36	0.432

2.1.3.4 Bodenchemische Untersuchungen

Einleitung

In den Jahren 2017 und 2018 wurden Bodenproben für die chemischen Analysen auf den N- und ÜL-Flächen von 10 der 16 Cluster entnommen, und zwar dort, wo Buche bzw. Kiefer dominieren. Auf Basis der Erkenntnisse aus der deutschen Bodenzustandserhebung (Wellbrock & Bolte 2019) leiteten die folgenden Hypothesen unsere Untersuchung: i) Der C- und N-Vorrat in der Auflage ist unter den Kiefernbeständen größer als unter Buche (Baumarteneffekt), wohingegen der C- und N-Vorrat im Mineralboden unter den Buchenbeständen aufgrund der höheren Biomassevorräte größer ist als unter Kiefer; ii) der Kohlenstoff- und Stickstoffvorrat nimmt mit dem Bestandsalter und der Dauer der Nutzungsaufgabe zu, und iii) der C- und N-Vorrat auf historisch alten Waldstandorten ist größer als auf rezenten Standorten.

Methoden

Es wurde in allen 10 Probekreisen einer Fläche ein Bodenprofil bis 60 cm Tiefe angelegt. Der Ort des Profils wurde durch eine zufällig gewählte Richtung (Zahl zwischen 1 und 360) und Distanz (Zahl zwischen 1 und 17 (Radius der Probekreise 17,84 m)), ausgehend vom Mittelpunkt eines Probekreises, bestimmt. Darüber hinaus liegt jedes Profil mindestens 2 m von einem Baum entfernt.

Die geometrische Probenentnahme erfolgte mittels Stechzylinder (250 ccm) aus vier Tiefenstufen (0–10, 10–20, 20–40 und 40–60, gemessen ab Oberkante Mineralboden ohne Auflage). Es wurden drei Stechzylinderproben je Tiefenstufe zu einer Mischprobe vereint. Die Entnahme erfolgte an drei Wänden des Profils. Die Beprobung der Auflage erfolgte an drei Stellen im näheren Umfeld des Bodenprofils mittels Wurzelbohrer und wurde ebenfalls zu einer Mischprobe vereint. Die Auflagemächtigkeit wurde an den Entnahmestellen ermittelt.

Für die Laboranalysen wurden die Bodenproben zunächst gesiebt (2 mm Maschenweite) und anschließend an getrockneten und gemahlenen Teilproben der C- und N-Gehalt bestimmt, sowie die Anteile pflanzenverfügbarer basischer Kationen (Kationenaustauschkapazität Ake) und Phosphor (P-resin). Der pH-Wert (gemessen in KCl und H₂O) wurde an frischem Probenmaterial bestimmt.

Mittels ANOVA wurde auf Unterschiede zwischen den Baumarten und den verschiedenen Bodentiefen getestet. Mittels Tukey's HSD Test wurden signifikante Unterschiede zwischen den Tiefen bzw. Gruppen ermittelt. Für die Modellierung wurden zunächst maximale Modelle aufgestellt und diese dann solange schrittweise reduziert, bis nur noch signifikante Variablen übrigblieben.

Ergebnisse

Auf Grund größerer Abweichungen in den Bodeneigenschaften wurden nur 9 der zunächst 10 beprobten Cluster in der Auswertung berücksichtigt.

a) pH-Wert und Basensättigung

Die Ergebnisse zeigen eine deutlich stärker versauerte Auflage unter Kiefer. Im Mineralboden unterscheiden sich die mittleren pH-Werte lediglich in 40–60 cm Tiefe etwas deutlicher zwischen den Bestandstypen mit einer etwas stärkeren Versauerung unter Buche (Abb. 40a). Der

stärkere Säureeintrag der Kiefer über die Nadel- und Wurzelstreu beschränkt sich also auf die Auflage und den Mineralboden bis 20 cm Tiefe.

Im Mineralboden liegt die mittlere Basensättigung über alle Messtiefen unter 15 %. Somit verfügen die Bestände im Mittel über eine geringe Basensättigung (AK Standortkartierung, 2016) (Abb. 40b). Zwischen 0 und 20 cm Bodentiefe zeigen sich leichte Unterschiede zwischen den Bestandstypen, jedoch keine signifikanten.

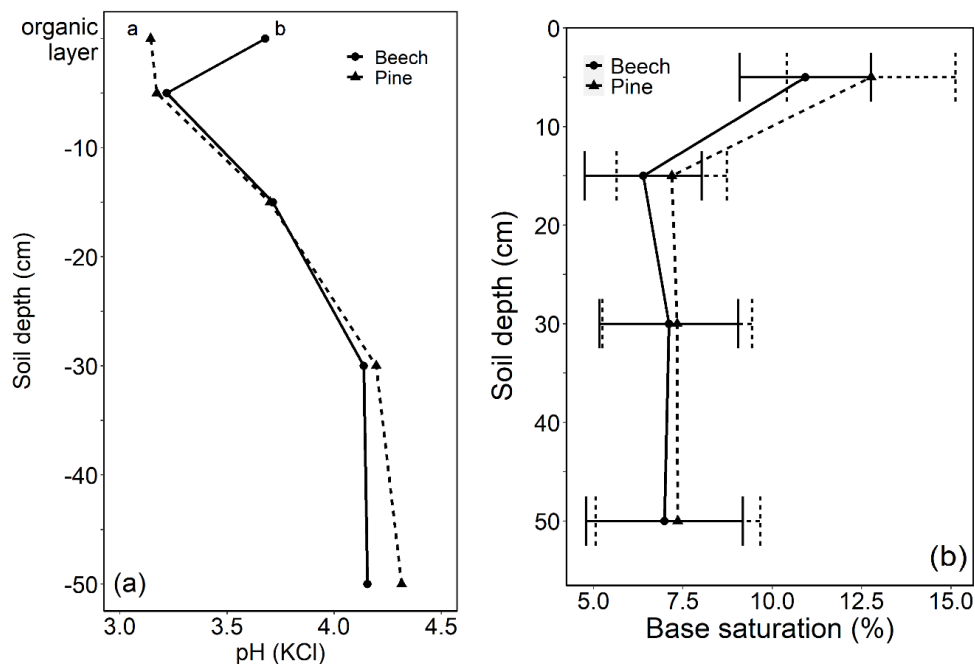


Abb. 40: Mittlerer pH-Wert (KCl) (a) und Basensättigung mit Standardfehler (b) unter Buchen- (durchgezogene Linie) und Kiefernbeständen (gepunktete Linie). Signifikante Unterschiede (ANOVA) sind mit kleinen Buchstaben gekennzeichnet (Signifikanzniveau $p < 0,05$).

b) Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte

Entgegen der Erwartung sind die mittleren Vorräte an organischem Kohlenstoff sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden in den Kiefernbeständen größer als in den Buchenbeständen. Die Profilsomme unter Kiefer übertrifft jene unter Buche um rund 40 %. Dazu tragen die höheren Vorräte in der Auflage wie auch im oberen Mineralboden unter Kiefer bei. Die N-Vorräte sind unter Kiefer um rund 20 % größer als unter Buche. Lediglich in 40–100 cm Mineralbodentiefe übertrifft der N-Vorrat unter Buche jenen unter Kiefer (Abb. 41). Signifikante Unterschiede zwischen den Waldtypen liegen für die C-Profilsomme, Mineralboden und für die Vorräte in der Auflage vor. Im Falle der N-Vorräte unterscheiden sich die Vorräte in der Profilsomme signifikant.

Sowohl der C- als auch der N-Vorrat nehmen mit der Bodentiefe exponentiell ab. In den Buchenbeständen sind im Mittel die C- und N-Vorräte zwischen 0 und 10 cm etwas größer als die Vorräte in der Auflage. In den Kiefernbeständen sind hingegen die C- und N-Vorräte in der Auflage größer als in den ersten 10 cm des Mineralbodens.

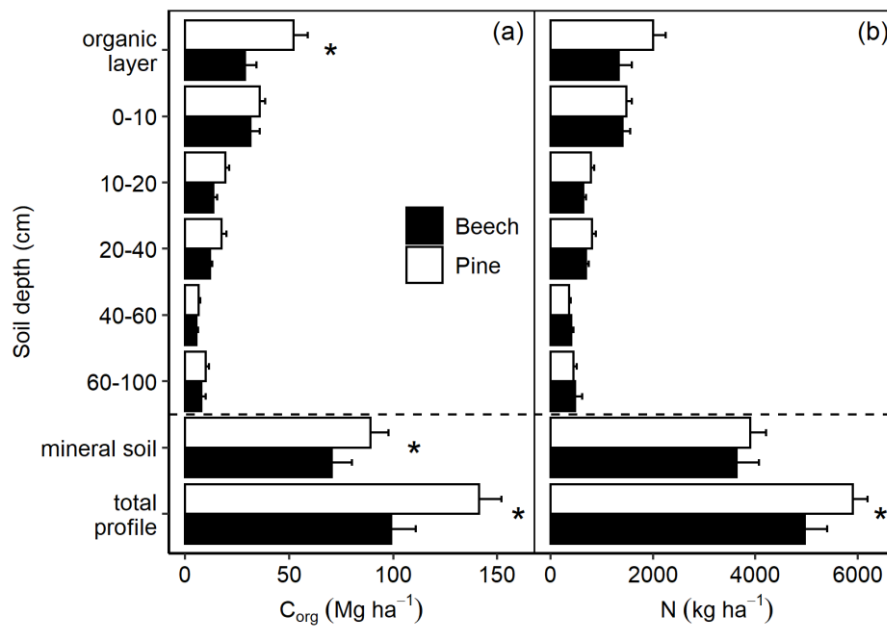


Abb. 41: Vorräte von Kohlenstoff (a) und Stickstoff (b) im gesamten Profil und getrennt in Auflage und 0-100 cm Mineralboden in Buchen- (schwarze Balken) und Kiefernbeständen (weiße Balken). Die Werte für 60-100 cm wurden extrapoliert. Signifikante Unterschiede sind mit einem „*“ gekennzeichnet (ANOVA). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler der 9 Bestände, in denen jeweils 10 Probekreise beprobt wurden.

c) Vorräte an pflanzenverfügbaren Kationen und Phosphor

Um die pflanzenverfügbaren Vorräte darzustellen, werden bei den basischen Kationen (Ca, K, Mg) und Phosphor die austauschbaren Vorräte des Mineralbodens und die Gesamtvorräte der organischen Auflage betrachtet. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass die Auflagevorräte im Zuge der Mineralisierung mittelfristig pflanzenverfügbar werden. Im Gegensatz zu den N-Vorräten wurden unter Buche etwas höhere Basenvorräte gefunden als unter Kiefer (Unterschied nicht signifikant) (Abb. 42). Im Mineralboden unter Buche ist der austauschbare Vorrat in 0–10 und 40–100 cm Tiefe besonders groß. Ebenfalls verhältnismäßig groß (und sogar größer als unter Buche) ist der Basenvorrat in 0–10 cm Mineralboden unter Kiefer. Jedoch unterscheiden sich die mittleren Vorräte zwischen den Bestandstypen in den jeweiligen Tiefenstufen nicht signifikant. Ebenso sind die Vorräte der einzelnen basischen Kationen (Ca, K, Mg) in der Auflage zwischen den Bestandstypen nicht signifikant unterschiedlich.

Bei Phosphor wurden (tendenziell) höhere (Gesamt-)Vorräte in der organischen Auflage unter Kiefer gefunden, während die austauschbaren Vorräte (resin-austauschbare Vorräte) des Mineralbodens unter Buche um rund 15 % höher waren (Unterschied nicht signifikant) (Abb. 43). Vor allem der Unterboden (< 20 cm) speicherte mehr austauschbares P unter Buche, während sich das Verhältnis in 10–20 cm Bodentiefe umkehrte.

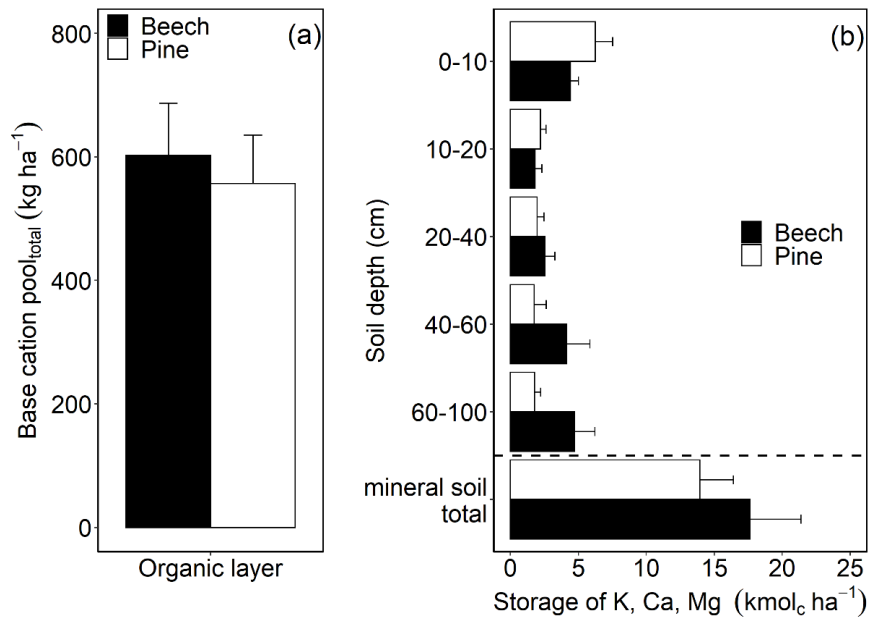


Abb. 42: Mittlerer Gesamt-Vorrat basischer Kationen (K, Ca, Mg) in der organischen Auflage (a) und mittlerer Vorrat austauschbarer Kationen (K, Ca, Mg) im Mineralboden in den jeweiligen Tiefenstufen sowie als Profilsomme (b) mit Standardfehler. Die Werte für 60-100 cm wurden extrapoliert. Signifikante Unterschiede sind mit einem „*“ gekennzeichnet (ANOVA). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler der 9 Bestände, in denen jeweils 10 Probekreise beprobt wurden.

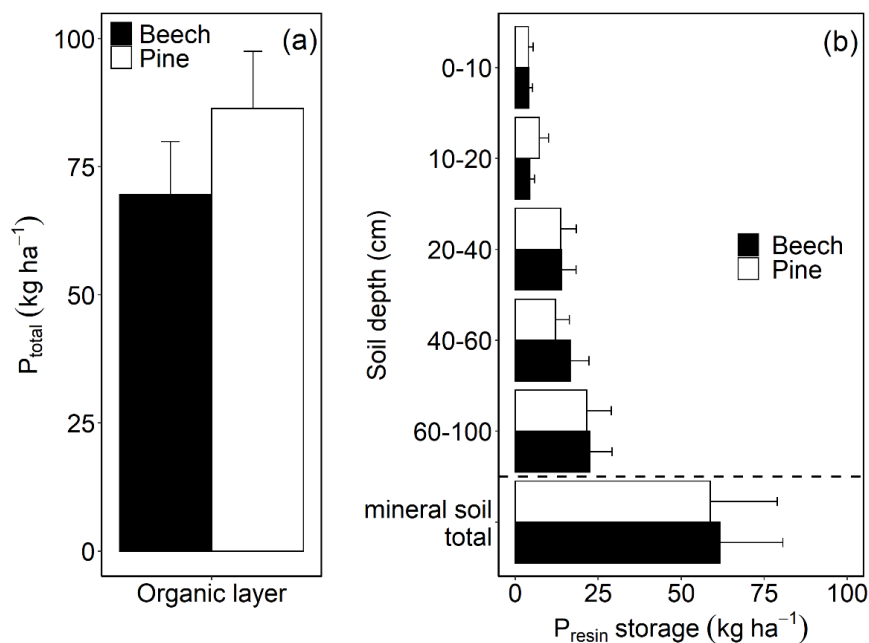


Abb. 43: Mittlerer Phosphor-Vorrat (mit Standardfehler) in der organischen Auflage (a) und im Mineralboden (b) in unterschiedlichen Tiefenstufen und als Profilsomme im Mineralboden. Die Werte für 60-100 cm wurden extrapoliert. Signifikante Unterschiede sind mit einem „*“ gekennzeichnet (ANOVA). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler der 9 Bestände, in denen jeweils 10 Probekreise beprobt wurden.

d) Einflussfaktoren auf bodenchemische Parameter

Als ein wichtiger Einflussfaktor auf die Elementvorräte im Boden erwies sich die Nutzungsgeschichte der Standorte. Da ein Teil der Kiefernbestände auf ehemals gerodeten und ackerbaulich genutzten bzw. verheideten Böden stockte, haben wir den Einfluss der Waldgeschichte anhand von Informationen aus alten Karten näher untersucht. Alle Buchenbestände stocken auf Böden, die auch in historischer Zeit vermutlich durchgehend Wald getragen haben. Die Auswertung der Daten von Glaser & Hauke (2004), Meyer et al. (2006) sowie von Forstbetriebskarten zeigte, dass mit Ausnahme von drei Kiefernbeständen alle Waldbestände auf historisch alten Waldstandorten stocken, die zu Beginn der Neuzeit vermutlich noch von Buchen- (oder Eichen-Buchen-)wäldern bestanden waren und vor 200 bis 300 Jahren in Kiefernbestände umgewandelt wurden. Nach Glaser & Hauke (2004) stehen die historischen Kiefernbestände auf historischen Waldstandorten mit überwiegend Nadelbäumen. Wahrscheinlich befanden sich schon mehrere Kiefern Generationen auf diesen Böden, nachdem die natürlichen Laubwälder gerodet worden waren. Auch einige der historischen Buchenbestände waren möglicherweise zeitweise Ackerland. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass es zu einer teilweisen Bodendegradierung durch die Nutzung der alten Wälder als Hutewald kam und die Streu als Viehfutter verwendet wurde. Um die Stichprobengröße der rezenten Kiefernbestände (also von Kiefernbeständen auf ehemaligen Acker- oder Heideböden) zu vergrößern, wurden 7 rezente Kiefernbestände aus der Prignitz (Westbrandenburg) auf altpleistozänen Sandböden aus der Untersuchung von Leuschner et al. (2013) hinzugefügt. Aus dem Vergleich von historisch alten Buchen, historisch alten Kiefern und rezenten Kiefern ergab sich, dass die größten Boden-C-Vorräte unter historisch alten Kiefern vorhanden sind (Abb. 44a). Historisch alte Kiefernstandorte speicherten rund 50 % mehr C als historisch alte Buchenstandorte im Gesamtprofil bis 100 cm. Bei den Kiefern spielt die Dauer der Waldbedeckung (Vergleich historisch alt – rezent) eine bedeutende Rolle. Insbesondere die organische Auflage erreichte an den historisch alten Standorten deutlich größere C-Vorräte; die Auflagemächtigkeit benötigt also offenbar Jahrhunderte, um ihre volle Mächtigkeit unter Kiefer zu erreichen. Im Mineralboden waren nur tendenzielle (nicht signifikante) Unterschiede vorhanden.

Im Stickstoffvorrat zeigen sich lediglich in der organischen Auflage signifikante Unterschiede zwischen den drei Kategorien (Abb. 44f). Auch hier zeigt sich ein signifikant höherer N-Vorrat in den Kiefernwäldern auf historisch alten Waldstandorten. Im Vergleich zum C-Vorrat wirkt sich der höhere N-Vorrat in der Auflage jedoch nicht so stark auf den Vorrat des Gesamtprofils aus. Im Mineralboden hingegen ist der N-Vorrat im Mittel in den rezenten Kiefernbeständen am höchsten, jedoch nicht signifikant. Die auf historischen Waldstandorten stockenden Buchenbestände zeigen hingegen im gesamten Profil, wie auch im Mineralboden, die niedrigsten mittleren N-Vorräte, wenn auch nicht signifikant unterschieden (Abb. 44d, e).

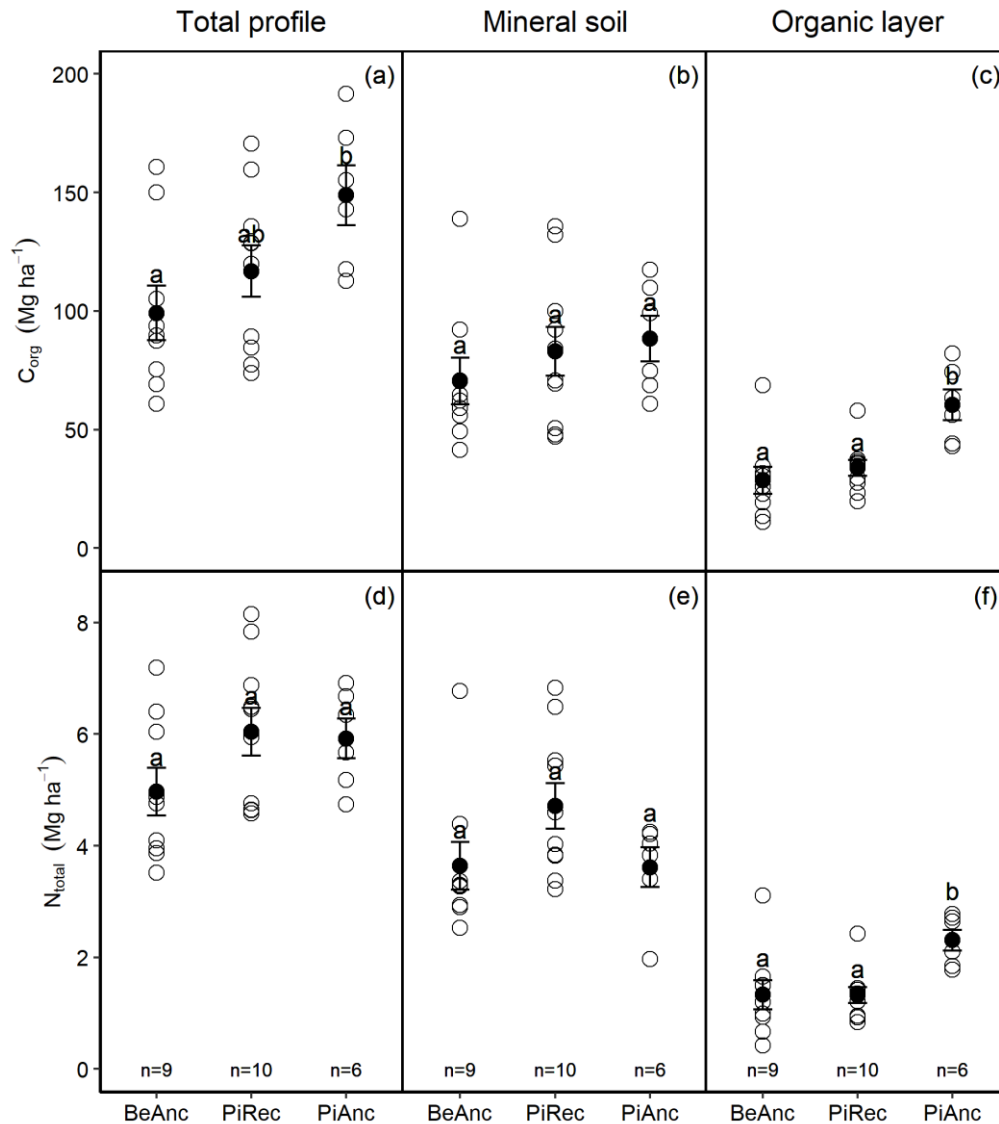


Abb. 44: Mittlerer C- (a–c) und N-Vorrat (d–f) im Profil (links), im Mineralboden (Mitte) und in der organischen Auflage (rechts) unter Buchenbeständen auf historisch alten Waldstandorten (BeAnc), Kiefernbeständen auf rezenten Waldstandorten (PiRec) und Kiefernbeständen auf historisch alten Waldstandorten (PiAnc). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien ($p \leq 0,05$). Daten von sieben rezenten Kiefernbeständen wurden aus Leuschner et al. (2013) hinzugefügt.

Der pflanzenverfügbare Vorrat an Phosphor ist im Mineralboden in Kiefernbeständen auf rezenten Waldstandorten signifikant größer als in den beiden anderen Kategorien (Abb. 45a). In historischen Buchen- wie Kiefernbeständen sind die P_{resin} -Vorräte im Mittel sehr ähnlich. Hier scheint es keinen Baumarteneffekt zu geben.

Bei Betrachtung des mittleren Vorrats an basischen Kationen zeigen die Kiefernbestände auf historischen Waldstandorten im Mittel die geringsten Werte verglichen mit Kiefern auf rezenten und Buchen auf historischen Waldstandorten. Jedoch unterscheiden sich die drei Kategorien nicht signifikant.

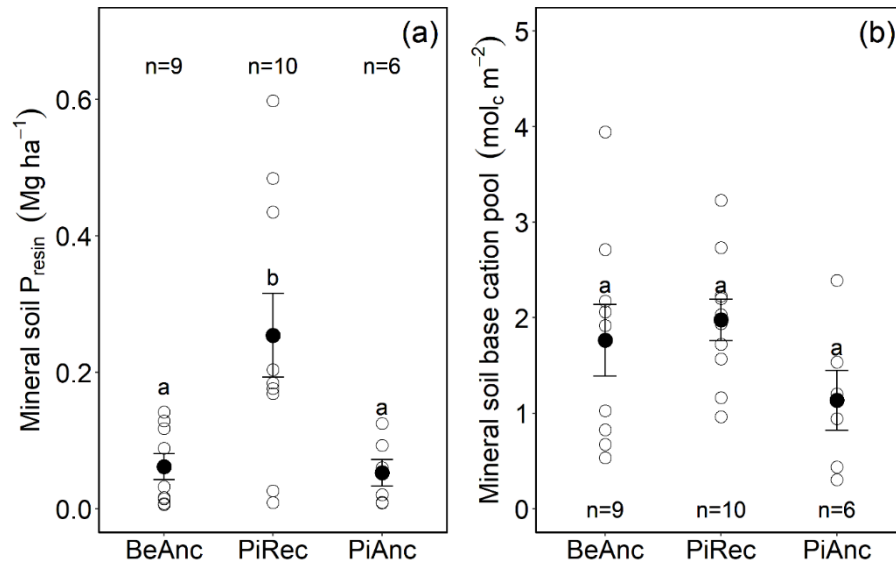


Abb. 45: Mittlerer Vorrat an pflanzenverfügbarem Phosphor (P-resin, a) und mittlerer Vorrat austauschbarer basischer Kationen (b) im Mineralboden unter Buchenbeständen auf historisch alten Waldstandorten (BeAnc), Kiefernbeständen auf rezenten Waldstandorten (PiRec) und Kiefernbeständen auf historisch alten Waldstandorten (PiAnc). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien ($p \leq 0,05$). Daten von sieben rezenten Kiefernbeständen wurden aus Leuschner et al. (2013) hinzugefügt.

Zur genaueren Analyse der Einflussfaktoren auf die bodenchemischen Parameter, haben wir lineare Modelle gerechnet (Tab. 15). Auch hier zeigt sich, dass besonders der C- und N-Pool in der Auflage in erster Line durch die kombinierte Variable aus Waldtyp und Waldkontinuität beeinflusst wird. Für den C-Pool in der Auflage spielt ebenfalls das Bestandsalter eine Rolle. Der Vorrat an pflanzenverfügbarem Phosphor (P-resin) im Mineralboden wird neben dem Waldtyp und der Waldkontinuität auch durch den mittleren Sommerniederschlag (MSP) beeinflusst. Der Vorrat an pflanzenverfügbaren basischen Kationen hingegen ist lediglich von der mittleren Jahrestemperatur (MAT) abhängig. Der pH-Wert des Unterbodens zeigt hingegen keinen Einfluss auf die erhobenen Bodenparameter.

Tab. 15: Ergebnisse der linearen Modelle der Einflussfaktoren auf den C- und N-Vorrat (total, organische Auflage, Mineralboden 0–100 cm), P-resin (Mineralboden 0–100 cm) und austauschbare basische Kationen (Mineralboden 0–100 cm) in den Buchen- und Kiefernbeständen. Die Ausgangsmodelle umfassten die durchschnittliche Jahrestemperatur (MAT), den durchschnittlichen Sommerniederschlag (MSP), das Bestandsalter, eine kombinierte Variable aus Bestandstyp und Bestandshistorie, sowie den pH-Wert aus 40–60 cm Bodentiefe.

		MAT	MSP	Bestandsalter	Bestandstyp und Bestandshistorie	pH (40–60 cm)
C-Vorrat	total	-	-	-	x	-
	Auflage	-	-	x	x	-
	Mineralboden	-	-	-	-	-
N-Vorrat	total	-	-	-	-	-
	Auflage	-	-	-	x	-
	Mineralboden	-	-	-	-	-
P _{resin}	Mineralboden	-	x	-	x	-
Basische Kationen	Mineralboden	x	-	-	-	-

Diskussion

Anders als zunächst angenommen, hat das Bestandsalter keinen signifikanten Einfluss auf die C- und N-Vorräte im Mineralboden. Lediglich in der Auflage ist ein Einfluss auf den C-Vorrat zu erkennen. Ein Grund ist sicherlich, dass die Altersspanne sowohl in den Buchen- wie auch in den Kiefernbeständen recht gering ist. Untersuchungen von Sun et al. (2004) fanden ebenfalls keinen Effekt des Bestandsalters auf den Kohlenstoffvorrat. Weit bedeutsamer ist die Waldkontinuität, die sich in den Unterschieden zwischen historisch alten und rezenten Kiefernbeständen ausdrückt. Deutlich wird aus dem Vergleich von historisch alten und rezenten Kiefernbeständen, dass offenbar die Anreicherung von organischer Substanz in der Auflage weit mehr als 100 Jahre benötigt. Der Einfluss auf den Mineralboden ist hingegen vergleichsweise klein. Wir vermuten, dass der Gehalt an schwer abbaubaren Substanzen in der Nadel- (und Wurzel-)streu der Kiefer sowie die geringeren Nährstoffgehalte und die stärkere Säureproduktion beim Abbau den Humusaufbau bedingen. Es ist interessant, dass selbst die rezenten Kiefernbestände mehr Kohlen- und Stickstoff speichern als die historisch alten Buchenbestände (Abb. 44). Der Baumarteffekt ist damit unerwartet groß (Grüneberg et al. 2019). Im Vergleich zu ähnlichen Untersuchungen im Pleistozän (Leuschner et al. 2013) sind die Elementvorräte in den Auflagen in unserer Untersuchung deutlich höher. Das könnte evtl. mit im Mittel höheren Niederschlägen in unserer Untersuchung im Vergleich zur Prignitz zusammenhängen. Weiterhin speichern die Buchen in unserer Studie im Unterboden deutlich weniger C und N als in der Prignitz. Mögliche Ursachen könnten ein höherer Schluff-/Tongehalt in den Substraten der Prignitz sein.

Ein interessanter Befund ist, dass im tieferen Mineralboden (< 20 cm Tiefe) unter Buche zwar etwas weniger N gespeichert ist als unter Kiefer (was an den geringeren C-Gehalten liegen dürfte), jedoch deutlich mehr P und Ca, K und Mg. Da die pH-Werte in diesen Schichten unter

Buche eher niedriger sind (Abb. 40), scheidet ein Effekt der Basensättigung an den Austauschern aus. Wir vermuten, dass das wesentlich dichtere Feinwurzelsystem der Buche zu größeren Einträgen von P und Kationen in diesen Tiefen führt und sich dadurch auch die Vorräte erhöht haben. N wird möglicherweise in engerer Bindung an Kohlenstoff von den Mikroorganismen metabolisiert als die Kationen und P. Die bessere Basenversorgung im Unterboden wiederum kann einer der Gründe dafür sein, dass weniger C (und N) gespeichert wird. Wenn diese Annahme richtig ist, ergäbe sich eine Kausalkette von größerer Wurzelmasse der Buche zu mehr Kationen- und P-Eintrag und damit höherer bodenbiologischer Aktivität mit dem Resultat, dass die größeren Streumengen der Buche schneller abgebaut werden und die C-Speicherung geringer als unter der Kiefer ist.

Im Hinblick auf die Entwicklung von naturfernen Kiefernforsten hin zu naturnahen Buchenwäldern ergibt sich die interessante Schlussfolgerung, dass die Umwandlung der Kiefern- in Buchenwälder wohl langfristig zu einer leichten Reduktion der Boden-C-Vorräte führen wird. Ursache ist die höhere biologische Aktivität unter Buchen, die durch die besser abbaubare Streu und wahrscheinlich durch den höheren Basen- und P-Eintrag über das Wurzelsystem verursacht wird. Die geringen C-Verluste werden aber durch den Biomasseaufbau mehr als kompensiert, so dass das naturnahe Buchenwaldsystem deutlich mehr C speichern wird als die Kiefernforsten heute.

2.1.3.5 Dendrochronologische Untersuchungen des Zuwachsverhaltens von Buche und Kiefer

Ziel der Untersuchung

Auf den jeweils 10 Flächen mit Naturwald (Buche, N) und benachbarter Kiefer (ÜL) werden dendrochronologische Untersuchungen durchgeführt, um das Zuwachsverhalten der natürlichen Baumart mit jenem der gepflanzten Kiefer zu vergleichen, Zuwachstrends in der Vergangenheit zu erkennen und die Klimasensitivität des Zuwachses beider Arten unter gleichartigen Standortsbedingungen zu vergleichen. Die Untersuchungen werden entlang des Klimagradients von West nach Ost durchgeführt, um den Einfluss einer zunehmenden Kontinentalität des Klimas zu untersuchen und über eine space-for-time-substitution Rückschlüsse auf die mögliche Wirkung des Klimawandels auf Buche und Kiefer auf den Naturerbe-Flächen machen zu können. Weiterhin sollen mögliche Einflüsse der Länge der nutzungsfreien Zeit auf das Zuwachsverhalten untersucht werden.

Probenahme

Die Bohrkerne wurden auf denselben Flächen entnommen, auf denen auch die Bodenproben entnommen wurden. Mit dem Ziel einer gleichmäßigen Verteilung der Probebäume über die Fläche werden in jedem der 10 Probekreise pro Bestand zwei Bäume beprobt. Somit werden 20 Bohrkerne je Baumart innerhalb eines Clusters entnommen (400 Bohrkerne insgesamt). Die Entnahme erfolgte in 1,3 m Höhe und (soweit möglich) immer an der westlichen Seite des Stammes. Bäume am Hang werden parallel zu diesem beprobt, um den Einfluss von Zug- und Druckholz zu vermeiden. Es wurden ausschließlich Bäume der Oberschicht beprobt, welche keine Wuchsanomalien aufweisen oder am Rand des Bestandes stehen.

Stand der Untersuchungen und Perspektive

Nachdem alle Bohrkerne fixiert waren, wurden sie in einem nächsten Schritt präpariert und analysiert, um die Jahrringbreiten zu bestimmen, langfristige Wachstumstrends zu erkennen und die Klimaabhängigkeit zu analysieren. Die Auswertung der Daten der Kiefer ist bereits abgeschlossen, jene der Buche sollte im Sommer 2020 erfolgen, wurde aber durch die Schließung des Labors verzögert. Eine erste Analyse der Ergebnisse zur Kiefer lässt erkennen, dass *Pinus sylvestris* an den meisten Standorten keine deutlichen Veränderungen im Zuwachsverhalten in den letzten Dekaden zeigt; ebenfalls ließ sich keine deutlicher Zuwachstrend entlang des West-Ost-Gradienten erkennen. Die Analysen zur Buche werden fortgeführt, sobald das Labor wieder zugänglich ist.

2.1.3.6 Old-Growth-Indikator für funktionale Parameter (OGI_{fun})

Ein Ziel dieses Teilprojektes war die Prüfung der Eignung funktionaler Parameter der Ökosysteme zu Charakterisierung der Naturnähe der Bestände. Hierzu wurde der im Projekt entwickelte Old-Growth-Indikator herangezogen und geprüft, ob die gemessenen funktionalen Parameter sinnvoll aufgenommen werden können.

Für die Kohlenstoffspeicherung in der oberirdischen Biomasse liegen gut vergleichbare Referenzdaten aus slowakischen Buchen-Urwäldern vor (Glatthorn et al. 2018). Die Datengrundlage bilden die gleichen Waldstrukturaufnahmen, die auch für den Old-Growth-Indikator der Waldstruktur verwendet werden, sodass sich der zusätzliche Aufwand auf die Berechnungen beschränkt.

Aufgrund des großen Standorteinflusses auf die Produktivität der Wälder und dem Fehlen einer Urwald-Referenz im Tiefland, eignen sich die oberirdische und unterirdische Produktivität der Bäume allerdings nicht als Kenngröße für einen Old-Growth-Indikator.

Ähnliches gilt auch für die bodenchemischen Parameter, zumal die Erhebung der Daten recht aufwändig ist. Zudem fehlen entsprechende Vergleichsdaten aus Naturwäldern des Tieflandes, die darüber hinaus keine wirklichen Urwälder sind. Aus diesem Grund eignen sich weder der Kohlenstoffvorrat noch weitere Bodenkennwerte für den Old-Growth-Indikator.

Die Berechnung des Old-Growth-Indikators für funktionale Parameter basiert daher ausschließlich auf der Kenngröße „Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse“. Analog zur Naturnähebestimmung der Waldstruktur wurde die Überlappung zwischen den Bereichen, in denen 90 % der jeweiligen Werte liegen, als Maßstab herangezogen. Die Kohlenstoffvorräte der slowakischen Buchen-Urwälder sind deutlich größer als die Werte der untersuchten Waldbestände. Einige Wälder mit natürlicher Entwicklung zeigen jedoch auch bereits ein sehr ähnliches Niveau wie die Urwälder. Die Werte in den Kiefernreinbeständen sind dagegen deutlich geringer (Abb. 46). Für Wälder mit natürlicher Entwicklung (Kategorie N) ergibt sich somit ein Mittelwert des OGI_{fun} von 0,18 (Wertespanne: 0–0,79), während die Werte in den Kategorien ÜK und ÜL bei 0 liegen.

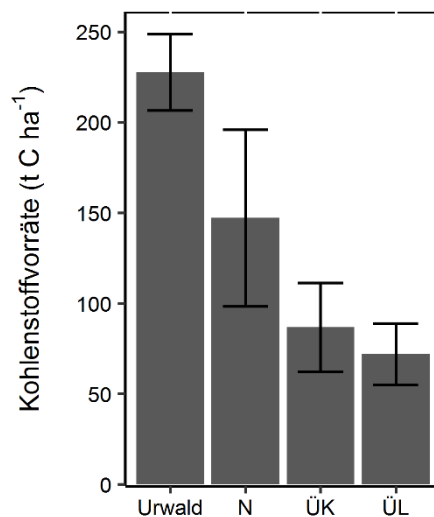


Abb. 46: Kohlenstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse in den slowakischen Urwäldern (Glatthorn et al. 2018) und in den Beständen der Kategorien N, ÜK und ÜL.

2.1.3.7 Fazit

Mit Blick auf den Klimawandel gewinnt die Funktion der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern immer mehr an Bedeutung. Die C-Vorräte sind ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal zwischen den Wäldern der Kategorien N und ÜL, auch wenn die Wälder je nach untersuchtem Kompartiment unterschiedlich bewertet werden (Tab. 16). Eine Gesamtbetrachtung aller untersuchten Kompartimente deutet jedoch an, dass die langfristige Umwandlung der Kiefernforste hin zu naturnahen Buchenbeständen großes Potential zur Steigerung der Kohlenstoffvorräte birgt.

Tab. 16: Mittlere Kohlenstoffvorräte sowie oberirdische Nettoprimär- und Feinwurzelproduktion in den untersuchten Waldkategorien [in t C ha⁻¹].

Kompartiment	N	ÜK	ÜL
Lebende Baumbiomasse oberirdisch	142	83	70
Totholz	4,6	3,3	1,6
Gehölzverjüngung	1,0	0,3	0,4
Summe oberirdisch	147	87	72
lebende Feinwurzeln (organische Auflage und 0-20 cm Mineralboden)	1,2	-	0,2
tote Feinwurzeln (organische Auflage und 0-20 cm Mineralboden)	2,1	-	0,9
Kohlenstoffvorrat im Mineralboden	99	-	141
Summe unterirdisch	102	-	142
Summe insgesamt	249	-	214
Nettoprimärproduktion oberirdisch je Jahr	4,3	-	3,3
Feinwurzelproduktion (0-20 cm Bodentiefe) je Jahr	0,7	-	0,4

Für ein Monitoring der Naturnähe-Entwicklung sind die Kenngrößen allerdings zum großen Teil durch den großen Erhebungsaufwand schlecht geeignet. Auch die fehlende Referenz in Form von Buchenurwäldern im Tiefland macht eine Bewertung der Naturnähe anhand der meisten funktionalen Kenngrößen schwierig. Lediglich die C-Vorräte in der oberirdischen Biomasse werden als gut geeignet eingestuft.

Der Old-Growth-Indikator für funktionale Parameter (OGI_{fun}) kann daher als Ergänzung zu dem OGI für die Waldstruktur ein geeignetes Werkzeug zur Bewertung der Waldentwicklung sein.

2.1.4 Synthese des Gesamtprojektes

Ansatz A: Naturnähemonitoring

Wälder sind komplexe, dynamische Ökosysteme, in denen Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie deren nicht lebender Umwelt als funktionelle Einheit in Wechselwirkung stehen. Auch die Waldbewirtschaftung hat weitreichende und nicht abschließend erfasste Folgen auf die Zusammensetzung des Ökosystems. Unbeeinträchtigte Natur- oder Urwälder sind in Europa extrem selten. Als Referenz für die im Rahmen des WiNat-Projekts erhobenen Strukturkenngößen wurden vergleichbare Daten aus den drei ostslowakischen Urwäldern Kyjov, Havešová und Stučica in den Karpaten verwendet (Feldmann 2018, Glatthorn 2018). Anhand dieser Daten konnte der Old-Growth-Indikator (OGI) als Maß für die Naturnähe der Waldstruktur abgeleitet werden. Auch die sich aus den Strukturkenngößen berechnete oberirdische Biomasse konnte anhand der Referenzbestände hinsichtlich ihrer Naturnähe bewertet werden. Aufgrund fehlender Vergleichsdaten aus Urwäldern ist eine ähnliche Beurteilung von Waldbodenvegetation, Pilz- und Käferarten sowie verschiedener Waldfunktionen bislang nicht möglich. Außerdem sind die Umweltvariablen (Höhe, Temperatur, Niederschlag, Bodenbedingungen) der Karpaten nur bedingt vergleichbar mit den hiesigen Verhältnissen – insbesondere im Hinblick auf die Biodiversität. Aus diesem Grund war es bislang nicht möglich einen Komplexindikator zu entwickeln, der verschiedene Kenngrößen aller drei Bereiche Struktur, Biodiversität und Funktionen umfasst. Die Biodiversitätskenngößen und weitere Waldfunktionsparameter sind dennoch von großer Bedeutung und geben weiterführende Hinweise auf die Naturnähe von Wäldern, z. B. über das Vorkommen von Arten mit enger Waldbindung oder von bereits in der Literatur verifizierten Indikatorarten. Der OGI als Einzelindikator für die Naturnähe der Waldstruktur gilt als Basis für Biodiversitäts- und Funktionskenngößen und kann somit für eine umfassendere Naturnähebewertung mit diesen in Verbindung gesetzt werden.

Da die Gesamtartenzahl eines Waldes wenig aussagekräftig für dessen Naturnähebewertung ist, scheint es vor diesem Hintergrund ausreichend zu sein, sich bei zukünftigen Datenerhebungen auf das Vorkommen typischer Wald- und Indikatorarten in Verbindung mit ausgewählten Waldstrukturparameter zu beschränken. Außerdem wird deutlich, wie wichtig Kenntnisse über die Struktur, Dynamik und Biodiversität von ungestörten Primärwäldern sind, um die natürliche Entwicklung von Sekundärwäldern beurteilen zu können.

Ansatz B: Experiment zur Waldrenaturierung in Kiefernforsten

Nach Zielstellungen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) sollte in Deutschland bis zum Jahr 2020 eine natürliche Waldentwicklung auf 5 % der gesamten Waldfläche bzw. 10 % des öffentlichen Waldes stattfinden. Diese Flächen schließen z. T. auch Wildnisgebiete ein, die im Rahmen der NBS für 2 % der Landesfläche in Deutschland angestrebt werden. Einer aktuellen Studie zufolge ist die natürliche Waldentwicklung auf 2,8 % der gesamten Waldfläche Deutschlands zum Stichjahr 2020 gesichert; nach 2020 ist ein Wert von 3 % zu erwarten (Engel et al. 2016). Insbesondere auf den Flächen des Nationalen Naturerbes, die zu großen Teilen noch von nicht-standortgerechten Nadelholzreinbeständen dominiert werden, stellt sich im Zuge der Ausweisung als Naturerbefläche die Frage, ab welchem Zeitpunkt der Verzicht auf ein weiteres Management in Betracht gezogen werden sollte, wenn das Ziel die schnellstmögliche Überführung in strukturreiche Laub(misch)waldbestände ist. Sollen diese Wälder sich selbst überlassen werden, was bedeutet, dass sich ein mittelalter

Kiefernreinbestand erst in vielen hundert Jahren zu einem im besten Fall naturnahen Buchenbestand entwickeln wird – wie es in den meisten Gebieten Deutschlands als potentiell natürliche Waldgesellschaft angenommen wird? Oder sollte man aktiv eingreifen und damit eine Initialzündung schaffen um die Entwicklung hin zu naturnahen, strukturreichen Wäldern zu beschleunigen? Das „Experiment zur Waldrenaturierung“ im Rahmen des WiNat-Projekts kann dabei helfen diese Fragen zu beantworten. Hintergrund des Experiments ist das Bestreben, die Waldbestände des DBU-Naturerbes schnellstmöglich einer natürlichen Entwicklung zuzuführen. Dafür wurden verschiedene Maßnahmen zur Erhöhung der Naturnähe in Kiefernreinbeständen (die Altersspanne lag zwischen 48 und 79 Jahren) auf der DBU-Naturerbefläche Rühnicker Heide in Brandenburg erprobt mit dem Ziel einer beschleunigten Entwicklung mit Strukturmerkmalen reifer Wälder.

Zwei Jahre nach Maßnahmenumsetzung zeigten sich hinsichtlich der Biodiversität noch kaum Unterschiede in den verschiedenen Behandlungsvarianten. Die Struktur der Wälder hatte sich zwar durch die Schaffung von Bestandeslücken, Totholzanreicherung und Pflanzungen je nach Behandlungsvariante deutlich verändert. Die Anwendung des Old-Growth-Indikators auf die Strukturdaten der Experimentflächen zeigen jedoch keine Ähnlichkeiten mit echten Old-Growth-Beständen. Messbare Veränderungen der eigendynamischen Entwicklung der Waldstruktur sowie der damit assoziierten Artengruppen werden vermutlich erst im Zuge einer Wiederholungsaufnahme, die in einem Zeitraum von zehn Jahren nach Maßnahmenumsetzung angestrebt ist, nachvollziehbar sein. Aus den so gewonnenen Daten lassen sich praktische Implikationen für die zukünftige Bewirtschaftung von nadelholzdominierten Naturerbeflächen ableiten. Zum Beispiel sollten sich die Fragen klären lassen, welche der drei Lückengrößen (100 m², 250 m² und 500 m²) den besten Effekt auf die Etablierung von Naturverjüngung hat, ob diese sich besser auf den Lücken mit oder ohne Totholzanreicherung halten kann, ob die Erzeugung der Lücken zu erhöhten Absterberaten der unmittelbar angrenzenden noch lebenden Bäume geführt hat (sei es infolge von Windwurf, Trockenheit oder Insektenbefall) und welche Artengruppen durch die veränderte Bestandesstruktur profitieren oder an Bedeutung verlieren. Nach einer Meta-Studie von Koivula & Vanha-Majamaa (2020) wirkt sich aktive Totholzanreicherung positiv auf die meisten untersuchten totholzbewohnenden Artengruppen aus, wobei sich Artenreichtum und -zusammensetzung zum Teil von den auf natürlich abgestorbenem Totholz vorkommenden Arten unterscheidet. Insbesondere die kontinuierliche Totholznachlieferung und starke Durchmesser sind für seltene und gefährdete Arten von großer Bedeutung. Ob die umgesetzten Maßnahmen als Initialzündung geeignet sind und sich auch langfristige auf die Waldentwicklung und das Artenspektrum auswirken werden, wird sich erst in der Zukunft zeigen. Im Optimalfall verändert sich die vertikale und horizontale Struktur der Bestände dauerhaft, so dass sich in einigen Jahrhunderten ein kleinräumiges Mosaik aus verschiedenen Waldentwicklungsphasen in einem von Laubbaumarten dominierten Bestand einstellt. Die Experimentflächen in der DBU-Naturerbefläche Rühnicker Heide sollen langfristig für weitere Untersuchungen zur Verfügung stehen.

2.1.5 Literatur

- Abrego, N., Christensen, M., Bässler, C., Ainsworth, A.M. & Heilmann-Clausen, J. (2017): Understanding the distribution of wood-inhabiting fungi in European beech reserves from species-specific habitat models. *Fungal Ecology* 27, 168–174.
- Ammer, C., Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Boch, S., Prati, D., et al. (2017): Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 72, 20–25.
- Angermeier, P.L. (2000): The Natural Imperative for Biological Conservation. *Conservation Biology* 14, 373–381.
- Bäuerle, H., Nothdurft, A., Kändler, G. & Bauhus, J. (2009): Monitoring von Habitatbäumen und Totholz auf Basis von Stichproben. *Allg. Forst- und Jagdzeitung* 180, 249–260.
- Bauhus, J., Puetmann, K. & Messier, C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258, 525–537.
- Bitterlich, W. (1952): Die Winkelzählprobe. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 71, 215–225.
- Blaschke, M., Helfer, W., Ostrow, H., Hahn, C., Loy, H., Bußler, H. & Krieglsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikator für Strukturqualität im Wald. *Natur und Landschaft* 84, 560–566.
- Blasi, C., Marchetti, M., Chiavetta, U., Aleffi, M., Audisio, P., Azzella, M.M. et al. (2010): Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. *Plant Biosystems* 144, 160–170.
- BMEL, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2012): Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur: Totholz – Mehr als vor zehn Jahren. <https://www.bundeswaldinventur.de/dritte-bundeswaldinventur-2012/lebensraum-wald-mehr-biologische-vielfalt-im-wald/totholz-mehr-als-vor-zehn-jahren/>.
- Boch, S., Prati, D., Müller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F. et al. (2013): High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14, 496–505.
- Böhl, J. & Brändli, U.-B. (2007): Deadwood volume assessment in the third Swiss National Forest Inventory: methods and first results. *European Journal of Forest Research* 126, 449–457.
- Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard B. & Parmain, G. (2013): In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity Conservation* 22, 2111–2130.
- Brin, A., Bouget, C., Brustel, H. & Jactel, H. (2011): Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15, 653–669.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88, 259–272.
- Brunet, J., Fritz & Ö., Richnau, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53, 77–94.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & J. L. Laake (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall.

- Budde, S., Schmidt, W. & Weckesser, M. (2011): Impact of admixture of European beech (*Fagus sylvatica* L.) on plant species diversity and naturalness of conifer stands of Lower Saxony. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 11, 49–61.
- Burrascano, S., Keeton, W.S., Sabatini, F.M. & Blasi, C. (2013): Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management* 291, 458–479.
- Burrascano, S., Ripullone, F., Bernardo, L., Borghetti, M., Carli, E., Colangelo, M. et al. (2018): It's a long way to the top: Plant species diversity in the transition from managed to old-growth forests. *Journal of Vegetation Science* 29, 98–109.
- Chiavetta, U., Sallustio, L., Garfi, V., Maesano, M. & Marchetti, M. (2012): Classification of the oldgrowthness of forest inventory plots with dissimilarity metrics in Italian National Parks. *European Journal of Forest Research* 131, 1473–1483.
- Chytrý, M., Tichý, M., Holt, J. & Botta-Dukát, Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science* 13, 79–90.
- Culmsee, H., Denstorf, H.-O., Mann, P. & Schmid, L. (2015): Wälder des Nationalen Naturerbes. *Natur und Landschaft* 90, 117–123.
- DBU Naturerbe GmbH (2014): Naturnahe Waldentwicklung auf DBU-Naturerbeflächen. Grundsätze zur Entwicklungssteuerung. Stand: 01.12.2014. Osnabrück.
- 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.
- Doerfler, I., Gossner, M. M., Müller, J., Seibold, S., & Weisser, W. W. (2018): Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation*, 228, 70–78.
- Ducey, M.J., Jordan, G.J., Gove, J.H. & Valentine, H.T. (2002): A practical modification of horizontal line sampling for snag and cavity tree inventory. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 1217–1224.
- Duguid, M. C. & Ashton, M. S. (2013): A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 303, 81–90.
- Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 1333 S.
- Engel, F., Bauhus, J., Gärtner, S., Kühn, A., Meyer, P., Reif, A. et al. (2016): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 145: 274.
- Feldmann, E. (2018): *Forest Structure and Structural Dynamics of Virgin Beech Forests in Slovakia*. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- Förster, A., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2021): Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. *Forest Ecology and Management* 479.
- Franklin, J.F. & Van Pelt, R. (2004): Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry* 22–28.
- Geburek, T., Milasowszky, N., Frank, G., Konrad, H. & Schadauer, K. (2010): The Austrian Forest Biodiversity Index: All in one. *Ecological Indicators* 10, 753–761.
- Geßler, A., Keitel, C., Kreuzwieser, J., Matyssek, R., Seiler, W. & Rennenberg, H. (2007):

- Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees* 21, 1–11.
- Glaser, F.F. & Hauke, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland: Ergebnisse bundesweiter Auswertungen, Angewandte Landschaftsökologie. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Glatthorn, J. (2017): Effects of forest management on stand leaf area: Comparing beech production and primeval forests in Slovakia. *Forest Ecology and Management* 389, 76–85.
- Glatthorn, J. (2018): Structure, Productivity and Carbon Storage of Primeval European Beech Forests. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- 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.
- Gossner, M. M., Schall, P., Ammer, C., Ammer, U., Engel, K., Schubert, H. et al. (2014): Forest management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. *Ecosphere* 5, 1–111.
- Graae, B. J. & Sunde, P. B. (2000): The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23, 720–731.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeier, H. & Reiter, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programms 17. 493 S.
- Grüneberg, E., Schöning, I., Riek, W., Ziche, D. & Evers, J. (2019): Carbon stocks and carbon stock changes in German forest soils. In Wellbrock, N. & Bolte, A. (eds.) *Status and Dynamics of Forests in Germany*. Ecol. Stud. 237. Springer Nature, Cham. pp. 167–198.
- Hauck, M., de Bruyn, U. & Leuschner, C. (2013): Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation* 157: 136–145.
- Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201, 105–117.
- Hobi, M.L., Ginzler, C., Commarmot, B. & Bugmann, H. (2015): Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 6, 1–15.
- IPCC (2014): Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 S.
- Jaloviari, P., Saniga, M., Kucbel, S., Pittner, J., Vencurik, J. & Dovciak, M. (2017): Seven decades of change in a European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study. *Forest Ecology and Management* 399, 197–205.
- Jönsson, M.T., Fraver, S. & Jonsson, B.G. (2009): Forest history and the development of old-growth characteristics in fragmented boreal forests. *Journal of Vegetation Science* 20, 91–106.
- Kahl, T. & Bauhus, J. (2014): An index of forest management intensity based on assessment of harvested tree volume, tree species composition and dead wood origin. *Nature Conservation* 7, 15–27.
- Keeton, W.S. (2006): Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235, 129–142.
- Kenning, R.S., Ducey, M.J., Brissette, J.C. & Gove, J.H. (2005): Field efficiency and bias of

- snag inventory methods. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 2900–2910.
- Keren, S. & Diaci, J. (2018): Comparing the Quantity and Structure of Deadwood in Selection Managed and Old-Growth Forests in South-East Europe. *Forests* 9, 76.
- Köhler, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. Vergleichende Untersuchungen im Waldreservat Kermeter in der Nordeifel. Schriftenreihe LÖBF/LaFAO NRW (Recklinghausen) 6, 1–283.
- Köhler, F. & Klausnitzer, B. (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands – Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 4: 1–185. Dresden.
- Köhler, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW18, 352 S.
- Köhler, F. (2012): Die Totholzkäfer (Coleoptera) des Naturwaldreservates „Beetebuerger Bësch“ (2007-2008). In: Murat, D. (Schriftl.) (2012): Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 9. Zoologische und botanische Untersuchungen „Beetebuerger Bësch“ 2005–2011. Naturverwaltung Luxemburg: 324 S.
- Koivula, M. & Vanha-Majamaa, I. (2020): Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecol Process* 9, 11.
- Kowarik, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien, in: Kohnold, W., Böcker, R., Hampicke, U. (Eds.). *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed-Verlag, Landsberg, 1-18.
- 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.
- Kunttu, P., Junninen, K. & Kouki, J. (2015): Dead wood as an indicator of forest naturalness: A comparison of methods. *Forest Ecology and Management* 353, 30–40.
- Larkin, R. (2017). An assessment of result reproducibility and observer effect in microhabitat monitoring (Masterarbeit). Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften, Göttingen.
- Larrieu, L. & Gonin, P. (2008): L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.* 6, 727–748.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E. et al. (2019): Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators* 104, 116-126.
- Leuschner, C. (1994): Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW Deutschland). *Phytocoenologia* 22, 289–324.
- Leuschner, C., Wulf, M., Bäuchler, P. & Hertel, D. (2013): Soil C and nutrient stores under Scots pine afforestations compared to ancient beech forests in the German Pleistocene: The role of tree species and forest history. *Forest Ecology and Management* 310, 405–415.
- Liira, J. & Sepp, T. (2009): Indicators of Structural and Habitat Natural Quality in Boreo-Nemoral Forests along the Management Gradient. *Annales Botanici Fennici* 46, 308–325.
- Lonsdale, D., Pautasso, M. & Holdenrieder, O. (2008): Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research* 127, 1–22.

- Majdi, H. (1996): Root sampling methods – applications and limitations of the minirhizotron technique. *Plant Soil* 185, 255–258.
- Marquard, E., Förster, J. & Vohland, K. (2009): Nationales Biodiversitätsmonitoring 2020. NEFO, Leipzig, 37 S.
- Marshall, P.A., Davis, G. & Le May, V.M. (2000): Using Line Intersect Sampling for Coarse Woody Debris. Forest Research Technical Report. Forest Service British Columbia. Nanaimo, BC, Canada. 37 S.
- McRoberts, R.E., Winter, S., Chirici, G. & LaPoint, E. (2012): Assessing Forest Naturalness. *Forest Science* 58, 294–309.
- Messier, C., Posada, J., Aubin, I. & Beaudet, M. (2009): Functional Relationships Between Old-Growth Forest Canopies, Understorey Light and Vegetation Dynamics. *Old-Growth Forests: Function, Fate and Value*. C. Wirth, G. Gleixner & M. Heimann. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg: 115–139.
- Meyer, P., Ackermann, J., Balcar, P., Boddenberg, J., Detsch, R., Förster, B. et al. (2001): Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. IHW-Verlag Eching, 107 S.
- Meyer, P., Bücking, W., Schmidt, S., Schulte, U., & Willig, J. (2004). Stand und Perspektiven der Untersuchung von Naturwald-Vergleichsflächen. *Forstarchiv*, 75, 167–179.
- Meyer, P., Wevell von Krüger, A., Steffens, R. & Unkrig, W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Bd. 1.
- Meyer, P., Menke, N., Nagel, J., Hansen, J., Kawaletz, H., Paar, U., & Evers, J. (2009). Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt und Niedersächsische Landesforste, Göttingen.
- 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., Brößling, S., Bedarff, U. & Schmidt, M. (2013): Monitoring von Waldstruktur und Vegetation in hessischen Naturwaldreservaten. Stand April 2013, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
- Meyer, P. (2020): Stubborn and adaptive – five decades of monitoring and research of self-regulated tree demography. *German Journal of Forest Research*, 190 (5/6), 120-135.
- Moning, C. & Müller, J. (2010): Ökologische Schlüsselwerte in Bergmischwäldern als Grundlage für eine ökologisch nachhaltige Waldnutzung – Abschlussbericht.
- Motta, R., Garbarino, M., Berretti, R., Meloni, F., Nosenzo, A. & Vacchiano, G. (2015): Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Italian Alps. *European Journal of Forest Research* 134, 19–31.
- Müller, J., Bußler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A. et al. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2, 106–113.
- Müller, J. & Bütler, R. (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 981–992.
- Nagel, T.A., Svoboda, M. & Diaci, J. (2006): Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in southeastern Slovenia. *Forest*

- Ecology and Management 226, 268–278.
- Nagel, T.A., Levanic, T. & Diaci, J. (2007): A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in Slovenia. *Annals of Forest Science* 64, 891–897.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P. et al. (2002): Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161, 189–204.
- Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262–270.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M. et al. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24 (1), 101–112.
- Paillet, Y., Coutadeur, P., Vuidot, A., Archaux, F., & Gosselin, F. (2015): Strong observer effect on tree microhabitats inventories: A case study in a French lowland forest. *Ecological Indicators*, 49, 14–23.
- Persson, H. (1980): Fine-root dynamics in a Scots pine stand with and without near optimum nutrient and water regimes. *Acta Phytogeographica Suecica* 68, 101–110.
- Peterson, C.E. & Anderson, P.D. (2009): Large-scale interdisciplinary experiments inform current and future forestry management options in the U.S. Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 258, 409–414.
- Plue, J., Van Gils, B., De Schrijver, A., Peppler-Lisbach, C., Verheyen, K. & Hermy, M. (2013): Forest herb layer response to long-term light deficit along a forest developmental series. *Acta Oecologica* 53: 63–72.
- Puettmann, K.J. & Ammer, C. (2007): Trends in North American and European regeneration research under the Ecosystem Management Paradigm. *European Journal of Forest Research* 126, 1–9.
- Reif, A. & Walentowski, H. (2008): The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 6, 63–76.
- Roberts, M. R. (2004): Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. *Canadian Journal of Botany* 82, 1273–1283.
- Roth, N., Doerfler, I., Bässler, C., Blaschke, M., Bussler, H., Gossner, M. M. et al. (2019): Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Diversity and Distributions*, 25, 430–441.
- Šamonil, P., Antolík, L., Svoboda, M. & Adam, D. (2009): Dynamics of wind throw events in a natural fir-beech forest in the Carpathian mountains. *Forest Ecology and Management* 257, 1148–1156.
- Sandström, J., Bernes, C., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., & Jonsson, B. G. (2019): Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56, 1770–1781.
- Schär, C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Häberli C., Liniger M.A. & Appenzeller C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427, 332–336.
- Schmidt, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *Forest, Snow and Landscape Research* 79, 111–125.
- Schmidt, M. & Schmidt, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in

Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78: 205–214.

- Schmidt, M., Kriebitzsch & W.-U., Ewald, J. (2011a): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten* 299: 111 S.
- Schmidt, M., Culmsee, H., Boch, S., Heinken, T., Müller, J. & Schmiedel, I. (2011b): Anwendungsmöglichkeiten von Waldartenlisten für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. In: Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. & Ewald, J. (Eds.): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten* 299, 25–45, BfN Bonn, Germany.
- Schmiedinger, A., Kreyling, J., Steinbauer, M.J., Macdonald, S. E., Jentsch, A. & Beierkuhnlein, C. (2012): A continental comparison indicates long-term effects of forest management on understory diversity in coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 1239–1252.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G. et al. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7, 395–402.
- Singer, D. (2018): Decisive forest structures for coincident habitat use by woodpeckers and tree-dwelling bats (Masterarbeit). Georg August-Universität Göttingen, Göttingen.
- Spies, T.A. (2004): Ecological Concepts and Diversity of Old-Growth Forests. *Forestry* 14–20.
- Ståhl, G., Ringvall, A., & Fridman, J. (2001): Assessment of coarse woody debris: a methodological overview. *Ecological Bulletins*, 57-70.
- Storch, I., Penner, J., Asbeck, T., Basile, M., Bauhus, J., Braunisch, V. et al. (2020): Evaluating the effectiveness of retention forestry to enhance biodiversity in production forests of Central Europe using an interdisciplinary, multi-scale approach. *Ecol Evol.* 10 (3), 1489-1509.
- Suck, R. & Bushart, M. (2010): Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation Deutschlands. Maßstab 1: 500.000. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Sun, O.J., Campbell, J., Law, B.E. & Wolf, V. (2004): Dynamics of carbon stocks in soils and detritus across chronosequences of different forest types in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology* 10, 1470–1481.
- Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bace, R. & Zenáhlíková, J. (2010): Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260, 707–714.
- Svoboda, M., Janda, P., Bače, R., Fraver, S., Nagel, T. A., Rejzek, J. et al. (2014): Landscape-level variability in historical disturbance in primary *Picea abies* mountain forests of the Eastern Carpathians, Romania. *Journal of Vegetation Science* 25, 386–401.
- Swanson, M. E., Franklin, J. F., Beschta, R. L., Crisafulli, C. M., DellaSala, D. A., Hutto, R. L. et al. (2011): The forgotten stage of forest succession: early-successional eco-systems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 117–125.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L. et al. (2010): Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47, 5–14.
- Tierney, G. L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B. R., Shriver, W. G., & Gibbs, J. P. (2009): Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Front. Ecology and Environment* 7, 308–316.
- Tsiripidis, I., Bergmeier, E., Fotiadis, G. & Dimopoulos, P. (2009): A new algorithm for the

- determination of differential taxa. *Journal of Vegetation Science* 20, 233–240.
- Vandekerckhove, K., Vanhellemont, M., Vrška, T., Meyer, P., Tabaku, V., Thomaes, A. et al. (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,
- van Wagner, C.E. (1982): Practical Aspects of the line intersect method (Information Report). Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, Chalk River, Ontario, Canada.
- von Oheimb, G. & Härdtle, W. (2009): Selection harvest in temperate deciduous forests: impact on herb layer richness and composition. *Biodiversity and Conservation* 18, 271–287.
- Walter, H. & Breckle, S. (1999): *Vegetation und Klimazonen. Grundriß der globalen Ökologie*. Ulmer, Stuttgart.
- Warren, W.G. & Olsen, P.F. (1964): A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10, 267–276.
- Wellbrock, N. & Bolte, A. (2019): Status and Dynamics of Forests in Germany. Results of The National Forest Monitoring. *Ecological Studies* 237.
- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Diss. TU Dresden.
- Winter, S., Fischer, H.S. & Fischer, A. (2010): Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. *Forest Ecology and Management* 258, 1624–1632.
- Winter, S. (2012): Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85, 293–304.
- Wirth, C., Gleixner, G. & Heimann, M. (2009a): Old-growth forests. *Ecological Studies* 207, 512 S.
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D. & Frankhänel, A. (2009b): Old-growth forest definitions: a pragmatic view. *Ecological Studies* 209: 11-33.
- Woldendorp, G., Spencer, R. D., Keenan, R. J., & Barry, S. (2002): An analysis of sampling methods for coarse woody debris in Australian forest ecosystems. Bureau of Rural Sciences: Canberra, ACT.
- Wooldridge, J. M. (2013): *Introductory Econometrics. A modern approach*. 5th edition. South Western, Cengage Learning, USA, 881 pp.
- Zenner, E.K., Peck, J.E., Hobi, M.L. & Commarmot, B. (2014): The dynamics of structure across scale in a primeval European beech stand. *Forestry* 88, 180–189.

2.2 Langfristige Wirkung des Projektes über den Förderzeitraum hinaus

- Das WiNat-Projekt leistet einen wichtigen Beitrag zur Methodik der Naturnähebewertung von Wäldern anhand eines Sets an Parametern, die die Biodiversität, Strukturen und Funktionen von Wäldern abbilden.
- Die Berechnung des Old-Growth-Indikators ist auch auf andere Flächen übertragbar.
- Es wurde ein umfassender Datensatz der Struktur, Biodiversität und Funktionen verschiedener Waldflächen des Norddeutschen Tieflands generiert, der auch für weitere Untersuchungen genutzt werden kann.
- Es liegen umfassende Artenlisten der Waldbodenvegetation (159 Arten), Pilze (1.503 Arten, Sicherung in der MykIS-Datenbank der DGfM und Verwendung im Verbreitungsatlas der Pilze Deutschlands) und Käfer (803 Arten, Nennung im Verzeichnis der Käfer Deutschlands www.colkat.de) vor.
- Eine Belegsammlung der Pilze (mit 2.216 Belegen) wurde dem Senckenberg Museum für Naturkunde in Görlitz zum dauerhaften Verbleib in der mykologischen Sammlung (GLM-F) übergeben.
- Die Untersuchungsgebiete des WiNat-Projekts auf DBU-Naturerbeflächen gehen unabhängig von ihrer Waldkategorie sofort in die natürliche Entwicklung und dienen somit als Referenz für eine Entwicklung ohne direkte anthropogene Einflüsse.
- Aus den Projektergebnissen sind verschiedene Veröffentlichungen entstanden (siehe 2.4 Veröffentlichung der Projektergebnisse).

2.3 Relevante Ergebnisse von dritter Seite

- Der Datensatz zur Waldstruktur slowakischer Urwälder (Feldmann 2018, Glatthorn 2018) wurde als Referenz zur Berechnung des Old-Growth-Indikators (OGI) verwendet.
- Davon abgesehen sind keine neuen Ergebnisse bekannt geworden, die für die Durchführung des Vorhabens relevant wären.

2.4 Veröffentlichung der Projektergebnisse

- Aljes, M. & Meyer, P. (2018): Entwicklung eines Naturnähe-Indikators aus Waldstrukturdaten. In Korn, H., Dünfelder, H.; Schliep, R. (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt XVI. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, Bonn - Bad Godesberg, 187 S.
- Aljes, M., Culmsee, H., Schneider, H., Wörmann, R. & Meyer, P. (2018): Mimicking small scale disturbance regimes to enhance biodiversity in middle-aged Scots Pine forests – a forest restoration experiment (Conference Abstract European Conference on Conservation Biology und Poster).
- DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) (2020): Wildnis Naturerbe – Wie können wir Naturnähe im Wald messen? Ergebnisse des Projekts »Wildnis Naturerbe« (WiNat) – Naturwald-Entwicklung und Wildnisgebiet-Umsetzung im Nationalen Naturerbe.

<https://www.dbu.de/2433publikation1606.html>

- Diers, M., Weigel, R., Culmsee, H., & Leuschner, C.: Soil carbon and nutrient stocks under Scots pine plantation in comparison to European beech forests: A paired-plot study across forests with different management history and precipitation regimes. Eingereicht bei Forest Ecosystems am 24.12.2020.
- Förster, A., Culmsee, H., & Leuschner, C. (2021): Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. Forest Ecology and Management 479.
- Meyer, P., Aljes, M., Culmsee, H., Feldmann, E., Glatthorn, J., Leuschner, C. & Schneider, H.: Quantifying old-growthness of lowland European beech forests by a multivariate indicator for old-growth forest structure. Ecological Indicators, Revision in Arbeit.
- Schneider, H., Culmsee, H., Aljes, M., Förster, A., Meyer, P. & Leuschner, C. (2021): Aufnahmemethoden für das Naturnähe monitoring in Wäldern im Projekt „Wildnis Naturerbe“ (WiNat). Stand: 12.01.2021. 82 S. <https://www.wildnis-naturerbe.de/>
- Schneider, H., Culmsee, H., Aljes, M., Diers, M., Förster, A., Meyer, P. & Leuschner, C. (2021): Methodenbeschreibung zur Waldrenaturierung von Kiefernreinbeständen im Projekt „Wildnis Naturerbe“. Stand: 12.02.2021. 78 S. <https://www.wildnis-naturerbe.de/>