

Schlussbericht

zum Verbundvorhaben

Thema:

Minimierung des Sturmschadensrisikos in Wäldern vor dem Hintergrund des Klimawandels (MiStriKli)

Datum der Veröffentlichung

19.09.2023

Zuwendungsempfänger:

Teilvorhaben 1: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg (ALU)

Teilvorhaben 2: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 22WK416601 (ALU)

Teilvorhaben 2: 22WK416602 (NW-FVA)

Laufzeit:

01.01.2019 bis 31.12.2021

Monat der Erstellung:

06/2022



Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und nukleare Sicherheit

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

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

I. Ziele

1. Aufgabenstellung

Von allen meteorologischen Extremereignissen wiesen Winterstürme in den vergangenen Jahrzehnten das mit Abstand größte abiotische Gefahrenpotenzial für die Wälder Europas auf (Schelhaas et al., 2003; Schuck und Schelhaas, 2013). Nach einem von Gardiner et al. (2010) erstellten Katalog, traten im Zeitraum 1950-2010 etwa 90 % der für Europas Wälder schadbringenden Stürme in den Monaten Oktober bis März auf. Aufgrund ihrer großräumigen Ausdehnung und der extremen Ausprägung ihrer bodennahen Windfelder verursachten Winterstürme die größten Schadholzmengen. Allein im Jahr 1999 fielen infolge der drei Stürme „Anatol“ (4. Dezember), „Lothar“ (25./26. Dezember) und „Martin“ (27./28. Dezember) in mehreren europäischen Ländern insgesamt 193 Millionen Kubikmeter Schadholz an (UNECE/FAO, 2000). Im Jahr 2007 führte der Sturm „Kyrill“ (17./18. Januar) in den europäischen Wäldern zu insgesamt 45 Millionen Kubikmetern Schadholz. Deutschland war mit einem Aufkommen von 25 Millionen Kubikmetern Schadholz am stärksten von den Auswirkungen des Sturms betroffen (Anonymous, 2007).

Solche katastrophale Sturmereignisse haben neben drastischen Auswirkungen auf den Betriebsablauf, einschneidende betriebswirtschaftliche, waldbaulich-ertragskundliche, forstschutztechnische und ökologische Auswirkungen in den betroffenen Regionen zur Folge (Albrecht et al., 2008; Lindroth et al., 2009; Seidl et al., 2014a). Die Mehrzahl (97 %) aller Klimamodellstudien, in denen Ergebnisse zur zukünftigen Entwicklung des Sturmgeschehens in der Nordatlantisch-Europäischen Region (NAER) publiziert wurden, projizieren für Mitteleuropa bis 2100 eine Veränderung aller Facetten des Wintersturmgeschehens (Mölter et al., 2016).

Daraus ergibt sich die Frage, ob und, wenn ja, wie durch Anpassungsmaßnahmen auf die antizipierte Zunahme des Sturmgeschehens proaktiv reagiert werden muss bzw. reagiert werden kann, um eine Minimierung des zukünftigen Sturmschadensrisikos in Wäldern herbeizuführen.

Im interdisziplinären Verbundprojekt „Minimierung des Sturmschadensrisikos in Wäldern vor dem Hintergrund des Klimawandels“ (MiStriKli) wurde deshalb in fünf eng miteinander verzahnten Arbeitspaketen (AP1-AP5) mit meteorologischen, ertragskundlichen, naturschutzfachlich-ökologischen und ökonomischen Forschungsansätzen überprüft, ob durch eine angepasste Steuerung der Struktur und Zusammensetzung von Wäldern die negativen Auswirkungen des zukünftigen, klimawandelbeeinflussten Sturmschadensrisikos in den Wäldern Deutschlands minimiert werden können. Das Wissen über die zu steuernden Baum- und Bestandeseigenschaften ist eine wichtige Voraussetzung für die Schaffung von Managementinstrumenten, mit denen in hoher räumlicher Auflösung gleichermaßen naturschutzfachlich wie ökonomisch ausgerichtete Waldbehandlungsstrategien entwickelt werden können, um die negativen Auswirkungen von Sturmschäden unter sich ändernden klimatischen Bedingungen zu minimieren.

Die zur Zielerreichung erforderlichen Forschungsarbeiten erfolgten unter der Prämisse, dass durch eine zielgerichtete Steuerung der Struktur und Zusammensetzung von Wäldern sowie einem angepassten Umgang mit katastrophalen Sturmschäden, deren negative Folgen minimiert werden können.

Die sich aus der übergeordneten Zielsetzung von MiStriKli ergebenden, an die Arbeitspakete gebundenen Teilziele, sind die

1. räumlich hochaufgelöste Abbildung des gegenwärtigen und zukünftigen, schadensrelevanten Sturmgeschehens über Deutschland (Arbeitspaket 1, AP1),
2. Charakterisierung der Auswirkungen von Veränderungen des Sturmgeschehens auf das Sturmschadensrisiko und Maßnahmen zur Sturmschadensrisikominimierung (AP2),
3. ökonomische Bewertung von möglichen Managementstrategien zur Sturmschadensminimierung (AP3),

4. naturschutzfachlich-waldökologische Bewertung von möglichen Managementstrategien zur Sturmschadensminimierung (AP4),
5. Optimierung von Managementstrategien unter Berücksichtigung naturschutzfachlich-waldökologischer und ökonomischer Kriterien auf der Basis robuster Entscheidungen.

2. Stand der Technik

2.1 Sturmgeschehen in der nordeuropäisch-atlantischen Region

Winterstürme sind ein wichtiger Bestandteil der natürlichen Störungsdynamik von Waldökosystemen (Wohlgemuth et al., 2019). Ihre Bedeutung als ein abiotischer Schadfaktor für die europäischen Wälder hat in den vergangenen 70 Jahren zugenommen (Schuck und Schelhaas, 2013). Dies äußert sich insbesondere durch die signifikante Zunahme ihrer Schadensintensität seit 1990 (Gregow et al., 2017). Sechs der sieben Winterstürme, die in Europa seit 1951 die größten Schadholzmengen verursachten, traten nach 1990 auf. Ihre raumzeitliche Dynamik und Ausdehnung variierten allerdings stark in Abhängigkeit von Zugbahn und Monat (Quine und Gardiner, 2007; Jung et al., 2017). Gregow et al. (2017) konnten nachweisen, dass die angestiegene NAER-Sturmintensität eine größere Bedeutung für das Aufkommen von Sturmholz hat als die sich akkumulierenden stehenden Holzvorräte.

Mölter et al. (2016) fassten in einem Übersichtsartikel zusammen, dass die Mehrzahl (97 %) aller Klimamodellstudien, in denen Ergebnisse zur zukünftigen Entwicklung des NAER-Sturmgeschehens publiziert wurden, für Mitteleuropa bis 2100 eine klare Änderung (1) der Häufigkeit, Intensität und Aktivität von Winterstürmen, (2) der Häufigkeit und Intensität von Zyklonen, (3) der Häufigkeit und Intensität extremer Böengeschwindigkeiten und (4) Sturmschäden projizieren.

Pinto und Reyers (2017) erwarten, dass sich bis ans Ende des 21. Jahrhunderts die Zugbahnen von außertropischen Zyklonen in Richtung Europa verlagern und dadurch häufiger potenziell schadbringende Winterstürme in der NAER auftreten werden. Als wahrscheinlich sehen sie an, dass bereits ab 2050 mehr Wintersturmereignisse über Norddeutschland auftreten werden. Für andere Teile Deutschlands sind die Projektionen mit größeren Unsicherheiten behaftet, es deuten sich aber nur geringe Änderungen zum intensiven Sturmgeschehen seit den 1990er Jahren an. Vautard et al. (2019) berichten, dass Klimaprojektionen andeuten, dass die Wahrscheinlichkeit extremer stündlicher Windgeschwindigkeitswerte zukünftig über Europa um 0-20 % ansteigen wird.

Die Ergebnisse der Mehrzahl von Studien zum rezenten und langfristigen zukünftigen Sturmgeschehen in der NAER deuten eine Veränderung des Wintersturmgeschehens an. Man muss davon ausgehen, dass Winterstürme zukünftig wiederkehrend katastrophale Schäden in Deutschlands Wäldern verursachen werden. In der Summe deutet die Gesamtheit aller Modellergebnisse an, dass die rezent hohe Sturmaktivität über Deutschland nicht signifikant abnehmen und im Verlauf des 21. Jahrhunderts über weiten Teilen Deutschlands sogar zunehmen kann.

2.2 Modellierung der an Winterstürme gebundenen Böengeschwindigkeit

Eine der wichtigsten Kenngrößen für die retrospektive Analyse des durch Winterstürme entstandenen Schadens in Wäldern ist die raumzeitliche Variabilität der maximalen Böengeschwindigkeit. Treten während Windereignissen Sturm- und Orkanböen auf, ist mit Schäden in Waldökosystemen zu rechnen (Hanewinkel et al., 2010).

Für Schweizer Wälder konnten Usbeck et al. (2010) zeigen, dass Sturmschäden gut mit der maximalen

Böengeschwindigkeit und geringer mit der mittleren Windgeschwindigkeit während Stürmen korreliert sind. Sie führen aus, dass maximale Böengeschwindigkeiten von größer 42 m/s bei allen Baumarten Schäden verursachen. Besonders anfällig für Sturmschäden ist dabei die Baumart Fichte. Sie erleidet Sturmschäden bereits ab einer Böengeschwindigkeit von 25 m/s.

Die Ergebnisse einer retrospektiven Schadensanalyse nach dem Durchzug des Wintersturms Lothar über Süddeutschland (26. Dezember 1999) veranschaulichen, dass die maximale Böengeschwindigkeit die größte Bedeutung für die Erklärung des Schadensmusters und der Schadensintensität in den Wäldern Baden-Württembergs hatte (Schindler et al., 2016).

Die Ansätze zur Modellierung der Böengeschwindigkeit können in physikalisch-mechanistische (Donat et al., 2010; Gregow et al., 2017) und statistisch-empirische (Etienne et al., 2010; Jung und Schindler, 2016; Jung et al., 2016; Schindler et al., 2016) Ansätze unterschieden werden. Mit mechanistischen Modellen wird versucht, die wichtigsten physikalischen Prozesse abzubilden, die die raumzeitliche Variabilität von Böengeschwindigkeitsfeldern determinieren. Die größten Herausforderungen bei der Anwendung dieser Modellkategorie sind die möglichst umfassende Kenntnis der sehr großen Anzahl von Anfangs- und Randbedingungen sowie die Kontrolle der damit verbundenen umfangreichen Initialisierung und Parametrisierung für bestimmte Datensätze, Regionen und Waldökosysteme. Im Gegensatz dazu basiert die statistisch-empirische Modellierung auf Böengeschwindigkeitswerten, die nahe der Erdoberfläche, i. d. R. in der Standardhöhe von 10 m über Grund, in meteorologischen Messnetzen messtechnisch erfasst werden (Jung und Schindler, 2016).

Obwohl statistische Ansätze nicht immer einen Einblick in die physikalischen Zusammenhänge der Böendynamik geben, können sie zur hochauflösenden Modellierung der raumzeitlichen Variabilität der Böengeschwindigkeit genutzt werden. So wurde beispielsweise das 98. Perzentil täglicher Böengeschwindigkeitszeitreihen für die Schweiz auf einem 50 m × 50 m Raster berechnet (Etienne et al., 2010). Wiederkehrperioden extremer Böengeschwindigkeit wurden in Deutschland auf einem 1000 m × 1000 m Raster berechnet (Augter und Roos, 2011). Jung und Schindler (2016) modellierten die statistische Verteilung von Böengeschwindigkeitswerten auf einem 50 m × 50 m Raster in Baden-Württemberg.

2.3 Auswirkungen von Winterstürmen in den Wäldern Europas und Deutschlands

Winterstürme sind eine abiotische Naturgefahr, die die Artenzusammensetzung, Strukturen, Zustände und Prozesse in Waldökosystemen abrupt in einem erheblichen Umfang modifizieren können (Seidl et al., 2011). Die durch Naturgefahren bedingte Veränderung der physikalischen Umwelt führt i. d. R. zum Verlust von belebter pflanzlicher Biomasse. Trotz ihrer meistens abrupten Einwirkung haben Stürme nicht nur kurzfristige und lokale, sondern auch langfristige und regionale Auswirkungen. Bezogen auf die angefallene Schadh Holzmenge haben sich in den letzten 70 Jahren Stürme als die bedeutendste abiotische Naturgefahr für die Wälder in Europa herausgestellt (Schelhaas et al., 2003; Schuck und Schelhaas, 2013; Gregow et al., 2017).

Lindroth et al. (2009) stellten fest, dass ein Großteil der interannuellen Variabilität der CO₂-Bilanz von europäischen Wäldern durch Sturmschäden erklärt werden kann. So führte der Wintersturm Lothar zu einem etwa 30-prozentigen Rückgang der Nettobiomproduktion in Europa. Die vielfach projizierte Zunahme des Sturmgeschehens über der NAER führt nach Seidl et al. (2014a) im Zeitraum 2021-2030 zu einem deutlichen Rückgang der mit den europäischen Wäldern verbundenen CO₂-Senke.

Katastrophale Sturmereignisse haben nach Albrecht et al. (2008) in den betroffenen Regionen nicht nur eine direkte Schadenswirkung, sondern können zusätzlich die Vitalität des verbleibenden Bestandes reduzieren, sekundäre biotische Naturgefahren wie zum Beispiel Massenvermehrungen von Borkenkäfern wie dem

Buchdrucker (*Ips typographus*) begünstigen, zu massiven Störungen von regulären Abläufen in Forstbetrieben führen, betriebswirtschaftliche Einbußen (Holzpreisverfall, Lagerkosten, beschädigtes Holz) verursachen und waldbaulich-ertragskundliche Folgeschäden (Hiebsunreife, Änderung der Baumartenzusammensetzung) nach sich ziehen.

2.4 Modellierung und Analyse von Sturmschäden in Wäldern

Unter den Modellansätzen, die zur Analyse von Sturmschäden in Wäldern angewendet werden, unterscheiden Gardiner et al. (2008) ebenfalls zwischen empirisch-statistischen und mechanistischen Ansätzen. Empirisch-statistische und mechanistische Modelle ermöglichen eine Quantifizierung der Sturmschadenswahrscheinlichkeit und ggf. des Ausmaßes von Sturmschäden auf der Basis von Bestandes- und Standortfaktoren für parametrisierte Bestände und Regionen innerhalb ihres Parametrisierungsbereiches.

Da die für die Anwendung mechanistischer Sturmschadensmodelle benötigten Daten und Parametrisierungen meistens nicht oder nur in geringem Umfang für einzelne Baumarten und Bestandesstrukturen vorliegen, wurden Wintersturmschäden in deutschen Wäldern bisher mit Hilfe statistischer Modellansätze retrospektiv untersucht und modelliert (Schmidt et al., 2010; Albrecht et al., 2012, 2013, 2015, 2019; Schindler et al., 2012, 2016; Jung et al., 2016). Statistische Sturmschadensmodelle eignen sich zur Analyse genereller Abhängigkeiten zwischen Sturmereignissen und Sturmschäden und ermöglichen somit prinzipiell robuste verallgemeinerbare Projektionen als flächendeckende Grundlage für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel.

Für eine umfassende Verallgemeinerung der Projektionen ist es jedoch entscheidend, dass alle wichtigen Schadfaktoren bzw. ihre Effekte plausibel erfasst werden. Diese Voraussetzung wird jedoch nur in Ausnahmefällen erfüllt. So beinhaltet ein logistisches Regressionsmodell auf der Grundlage der nationalen Waldinventur in Südschweden Effekte für verschiedene Bestockungsinformationen (Valinger und Fridman, 2011). Es werden aber keine Effekte des Reliefs, des Bodenwasserhaushaltes und von Sturmereigenschaften wie der Böengeschwindigkeit modelliert und der Ansatz ist nicht baumartenspezifisch.

Albrecht et al. (2012) haben Sturmschadensdaten aus langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen getrennt für die Baumarten Fichte, Weißtanne, Buche, Eiche, Douglasie, Kiefer und Lärche analysiert und signifikante Effekte für Bestockungs-, Boden-, Relief- und Windvariablen sowie die Abhängigkeit von Durchforstungen modelliert. Allerdings sind die Effekte für die untersuchten Boden-, Relief- und Windvariablen und ihr Beitrag zur Erhöhung der Modellgüte sehr gering. Hanewinkel et al. (2014) identifizieren für strukturreiche ungleichaltrige Bestände signifikante Effekte für Gelände-, Bestandesstruktur- und Durchforstungsparameter. Allerdings ist der Effekt der Bestandeshöhe nicht signifikant und der Modellansatz ist nicht baumartenspezifisch.

Die generelle Problematik im Bereich der Sturmschadensmodellierung, dass nur selten Datengrundlagen zur Verfügung stehen, die eine umfassende und sensitive Modellierung aller Effekte für die wichtigsten Faktoren ermöglichen, wird auch in der Literaturstudie von Hanewinkel et al. (2010) deutlich. Sie untersuchten darin u. a. 35 mechanistische und empirisch-statistische Modellansätze bezüglich der berücksichtigten Einflussfaktoren. Dabei beinhalten nur vier Ansätze baumartenspezifische Modelle, die zusätzlich auch die Effekte der Baumhöhe und des HD-Wertes beschreiben. Von diesen Ansätzen beinhaltet nur einer Effekte der Orographie und von Bodeneigenschaften (Saidani, 2004), zwei Ansätze Effekte von Bodeneigenschaften (Müller, 2002) und ein Ansatz zusätzlich Effekte der Orographie (Schütz et al., 2006).

Unter den statistischen Ansätzen, die zur Analyse von Sturmschäden in Wäldern entwickelt wurden,

nimmt das statistische Modell von Schmidt et al. (2010) eine Ausnahmestellung ein. Für seine Parametrisierung konnten Sturmschäden, die im zeitlichen Umfeld der Bundeswaldinventur 2 (BWI 2) in den Wäldern Baden-Württembergs auftraten, sehr exakt am Einzelbaum erfasst werden, es lagen Höhen- und Durchmesserwerte auf Einzelbaumebene vor, die nicht aus Höhenkurven, sondern aus der Höhenvollaufnahme bei der Bundeswaldinventur 1 (BWI 1) abgeleitet wurden, die Stichprobenpunkte sind exakt verortet, das BWI-Netz ist in Baden-Württemberg vierfach verdichtet.

Aufgrund dieser sowohl bezüglich des Datenumfanges und Schadprozentes als auch der erfassten Parameter und ihrer Genauigkeit einmaligen Datengrundlage konnte ein Modell entwickelt werden, das hochsensitive und plausible Projektionen für die Hauptbaumarten und weitere Baumartengruppen ermöglicht. Dabei wurden die Effekte der Baumhöhe und des Durchmessers in Wechselwirkung mit der Baumart modelliert. Zusätzlich wurde die Exponiertheit in Wechselwirkung mit der Hauptwindrichtung hochsensitiv modelliert. Auch für verschiedene Kategorien des Geländewasserhaushaltes konnten plausible Effekte geschätzt werden. Allerdings lagen bei der Modellentwicklung, wie in der überwiegenden Zahl der empirisch-statistischen Modelle, keine ausreichend genauen Informationen über Sturmeigenschaften vor allem Böengeschwindigkeitswerte vor.

2.5 Ökonomische Bewertung von Sturmschäden in Wäldern

Im Gegensatz zu empirischen Modellen, schätzen prozessbasierte Waldwachstumsmodelle die physiologischen Prozesse in der Entwicklung von Waldbeständen ab, anstatt auf Ergebnissen zu beruhen, die auf gemessenem Wachstum von Forstinventurdaten basieren. Die Prozesse, die zum Wachstum von Biomasse beitragen, werden durch angepasste Funktionen, z. B. für Bruttoprimärproduktion und Transpiration modelliert. Mit der Modellierung dieser Prozesse ist es möglich, plausible Abschätzungen des künftigen Waldwachstums unter Klimawandelbedingungen (Landsberg und Sands, 2011) sowie Anpassungsentscheidungen für die Hauptprozesse und Funktionen des Wachstums durchzuführen.

Die Prozessfunktionen werden durch Parameter definiert, die abhängig von regionalen Faktoren wie Bodenwassergehalt, Bodenfruchtbarkeit und Klimaveränderungen sind und das projizierte Biomassewachstum beeinflussen. Wenn das Waldwachstum in einer angegebenen Region simuliert wird, müssen die Parameter so kalibriert werden, dass das projizierte Biomassewachstum einer bestimmten Baumart mit Messdaten oder empirisch modellierten Daten dieser Region übereinstimmt.

Für MiStrikli wurde das Waldwachstumsmodell 3-PG_{mix} (Forrester und Tang, 2016) gewählt, um die zukünftige Entwicklung von Waldbeständen in Deutschland darzustellen. 3-PG_{mix} ist eine Erweiterung des Modells 3-PG (Landsberg und Sands, 2011), das erweiterte Kronen- und Lichtaufnahmefunktionen besitzt und die Dormanzperiode von Laubbäumen und Durchmesserverteilungen verschiedener Baumarten berücksichtigt. Die prozessbasierten Eigenschaften ermöglichen 3-PG_{mix} klimasensitive Simulationen, d. h. eine Reaktion des Wachstums auf Änderungen in Bezug auf Niederschlag, Lufttemperatur und atmosphärisches Kohlenstoffdioxid. Da 3-PG_{mix} verschiedene Baumarten und Altersklassen in einem Bestand darstellen kann, ist es geeignet, die Waldzusammensetzung und -entwicklung der Wälder in Deutschland realitätsnah darzustellen.

Vor der Anwendung im MiStrikli wurde 3-PG für die Modellierung von Eukalyptus-Plantagen ohne die Notwendigkeit extensiver Datenaufnahmen weiterentwickelt und angewendet (Almeida et al., 2009) und anschließend für Teak (*Tectona grandis*) Plantagen in Costa Rica kalibriert (Nölte et al., 2018). 3-PG wurde auch eingesetzt, um die Auswirkungen verschiedener Baumarten auf die Standortsgüte (Waring et al., 2014) und die Wirkung des Baumalters auf die Kohlenstoffbindung modellhaft zu untersuchen (Zhao et al., 2009).

3-PG wurde für Nadelbaumarten verwendet, um mögliche Variationen des Baumwachstums unter Klimawandelbedingungen bei der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*, Coops et al., 2010) und der Weihrauch-Kiefer (*Pinus taeda*, Bryars et al., 2012) zu analysieren. Mit Hilfe von 3-PG wurde die Kohlenstoffbindung von Sitka-Fichten (*Picea sitchensis*) Plantagen in Schottland ermittelt (Minunno et al., 2010). Das Modell wurde für Laubbaumarten wie Birke (*Betula* spp., Potitsep und Yasuoka, 2011), Buche in Baden-Württemberg (Augustyniczak et al., 2017) sowie von Trotsuik et al. (2020) für Buche und Fichte in der Schweiz kalibriert, um die örtlichen Wachstumsbedingungen dieser Baumarten darzustellen. Die Baumarten Waldkiefer und Buche wurden von Forrester et al. (2017) auf der europäischen Ebene kalibriert. In einer ausführlichen Studie wurde von Forrester et al. (2021) eine 3-PG-Kalibrierung für mehrere europäische Baumarten durchgeführt.

Mischbestände sind wichtig, um die ökonomischen Folgen des Klimawandels abzumildern. So zeigen Mischbestände aus Fichte und Buche eine höhere Resistenz gegenüber Störungen als Reinbestände, was sich unter ökonomischen Gesichtspunkten positiv auswirkt (Friedrich et al., 2019). Jedoch gibt es – neben den erwarteten Vorteilen – potenzielle Einschränkungen dieser Art der Diversifikation. So kann die Beimischung von Laub- zu Nadelbaumarten das ökonomische Risiko reduzieren und Erträge verbessern, allerdings kann dies auch zu einem ökonomischen Verlust führen (Knoke et al., 2017). Daher ist die Bewertung von mehreren Waldwachstumsszenarien unter künftigen Klimawandelbedingungen notwendig, um die nicht nur aus ökonomischer Sicht besten Behandlungsstrategien zu identifizieren.

Des Weiteren spielen biotische und abiotische Störungen eine große Rolle bei der Analyse der Umweltbedingungen und deren Einfluss auf das Waldwachstum, insofern ist es wichtig, Störungen in Modellierungsprozesse zu integrieren. Winterstürme wie Wiebke, Lothar und Kyrill gehören zu den bedeutendsten Störungen, die großflächige Schäden in Deutschlands Wäldern verursachten (Jung et al., 2016).

Griess et al. (2012) haben gezeigt, dass Mischungen mit anderen Baumarten Sturmschäden bei der Fichte reduzieren. Krisans et al. (2020a) sehen in der Reduzierung der Bestandsdichte und der Verkürzung von Umtriebszeiten eine Möglichkeit, Sturmschäden in Fichtenbeständen zu vermindern. Samariks et al. (2020) empfehlen Durchforstungen und weitere Baumabstände als Mittel, um finanzielle Verluste von Sturmschäden zu vermeiden. Roessiger et al. (2013) untersuchten Buche-Fichte-Mischungen und fanden heraus, dass kürzere Umtriebszeiten bei Beständen mit hohem Fichtenanteil günstiger in Bezug auf das Sturmschadensrisiko waren.

Im Rahmen von MiStriKli wurde das Wintersturmschadensmodell „Lothar I“ von Schmidt et al. (2010) in 3-PG_{mix} integriert, um den Einfluss von Wintersturmschäden auf das Management von Waldbeständen zu berücksichtigen. Der Einfluss von Wintersturmschäden kann über die Steuerung des individuellen Baumdurchmessers untersucht werden (Mason und Valinger, 2013). Die gekoppelte 3-PG_{mix}-Lothar-Modellversion ermöglicht die Evaluierung von Managementstrategien, mit einem Fokus auf die Durchforstungsauswirkungen auf die Sturmgefährdung von Wäldern.

2.6 Naturschutzfachliche Bewertung von Sturmschäden

Die biologische Vielfalt umfasst ein weites Spektrum öffentlicher Güter, deren monetäre Bewertung problematisch ist. Um bei Planungs- und Entscheidungsprozessen Naturschutzbelange berücksichtigen zu können, ist es erforderlich, Schutzgütern einen möglichst transparent hergeleiteten Wert zuzuschreiben. Daher wurden in der Naturschutzforschung verschiedene Bewertungssysteme entwickelt, die i. d. R. auf Wertstufen beruhen (Plachter, 1992; Usher und Erz, 1994; von Drachenfels, 2010). Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen (Constanza et al., 1997; Haines-Young und Poschin, 2018) und dem Ansatz „Nature’s Contributions to People“ (Díaz et al., 2018) liegen Systeme für Regulations-, Versorgungs- und kulturelle Leistungen von Ökosystemen vor, die eine allgemeine Wertzuschreibung darstellen.

Notwendigerweise liegen Bewertungssystemen bestimmte Wertvorstellungen zugrunde, die zunächst geklärt werden sollten, um einen möglichst breiten Konsens zwischen den beteiligten Akteuren herzustellen (Demant et al., 2019). Tatsächlich sind tiefer liegende und intransparente Differenzen zwischen Wertvorstellungen eine wesentliche Ursache für Konflikte zwischen Landnutzung und Naturschutz (Grodzinska-Jurczak und Cent, 2011; Meyer, 2013a). In Bezug auf die Art des Wertes, der bestimmten Schutzgütern zugeordnet wird, können Selbstwert (Wert aus sich selbst heraus), Eigenwert (kulturell-ästhetischer Wert für Menschen) und Nutzwert unterschieden werden (Eser und Potthast, 1999).

Zwar kann eine vollständig widerspruchsfreie Begründung aus keiner dieser Wertvorstellungen abgeleitet werden. Es ist aber evident, dass eine Beschränkung auf den gegenwärtigen Nutzwert für ein nachhaltiges Management von Naturgütern nicht ausreicht (WCED, 1987). Da das Spektrum der Ökosystemleistungen auf der Biodiversität beruht (Constanza et al., 1997; Mori et al., 2017; Díaz et al., 2018), lässt sich ihre möglichst vollständige Erhaltung unmittelbar aus dem Nachhaltigkeitsverständnis ableiten.

Im globalen Kontext ist der möglichst vollständige Schutz der biologischen Vielfalt am besten zu erreichen, wenn eine Schutzverantwortung für die jeweilige naturraumtypische, d. h. kulturhistorisch gewachsene und natürliche biologische Vielfalt übernommen wird (Lindenmayer et al., 2006; Lindenmayer und Hunter, 2010), um sie als Naturerbe an kommende Generationen weiterzugeben. Eine rein quantitative Maximierung der Artenvielfalt kann dabei gegensätzlich zum Erhalt einer naturraumtypischen biologischen Vielfalt sein und zu einer Homogenisierung von Naturräumen sowie einem Biodiversitätsverlust führen (Meyer, 2013b).

2.7 Robuste Lösungen für Entscheidungen im Zusammenhang mit dem zukünftigen Sturmgeschehen

Unter Berücksichtigung der Herausforderungen des Klimawandels, sollen angemessene Anpassungsmaßnahmen entwickelt werden. Diese sollen verschiedene Managementziele berücksichtigen (Yousefpour und Hanewinkel, 2014) und dazu beitragen, die vorhandenen Ökosystemdienstleistungen und -güter zu erhalten, z. B. die Holzproduktion, aber auch gegen Schadfaktoren wie Stürme schützen (Yousefpour et al., 2017).

Zur standortbezogenen Optimierung von Managementstrategien werden Prioritäten in allen Managementszenarien definiert. Ziel ist es, unter der Berücksichtigung des Klimawandelszenarios RCP 8.5, die Kennzahlen Durchmesserzuwachs (AP3), Sturmgefährdung (AP1, AP2) und Naturschutzwert (AP4) zu maximieren. Bezüglich der zu berücksichtigenden Indikatoren, wird so vorgegangen, dass die Sturmschadensverminderung, der Bestandeszuwachs und die Naturschutzwerte optimiert werden, um die beste Managementstrategie für jeden betrachteten Standort zu identifizieren.

Die Optimierung berücksichtigt alle 27 Waldentwicklungstypen (*WET*) in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten. Zuwachs, Sturmgefährdung und Naturschutzwerte von *WETs* werden im Optimierungsprozess benutzt, um die ökologische Effektivität und ökonomische Effizienz zu vergleichen. Die Synergien zwischen der ökologischen Effektivität und ökonomischen Effizienz werden für das Optimierungsverfahren benutzt, um ökologisch-ökonomische Lösungen zu finden.

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Mit den folgenden Stellen und Institutionen wurde im Rahmen von MiStriKli zusammengearbeitet:

- Professur für Meteorologie, TU Dresden, Dresden (Datenabgabe)
- Thünen-Institut, Institut für Waldökosysteme, Eberswalde (Datenabgabe)
- Sachgebiet für Fernerkundung und GIS der NW-FVA, Göttingen
- Abteilung Vegetationsanalyse und Phytodiversität, Georg-August-Universität Göttingen

- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW)
- Fakultät Ressourcenmanagement, Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst, Hildesheim/Holz-
minden/Göttingen
- Forstverwaltung Baden-Württemberg (Forst-BW)
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)

II. Ergebnisse

1. Erzielte Ergebnisse

Zur räumlich hochaufgelösten Abbildung des gegenwärtigen und zukünftigen, schadensrelevanten Sturmgeschehens über Deutschland wurde der **Wintersturmatlas GeWiSA** entwickelt (Jung und Schindler, 2019a; Schindler und Jung, 2020). Darin sind auf der Grundlage der 98 schadensträchtigsten Winterstürme, die im Zeitraum 1981 bis 2018 über Deutschland aufgetreten sind, die höchsten Böengeschwindigkeitswerte abgebildet. Die Böengeschwindigkeitswerte liegen für alle Stürme in einer horizontalen Auflösung von 25 m × 25 m vor. GeWiSA deckt sturmereignisabhängige und -unabhängige Böengeschwindigkeitsfelder ab und eignet sich daher für die probabilistische Sturmschadensmodellierung unter den gegenwärtigen und zukünftigen Klimabedingungen.

Als ein Beispiel für die Verwendungsmöglichkeiten von GeWiSA zeigt die Abbildung 1 die Häufigkeit des Auftretens von Winterstürmen mit Orkanböen (Böengeschwindigkeit größer als 32.7 m/s) auf 10 %, 25 %, 50 % und 90 % der Waldfläche in den Land- und Stadtkreisen. Von 1981 bis 2018 gab es in rund 14 % aller Land- und Stadtkreise acht und mehr Winterstürme mit Orkanböen über 10 % der Waldfläche der Gebietskörperschaften. Die von Winterstürmen mit Orkanböen am häufigsten betroffenen Gebietskörperschaften befinden sich im Nordwesten, Westen und Süden. Mit zunehmend betroffener Waldfläche (z. B. 90 % in der jeweiligen Gebietskörperschaft) bilden sich wenige, räumlich begrenzte Maximalböen-Hotspots in Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und Bayern aus (Schindler und Jung, 2020).

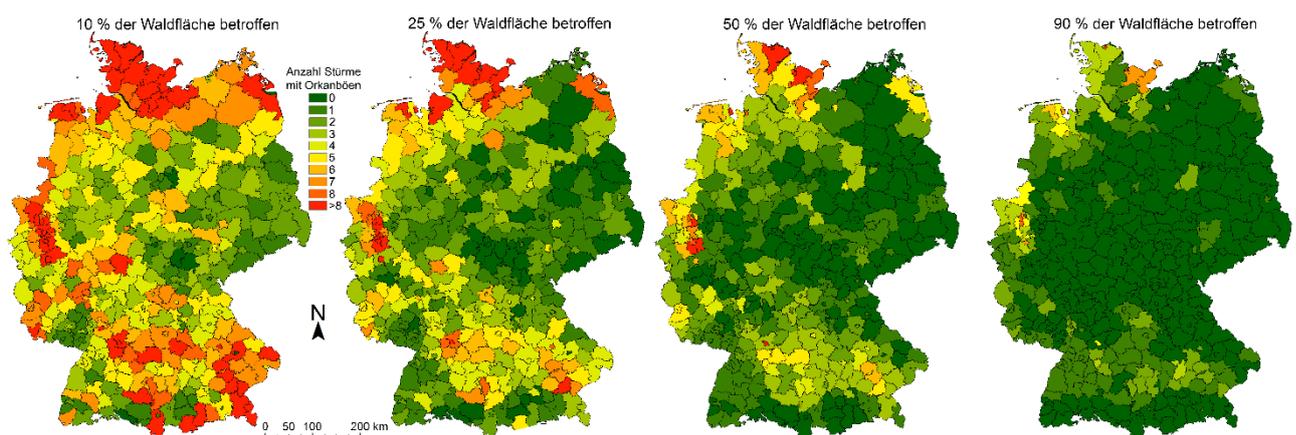


Abb. 1. Anzahl von Winterstürmen mit Orkanböen auf (a) 10 %, (b) 25 %, (c) 50 % und (d) 90 % der Waldfläche in den Land- und Stadtkreisen Deutschlands im Zeitraum 1981 bis 2018.

Um die zukünftige Entwicklung der Böengeschwindigkeit bis 2100 über Deutschlands Wäldern abschätzen zu können, wurde die 10- und 20-jährige maximale Böengeschwindigkeit in die Zukunft projiziert. Die Projektion erfolgte in den Klimawandelszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 für die drei Zeiträume nahe Zukunft (2019-2049), mittlere Zukunft (2044-2074) und ferne Zukunft (2069-2099). Die Projektionen der maximalen Böengeschwindigkeit sind als monatliche Medianwerte von 19 regionalen Klimamodellen verfügbar (Jung und Schindler, 2021). Die Projektionsergebnisse deuten eine signifikante Zunahme der wintersturmbedingten Böenintensität im Oktober unter RCP 4.5 und im November und Dezember unter RCP 8.5 gegen Ende des 21. Jahrhunderts an. Es deutet sich damit an, dass das winterliche Sturmgesehen zukünftig mindestens auf dem gegenwärtig hohen Niveau verbleibt.

Aus den modellierten Böengeschwindigkeitsfeldern, die die gegenwärtige und zukünftige Wintersturmgefährdung abbilden, wurde das Maximalböengeschwindigkeitsfeld des Sturms Lothar verwendet, um den **Wintersturmschadensatlas** für die Wälder Deutschlands zu produzieren. Mit dem Wintersturmschadensatlas werden Voraussetzungen geschaffen, um die Auswirkungen von Veränderungen des Sturmgesehens auf das Auftreten und die Intensität von Sturmschäden abzubilden. Daraus lassen sich Maßnahmen zur Sturmschadensminimierung ableiten.

Im Rahmen von MiStriKli wurde ein bereits vorhandenes statistisch-empirisches Sturmschadensmodell, das von Schmidt et al. (2010) publiziert wurde, weiterentwickelt. Insbesondere ist es gelungen, die Böengeschwindigkeit als kausale Sturmschadensursache im Modell zu berücksichtigen und Sturmschadensprojektionen bis 2099 zu erstellen. Das verbesserte Sturmschadensmodell gibt Waldbesitzenden räumlich hochaufgelöst (50 m × 50 m) die Möglichkeit, je nach Betriebsziel bestimmte Baumartenkombinationen oder Waldentwicklungstypen für ihre zukünftigen Waldbestände auszuwählen. Es wurde ein Werkzeug geschaffen, um die Auswahl von Bewirtschaftungsstrategien zur Minimierung negativer Auswirkungen zukünftiger klimawandelbedingter Sturmschadensrisiken zu ermöglichen.

Für 27 Waldentwicklungstypen, die aus den acht wichtigen mitteleuropäischen Hauptbaumarten Rotbuche, Traubeneiche, Stieleiche, Waldkiefer, Gemeine Fichte, Weißtanne, Europäische Lärche und Douglasie kombinierbar sind, kann die Sturmgefährdung unter zukünftigen Klimawandelbedingungen abgeschätzt werden. Dabei werden Wachstumstrends aufgrund unterschiedlicher Stickstoffdepositionen aber auch des Klimawandels über standorts- bzw. klimasensitive Standort-Leistungs-Modelle abgebildet (Schmidt, 2020).

Die Abbildung 2 veranschaulicht beispielhaft die Sturmschadenswahrscheinlichkeit für eine Wiederkehrzeit von 20 Jahren in 100-jährigen Modellbeständen im zentralen Harz im Klimawandelszenario RCP 8.5 im Zeitraum 2069-2099. Bei allen dargestellten Waldentwicklungstypen sind die Gipfellagen am stärksten sturmschadensgefährdet. Dabei zeigen die Buchen-dominierten Waldentwicklungstypen den geringsten Flächenanteil mit sehr hohem Schadpotenzial auf. Im Gegensatz dazu, sind Fichtenmonokulturen am stärksten wintersturmgefährdet. Mit Hilfe des Wintersturmschadensatlas können demnach Bereiche in räumlich sehr hoher Auflösung ausgemacht werden, in denen sehr geringe Schadenswahrscheinlichkeiten zu erwarten sind.

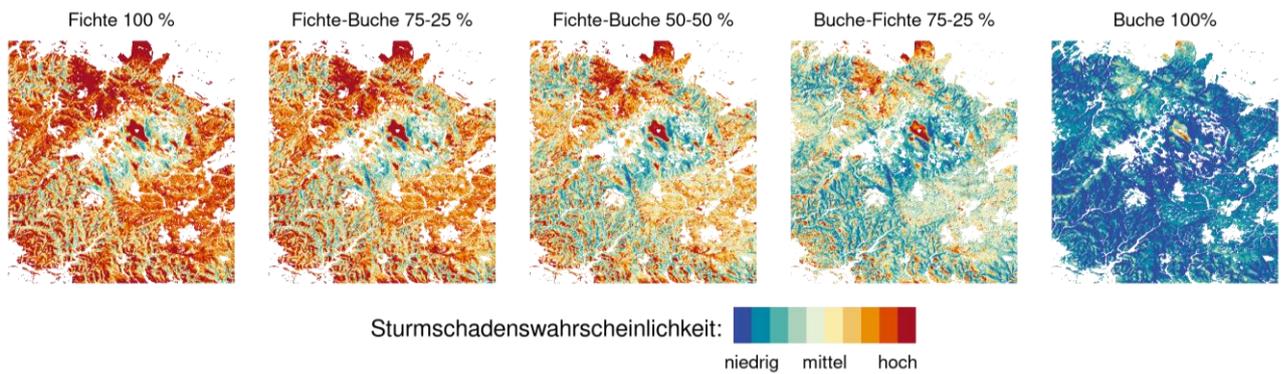


Abb. 2. Sturmschadenswahrscheinlichkeit für eine Wiederkehrzeit von 20 Jahren in 100-jährigen Modellbeständen im zentralen Harz unter dem Klimawandelszenario RCP 8.5 im Zeitraum 2069-2099. Die Modellbestände weisen das Keimjahr 1900 auf.

Um das zukünftige Waldwachstum unter den zu erwartenden Klima- und Wintersturmbedingungen im 21. Jahrhundert prozessbasiert zu projizieren, wurde das klimasensitive Wachstumsmodell 3-PG_{mix} (Forrester and Tang, 2016) parametrisiert und mit dem Sturmschadensmodell von Schmidt et al. (2010) gekoppelt. Nach der Parametrisierung wurden die Ergebnisse der Wachstumsprojektionen für eine ökonomische Analyse verwendet. Somit können standortspezifisch Interaktionen von Klima, Baumart, Durchforstung und Wintersturmschäden in Waldwachstumsszenarien simuliert werden.

Aus der Abbildung 3a geht hervor, dass aus ökonomischer Sicht ohne Berücksichtigung des Wintersturmeinflusses Fichtenreinbestände bis zu einem Alter von 80 Jahren die günstigste Anbauvariante sind. Bezogen auf den Kapitalwert werden Buchenreinbestände bei intensiver Durchforstung ab dem Alter 100 Jahre ähnlich profitabel wie Fichtenreinbestände und übertreffen deren Wert ab dem Alter 110 Jahre. Mischbestände aus Fichte und Buche liegen bezüglich des Kapitalwertes bis zum Alter 80 Jahre zwischen Buchen- und Fichtenreinbeständen. Mit höherem Alter erreichen sie aufgrund der Kombination von hohen Durchmesser bei der Buche und hohem Stammholzvolumen bei der Fichte die höchsten Kapitalwerte. Die Baumart Buche ist generell die ökonomisch am wenigsten profitable Baumart, mit Ausnahme der letzten 20 Jahre nach intensiver Durchforstung. Die aus ökonomischer Sicht ungünstigste Variante, die in Bezug auf den Kapitalwert zu jedem Zeitpunkt den geringsten Wert aufweist, ist die nicht durchforstete Buchenreinbestandvariante.

Die Abbildung 3b stellt die Kapitalwertentwicklung mit dem Bestandesalter unter Wintersturmeinfluss dar. Die Behandlungsvarianten von Fichtenreinbeständen zeigen die höchste Profitabilität bis maximal zum Alter 70 Jahre. Allerdings sinkt der Kapitalwert von Fichtenreinbeständen dann bis zum Ende der Umtriebszeit stark ab. Im Gegensatz dazu, erreicht man mit intensiven Durchforstungen bis zum Ende der Umtriebszeit die höchsten Kapitalwerte. Der Kapitalwert von Fichte-Buche-Mischungen bleibt bis zum Alter 80 Jahre zwischen den Fichten- und Buchenreinbeständen. Danach hängt die Höhe des Kapitalwertes stärker von der Managementstrategie und weniger von der Baumartenzusammensetzung ab. Der Kapitalwert verbunden mit der konventionellen Durchforstungsvariante bei der Buche liegt ab dem Alter 110 Jahre auf einem ähnlichen Niveau wie bei der intensiv durchforsteten Variante.

Aus diesen Ergebnissen lässt sich ableiten, dass unter dem Einfluss von Winterstürmen kurzumtriebige Fichtenreinbestände am profitabelsten sind. Der Behandlungsstrategie kommt nur eine untergeordnete Bedeutung zu. Erreichen Fichtenreinbestände unter dem Einfluss von Winterstürmen das Ende der Umtriebszeit, dann sind stark und konventionell durchforstete Bestände deutlich profitabler als leicht oder gar nicht

durchforstete Bestände. Mischbestände liefern unter dem Einfluss von Winterstürmen bis zum Alter 70 Jahre geringere Kapitalwerte als Fichtenreinbestände, sind allerdings bis zu diesem Alter immer noch deutlich profitabler als Buchenreinbestände. Dies ändert sich ab dem Alter 85 Jahre, ab dem die Buchenreinbestände unter dem Einfluss von Winterstürmen profitabler sind. Mischbestände unter Wintersturmeinfluss sind ebenfalls ab einem Alter von 85 Jahren deutlich profitabler als schwach oder nicht durchforstete Fichtenreinbestände.

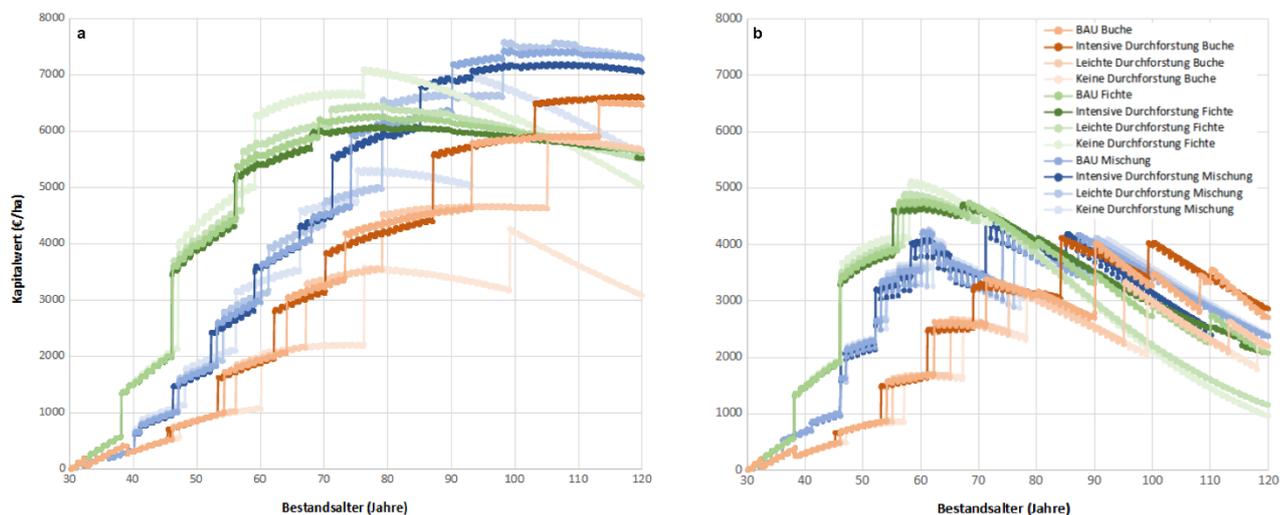


Abb. 3. Entwicklung des Kapitalwertes als Funktion des Bestandesalters für die Baumarten Fichte, Buche, und Buche-Fichte-Mischungen für die Behandlungsvarianten konventionelle (BAU), intensive, schwache (leichte) und keine Durchforstung, (a) ohne und (b) mit der Berücksichtigung des Einflusses von Winterstürmen auf die Bestandesentwicklung. Starke vertikale Veränderungen des Kapitalwertes ergeben sich durch Brüche in den untersuchten Durchmesserklassen.

Das im Rahmen von MiStriKli entwickelte naturschutzfachlich-waldökologische Bewertungssystem ermöglicht es, die Auswirkungen verschiedener Waldbehandlungsstrategien zur Minimierung der negativen Auswirkungen von Winterstürmen unter naturschutzfachlich-waldökologischen Gesichtspunkten in den Wäldern Deutschlands zu beurteilen. Gegenstand der naturschutzfachlichen Bewertung sind zum einen die auf der Hauptbaumartenebene definierten Waldentwicklungstypen und zum anderen das Nutzungsregime, das in Form von Umtriebszeit und Hiebsflächengröße charakterisiert wird.

Die 27 in MiStriKli definierten Waldentwicklungstypen wurden im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit bewertet. Für die naturschutzfachliche Bewertung wurde ein waldentwicklungstypbezogener, ordinalskaliertes Naturschutzwert entwickelt. Eine Grundlage für die Bewertung der Waldentwicklungstypen war die Habitatkontinuität, mit der die Nähe zum natürlichen Verbreitungsgebiet, die Waldbiotoptypenzugehörigkeit und Sukzessionsstadien berücksichtigt wurden. Den höchsten örtlich möglichen Naturschutzwert erhielten autochthone Wälder, die ein Bestandteil von natürlichen Waldbiotoptypen einschließlich ihrer Sukzessionsstadien sind.

Die Abbildung 4 zeigt beispielhaft den Naturschutzwert für fünf verschiedene Waldentwicklungstypen im zentralen Harz in der Region um den Brocken. Für einen Fichtenreinbestand ist der Naturschutzwert in den oberen Lagen um den Brocken am höchsten, da die Fichte in diesen Bereichen natürlicherweise vorkommt. In allen anderen Bereichen führt ein Fichtenreinbestand zu einem sehr geringen Naturschutzwert. Je höher der Buchenanteil in diesen Bereichen ist, desto höher ist der Naturschutzwert. Ein Buchenreinbestand in den

oberen natürlichen Fichtenlagen um den Brocken führt zu einem starken Naturschutzwertverlust. In den natürlichen Lagen der Buchen- und Buchenmischwälder kommt es bei einem Buchenreinbestand zu keinem Wertverlust. Aus naturschutzfachlicher Sicht wäre demnach eine standortsspezifische Kombination der beiden Waldentwicklungstypen Fichte 100 % (Gipfellagen des Brockens) und Buche 100 % (Lagen unterhalb des Gipfelbereichs) zu empfehlen, um eine möglichst natürliche Waldzusammensetzung zu erreichen.

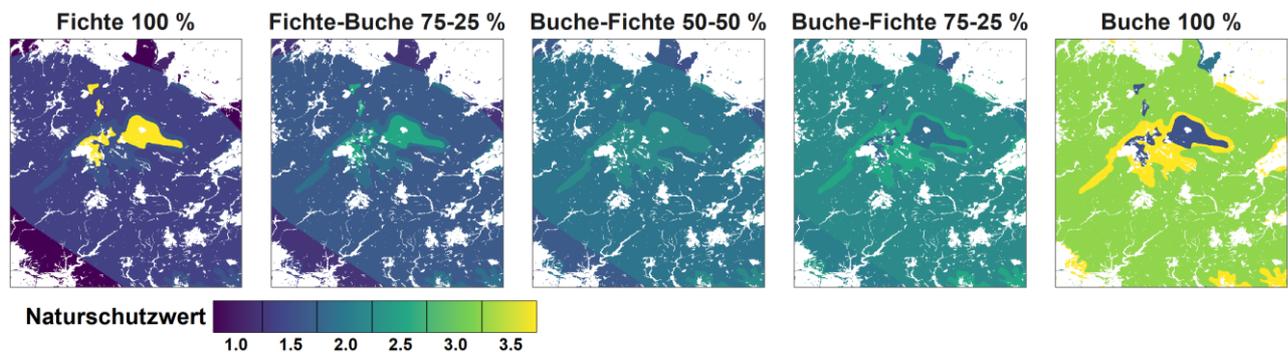


Abb. 4. Naturschutzfachliche Bewertung von fünf verschiedenen Kombinationen aus Waldentwicklungstypen im zentralen Harz in der Region um den Brocken. Dargestellt ist ein Mischungsgradient (%) vom Fichtenreinbestand (Fichte 100 %) zum Buchenreinbestand (Buche 100 %) und der jeweilige naturschutzfachliche Wert entsprechend der Farbskala.

Zur naturschutzfachlichen Bewertung des regulären Nutzungsregimes wurde die Methodik von Seymour et al. (2002) auf mitteleuropäische Buchen- und Buchenmischwälder übertragen. Seymour et al. (2002) haben für die temperaten Wälder im Nordosten Nordamerikas die natürlichen Wiederkehrzeiten von Störungsflächen unterschiedlicher Größe bestimmt. Anhand der Relation zwischen der Wiederkehrzeit einer Hiebsfläche bestimmter Größe in bewirtschafteten Wäldern und der minimalen Wiederkehrzeit einer gleich großen Störungsfläche in einem natürlichen Wald wird die Naturnähe des Nutzungsregimes quantifiziert und damit naturschutzfachlich bewertet. Durch die Auswertung von Luftbildzeitreihen aus Naturwäldern Niedersachsens und die Analyse der Ergebnisse einer Lückenkartierung im größten Urwaldgebiet der Europäischen Rot-Buche in der westlichen Ukraine konnten zwei Referenzmodelle abgeleitet und Varianten des Nutzungsregimes beispielhaft bewertet werden. Eine Weiterentwicklung und Fundierung dieser ersten Modelle erscheint allerdings notwendig, sodass die erzielten Ergebnisse als vorläufig eingestuft werden müssen.

Aus naturschutzfachlich-waldökologischer Perspektive ergeben sich drei waldbauliche Behandlungsoptionen im Umgang mit sturmgeschädigten Waldflächen: (1) Störungsflächen belassen, (2) Teilräumung, (3) Vollräumung. Auf eine Vollräumung sollte möglichst verzichtet werden, da hierdurch viele positive Effekte für die Biodiversität verloren gehen. Je umfangreicher die Räumung von sturmgeschädigten Flächen erfolgt, desto größer ist der damit einhergehende Rückgang der Biodiversität.

Auf der Grundlage der klimawandelabhängigen Sturmschadensmodellierung, der ökonomischen und naturschutzfachlichen Bewertung des Einflusses von Winterstürmen auf die Waldentwicklung wurden für 7756 Probestellen in drei repräsentativen, deutschlandweiten Transekten optimale Bestandesbehandlungsoptionen abgeleitet. Bei gleicher Gewichtung der Bewirtschaftungsziele (1) Sturmschadensminimierung, (2) hoher Naturschutzwert und (3) hoher Kapitalwert erweisen sich Buchenmonokulturen (Buche 100 %) als der am häufigsten am besten bewertete Waldentwicklungstyp, gefolgt von der Eiche-Buche-Mischung (50 % / 50 %).

Variiert man die Gewichtung der drei untersuchten Einflussfaktoren, ergeben sich weitere optimale Bestandesbehandlungsoptionen (Abbildung 5). Aus einer makroskopischen, transektweiten Perspektive lässt

sich ableiten, dass bei einer schwerpunktmäßigen Gewichtung des Naturschutzwertes Laubbaumarten- und -mischungen am besten geeignet sind, um Bewirtschaftungsziele zu erreichen. Wird die Maximierung des Kapitalwertes angestrebt, erwiesen sich Nadelbaumartenmischungen, insbesondere mit der Douglasie, als zielführend. Zur Vermeidung von Wintersturmschäden sind vor allem Mischungen von Buche und Eiche geeignet. Bei einer gleichmäßigeren Gewichtung der drei Bewirtschaftungsziele führen Douglasie-Buche-Mischungen und Mischungen aus einer Laub- und zwei Nadelholzarten zu einem optimalen Ergebnis.

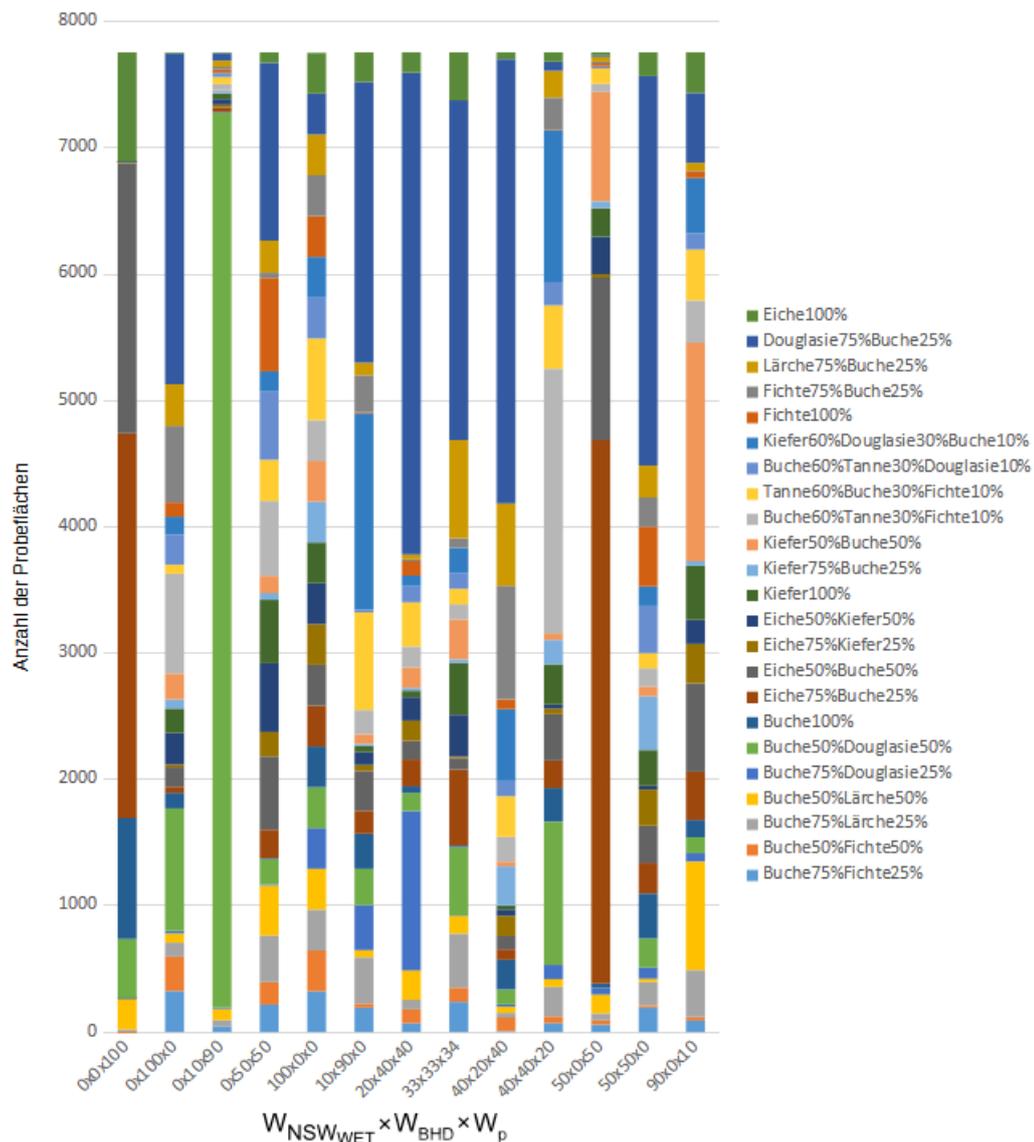


Abb. 5. Anzahl von Waldentwicklungstypen (WET) auf 7756 Probeflächen in drei repräsentativen, deutschlandweiten Transekten, die sich aus verschiedenen Gewichtungskombinationen ($W_p \times W_{BHD} \times W_{NSW_{WET}}$) von Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p), Durchmesserzuwachs (BHD) und Naturschutzwert (NSW_{WET}) ergeben.

2. Verwertung

Der im Rahmen von MiStriKli entwickelte **Wintersturmatlas GeWiSA** (Jung und Schindler, 2019a; Schindler und Jung, 2020) steht für weitere wissenschaftliche Untersuchungen und Nutzungen zur Verfügung. GeWiSA wird bereits von der NW-FVA für die deutschlandweite Abbildung der Wintersturmgefährdung genutzt.

GeWiSA-Daten wurden an die Professur für Meteorologie der TU Dresden und das Institut für Waldökosysteme des Thünen-Instituts für weitere Forschungen abgegeben. Daten, die im **Niederschlagsatlas GePrA** (Jung und Schindler, 2019b) zusammengefasst sind und sich für die Analyse des Einflusses von Niederschlagsereignissen auf die Sturmschadensentstehung eignen, stehen ebenfalls für weitere wissenschaftliche Untersuchungen und Nutzungen zur Verfügung. Daten zur klimawandelbedingten Entwicklung der Wintersturmintensität (Jung und Schindler, 2021) stehen für weitere wissenschaftliche Untersuchungen und Nutzungen zur Verfügung.

Sowohl GeWiSA als auch der Wintersturmschadensatlas sollen in einer Webanwendung der NW-FVA der Öffentlichkeit als interaktiver Kartenservice zur Verfügung gestellt werden. Darüber hinaus werden die Inhalte des **Wintersturmschadensatlas** für die Trägerländer der NW-FVA in der klimawandelangepassten Baumartenwahl berücksichtigt werden. Mit Hilfe eines interaktiven, räumlich expliziten Werkzeugs (<https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/software/baem>) wird es Waldbesitzenden ermöglicht, die Sturmschadenswahrscheinlichkeit in Kombination mit anderen Faktoren (Trockenstress, Wuchsleistung, ...) in multikriterielle Entscheidungsprozesse zur Baumartenwahl mit einzubeziehen. Das **gekoppelte Modell 3-PG_{mix}-Lothar** und die **Datenbank der optimierten Bewirtschaftungsstrategien** kann auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.

3. Veröffentlichungen

Demant L, Bergmeier E, Walentowski H, Meyer P, 2020: Suitability of contract-based nature conservation in privately-owned forests in Germany. *Nature Conservation* 42: 89-112. Verfügbar unter: <https://natureconservation.pensoft.net/article/58173/>

Demant L, 2022: Concepts, objectives and values in German forest conservation – a comparative analysis, an assessment of practicability and future prospects. Dissertation for the award of the degree "Doctor rerum naturalium" (Dr. rer. nat.) of the Georg-August-Universität Göttingen. Verfügbar unter: <http://dx.doi.org/10.53846/goediss-9181>

Demant L, Hage J, Mölder A, Schmidt M, Steinacker C, Meyer P, 2022: Bleibt der günstige Erhaltungszustand der FFH-Wald-Lebensraumtypen auch im Klimawandel ein sinnvolles Ziel? Angenommen bei *BfN-Skripten*.

Jung C, Schindler D, 2019a: Historical Winter Storm Atlas for Germany (GeWiSA). *Atmosphere* 10: 387. Verfügbar unter: <https://www.mdpi.com/2073-4433/10/7/387>

Jung C, Schindler D, 2019b: Precipitation Atlas for Germany (GePrA). *Atmosphere* 10, 737. Verfügbar unter: <https://www.mdpi.com/2073-4433/10/12/737>

Jung C, Schindler D, 2021: Does the winter storm-related wind gust intensity in Germany increase under warming climate? – A high-resolution assessment. *Weather and Climate Extremes* 33: 100360. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100360>

Jung C, Demant L, Meyer P, Schindler D, 2022: Highly resolved modeling of extreme wind speed in North America and Europe. *Atmospheric Science Letters* 23: e1082. Verfügbar unter: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/asl.1082>

Schindler D, Jung C, 2020: Winterstürme über Deutschlands Wäldern 1981-2018. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190: 205-214. Verfügbar unter: https://www.sauerlaender-verlag.com/CMS/uploads/media/01_Schindler_6316.pdf

ANHANG

Arbeitspaket 1

1. Ziel und Gegenstand

In AP1 erfolgt die Simulation räumlich hochaufgelöster Böengeschwindigkeitsfelder zur Minimierung der negativen Auswirkungen des Sturmschadensrisikos in Wäldern unter Berücksichtigung des derzeit ablaufenden und bis ans Ende des 21. Jahrhunderts projizierten Klimawandels. Die Böengeschwindigkeitsfelder sollen es ermöglichen, den Effekt der Schadursache Böengeschwindigkeit auf die zukünftige Schadwahrscheinlichkeit von Wäldern direkt abzubilden. Die statistische Modellierung von rezenten bodennahen, schadensauslösenden Sturmfeldern wird auf der Basis von Böengeschwindigkeitszeitreihen, die an den Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) gemessen wurden, mit einer weiterentwickelten Methodik von Jung und Schindler (2016) für ganz Deutschland durchgeführt.

Die datengetriebene Modellierung der Böengeschwindigkeit ermöglicht zunächst die Abschätzung von stationsspezifischen Parametern einer geeigneten statistischen Verteilung, die dann durch die Verwendung von Least Squares Boosting (LSBoost) Modellen auf ein feines, regelmäßiges Gitter auf die Waldfläche Deutschlands übertragen werden können. Die räumlich hochaufgelösten, schadensauslösenden Böengeschwindigkeitsfelder werden mit einem Ensemble-Ansatz auf der Basis von Klimamodelldaten bis ans Ende des 21. Jahrhunderts berechnet. Die klimasensitiven Böengeschwindigkeitsfelder stellen die maßgebliche atmosphärische Komponente für die Abschätzung des rezenten und zukünftigen Sturmschadensrisikos in den Wäldern Deutschlands dar.

2. Methodik

Aufbauend auf der Methodik von Jung und Schindler (2016), Jung et al. (2016) und Schindler et al. (2016) wurde für die gesamte Fläche Deutschlands räumlich hochaufgelöst (25 m × 25 m) die bodennahe maximale tägliche Böengeschwindigkeit (G) auf der Basis von DWD-Messdaten statistisch modelliert (G_{mod}). Die statistische Modellierung von G erfolgte durch eine Vielzahl von Regressionsbäumen, welche schwache Klassifikatoren (B) zur Lösung von Entscheidungsproblemen verwenden. Die mit den Regressionsbäumen erzielten Ergebnisse wurden zu dem starken Klassifikator G_{mod} kombiniert (LSBoost-Methode), der die modellierte maximale Böengeschwindigkeit in Abhängigkeit ausgewählter Prädiktoren (X) beschreibt:

$$G_{mod}(X) = G(X) + v \cdot \sum_{m=1}^M \rho_m \cdot B_m(X) \quad (1)$$

wobei ρ_m die Gewichtung eines Regressionsbaums m beschreibt, M steht für die Gesamtanzahl schwacher Klassifikatoren und $0 < v \leq 1$ kennzeichnet die Lernrate während der Kombination der schwachen Klassifikatoren (Jung und Schindler, 2015). Der optimale, starke Klassifikator G_{mod} wird durch die Minimierung des mittleren quadratischen Fehlers während des Kombinationsprozesses gefunden.

Als Prädiktoren für G sind aus vorherigen Untersuchungen (Wilson, 1984; Etienne et al., 2010; Augter und Roos, 2011; Jung und Schindler, 2016; Schindler und Jung, 2016) folgende Faktoren mit einer Bedeutung für die Sturmschadensentstehung in Wäldern bekannt:

- Absolute Geländehöhe
- Relative Geländehöhe
- Hangneigung
- Exposition

- Lokale orographische Abschattung (Maß für die Einengung eines Standorts)
- Effektive orographische Abschattung (Mittelwert der lokalen Abschattung in Windrichtungssektoren)
- Lokale Krümmung
- Effektive Krümmung (Mittelwert der lokalen Krümmung in Windrichtungssektoren)
- Lokale Oberflächenrauigkeit
- Effektive Oberflächenrauigkeit (Mittelwert der Oberflächenrauigkeit in Windrichtungssektoren und Entfernungen)
- Von der Oberfläche unbeeinflusste Böengeschwindigkeit am Oberrand der atmosphärischen Grenzschicht

Die acht zuerst gelisteten Prädiktoren wurden von einem digitalen Geländemodell (Copernicus, 2018a) mit einer horizontalen Auflösung von 25 m × 25 m abgeleitet. Die mit der Oberflächenrauigkeit verbundenen Prädiktoren wurden mit Hilfe von CORINE Landnutzungsdatensätzen (Copernicus, 2018b) berechnet. Die Böengeschwindigkeit am Oberrand der atmosphärischen Grenzschicht steht in Form von Reanalysedaten (Dee et al., 2011) zur Verfügung.

Für die Analyse der zukünftigen Entwicklung der Böengeschwindigkeit wurden Klimamodelldaten verwendet, die für die Klimawandelszenarien *Representative Concentration Pathways* (RCP) im Rahmen des *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* für Europa (EURO-CORDEX) bis in das Jahr 2100 projiziert wurden (Jacob et al., 2014). Schwerpunktmäßig wurde die zukünftige Entwicklung der Böengeschwindigkeit über Deutschland in den über EURO-CORDEX verfügbaren RCP 4.5- und RCP 8.5-Szenarien analysiert und modelliert. Die modellierten Böengeschwindigkeitsfelder wurden in Ensembles zusammengefasst und sind die Grundlage für die Abschätzung der zukünftigen Sturmschadenswahrscheinlichkeit für Wälder, die für verschiedene Sturmszenarien in AP2 analysiert wurde.

Zusätzlich wurden auf der Grundlage von EURO-CORDEX-Daten monatlich projizierte Lufttemperatur- und Niederschlagssummen hochaufgelöst auf das verwendete 25 m × 25 m Raster skaliert. Die skalierten Lufttemperatur- und Niederschlagssummen standen AP2-AP5 zur Initialisierung von klimasensitiven Analysen zur Verfügung.

3. Wesentliche Ergebnisse

3.1 Modellierung von Böengeschwindigkeitsfeldern unter rezenten Klimabedingungen

Auf der Grundlage von Langzeitmessungen (1981-2018) von G wurde der räumlich hochaufgelöste Wintersturmatlas für Deutschland (GeWiSA) erstellt (Jung und Schindler, 2019a; Schindler und Jung, 2020). Der Atlas bildet die raumzeitliche Ausprägung von G_{mod} während 98 schadenverursachenden Winterstürmen seit dem Jahr 1981 ab. Die Erstellung des Atlas erfolgte in einem zweistufigen Verfahren. Im ersten Schritt wurde der Median von G_{mod} (\tilde{G}_{mod}) aller untersuchten Winterstürme flächendeckend modelliert. Dafür wurden Eigenschaften des Reliefs und der Oberflächenrauigkeit, die einen signifikanten Einfluss auf die raumzeitliche Ausprägung des bodennahen Windfeldes ausüben (relative Geländehöhe, topographische Exposition, Rauigkeitslänge), selektiert und als Prädiktorvariablen verwendet. Der probabilistische Modellierungsansatz, der für die Erstellung von GeWiSA gewählt wurde, ermöglicht die Ergänzung der einzelfallbasierten Analyse von Wintersturmereignissen durch ereignisunabhängige Informationen über die Sturmgefährdung von Wäldern.

In der Abbildung 6 ist das Medianfeld der maximalen Böengeschwindigkeit über Deutschland verbunden mit 98 schadenverursachenden Winterstürmen seit dem Jahr 1981 dargestellt. Das Medianfeld zeigt räum-

lich explizit auf, welchen Böengeschwindigkeitswerten Wälder in Deutschland in den vergangenen Jahrzehnten standhalten mussten, um nicht geschädigt zu werden. Die höchsten \tilde{G}_{mod} -Werte werden demnach an der Nordseeküste, in westlichen Landesteilen, in den Gipfellagen der Mittelgebirge und im Alpenraum erreicht. Die \tilde{G}_{mod} -Werte können als Ausdruck der endemischen, regelmäßig wiederkehrenden Wintersturmgefährdung der Wälder in Deutschland aufgefasst werden.

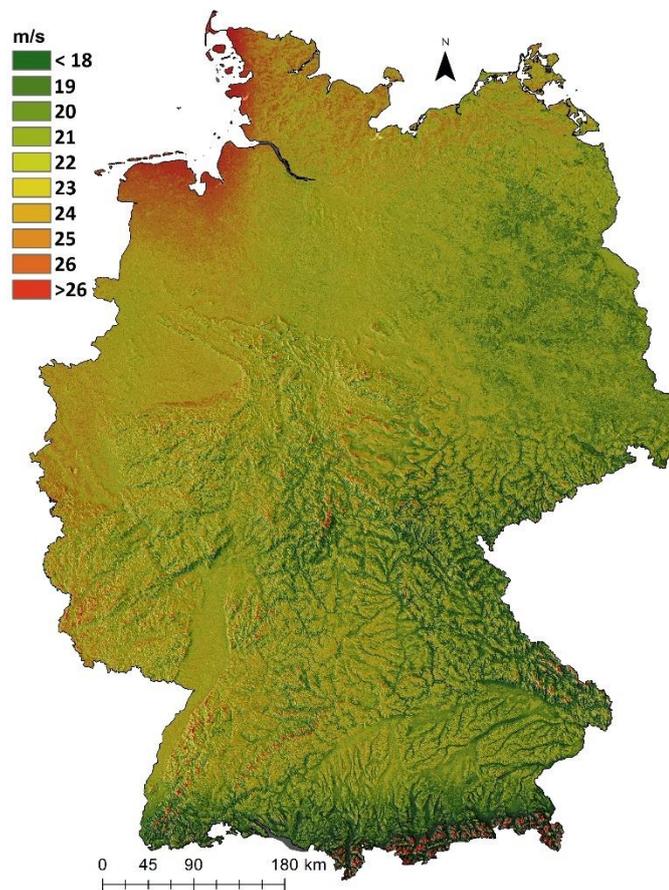


Abb. 6. Medianfeld der modellierten maximalen Böengeschwindigkeit (\tilde{G}_{mod}) über Deutschland (horizontale Auflösung 25 m \times 25 m) verbunden mit 98 schadenverursachenden Winterstürmen im Zeitraum 1981 bis 2018 (Jung und Schindler, 2019a).

Im zweiten Schritt wurde für alle 98 Winterstürme ein Sturmfeldfaktor (STF) berechnet, der die individuelle räumliche Sturmcharakteristik abbildet. STF wurde aus dem Verhältnis von G_{mod} zu \tilde{G}_{mod} berechnet (Jung und Schindler, 2019a):

$$STF = \frac{G_{mod}}{\tilde{G}_{mod}} \quad (2)$$

Bei der sturmbezogenen STF -Berechnung wurde festgestellt, dass der Orkan Lothar (26. Dezember 1999) mit $STF > 2.2$ der extremste Wintersturm im Untersuchungszeitraum war.

In der Gesamtschau macht GeWiSA deutlich, dass im Untersuchungszeitraum kein typischer, wiederkehrender Wintersturm auftrat. Alle in die Analyse einbezogenen Wintersturmereignisse haben eine ihnen eigene Charakteristik, wodurch sich die allgemeine Abschätzung der Sturmgefährdung von Wäldern nicht auf einzelne Stürme zurückführen lässt.

Während die mit den Winterstürmen Daria (25./26. Januar 1990) und Kyrill (18./19. Januar 2007) verbundene maximale Böengeschwindigkeit über weiten Teilen Deutschlands sehr hohe Werte aufwies, waren die Felder der Stürme Lothar (26. Dezember 1999) und Friederike (18. Januar 2018) mit hohen STF -Werten regional begrenzt (Abbildung 7). Während Lothar traten die höchsten STF -Werte im Süden Deutschlands auf. Im Sturmfeld von Friederike erreichte STF die höchsten Werte in einem schmalen West-Ost-ausgerichteten Band über der Mitte Deutschlands.

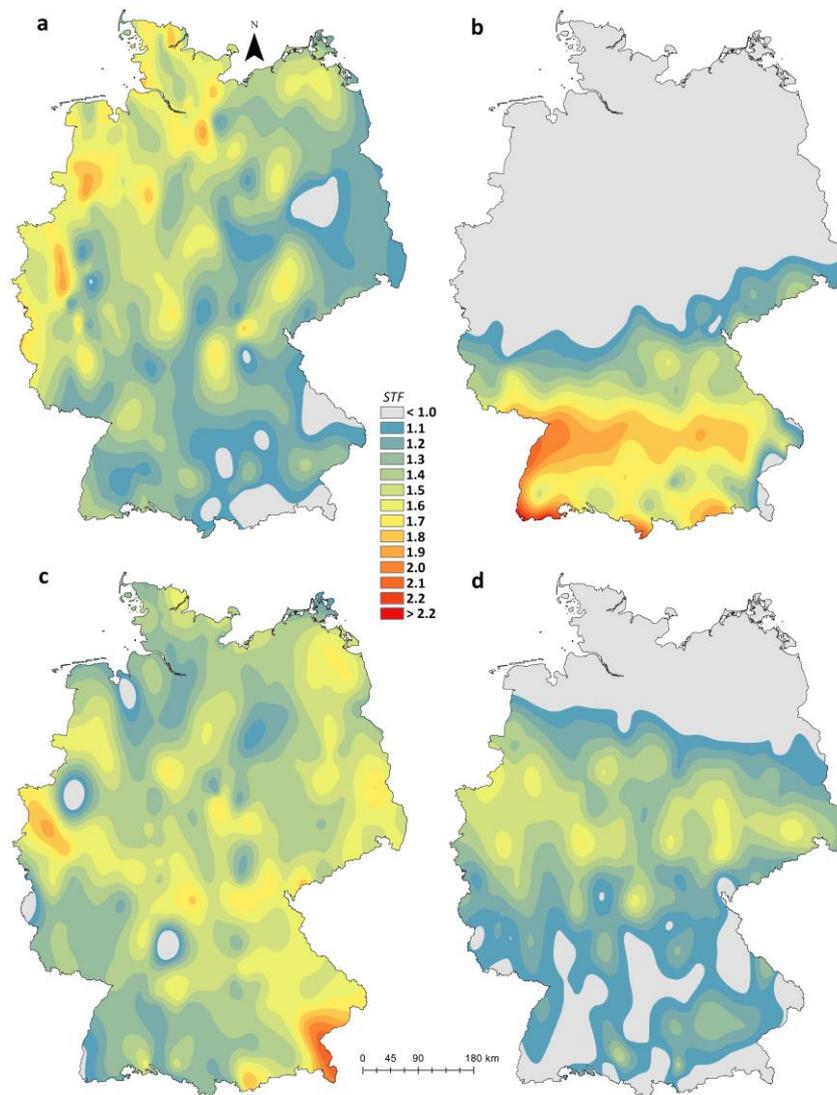


Abb. 7. Räumliche Muster (horizontale Auflösung $25\text{ m} \times 25\text{ m}$) des modellierten Sturmfeldfaktors (STF) verbunden mit den Winterstürmen (a) Daria (25./26. Januar 1990), (b) Lothar (26. Dezember 1999), (c) Kyrill (18./19. Januar 2007) und (d) Friederike (18. Januar 2018) (Jung und Schindler, 2019a).

Die Beschaffenheit von GeWiSA ermöglicht neben der Analyse und Darstellung von \tilde{G}_{mod} und STF die Berechnung von Wiederkehrwerten der mit Winterstürmen verbundenen Böengeschwindigkeit für definierte Wiederkehrperioden. In der Abbildung 8 ist für Oktober bis März die flächig modellierte rezente tägliche maximale Böengeschwindigkeit für eine 10-jährige Wiederkehrperiode (G_{10}) dargestellt. Die monatlichen G_{10} -Muster machen deutlich, dass die mit Winterstürmen verbundene Böengeschwindigkeit eine große raumzeitliche Dynamik aufweist. Während im Oktober und November die höchsten G_{10} -Werte überwiegend nahe der Nordseeküste und im Alpenraum auftreten, sind in den anderen Monaten, vor allem im Januar,

weite Teile Deutschlands hohen Böengeschwindigkeitswerten ausgesetzt.

Die räumlich expliziten Kenntnisse über die raumzeitliche Dynamik der endemischen und mit extremen Wintersturmereignissen verbundenen Böengeschwindigkeitswerte und deren Wiederkehrperioden ermöglichen Verbesserungen im Naturgefahrenmanagement von Wäldern, das darauf abzielt, die Wintersturmgefährdung von Wäldern zu minimieren. Die probabilistische Struktur von GeWiSA ermöglicht außerdem die kleinräumige Entwicklung von Wintersturmszenarien unter dem Einfluss des derzeit ablaufenden und zukünftigen Klimawandels.

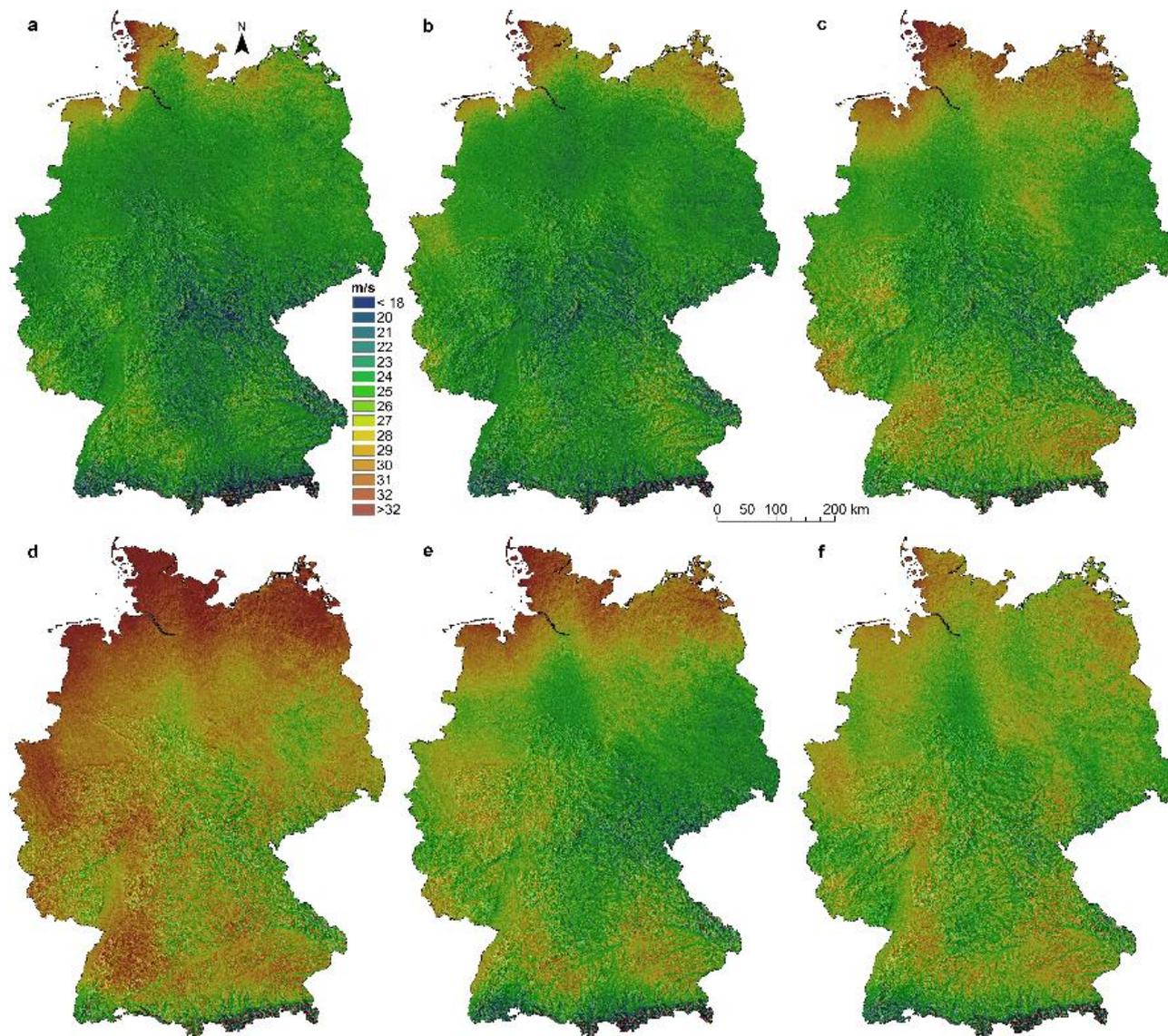


Abb. 8. Modellierte rezente tägliche maximale Böengeschwindigkeit (horizontale Auflösung 25 m × 25 m) für eine 10-jährige Wiederkehrperiode (G_{10}) in den Monaten (a) Oktober, (b) November, (c) Dezember, (d) Januar, (e) Februar und (f) März in Deutschland im Zeitraum 1981-2018.

GeWiSA kann neben der Modellierung der maximalen Böengeschwindigkeit für die Modellierung der mittleren stündlichen Windgeschwindigkeit während Winterstürmen angewendet werden. Dafür wurde analog zur Entwicklung von GeWiSA ein LSBoost-Ansatz gewählt. Als Prädiktoren für die Windgeschwindigkeitsmodellierung wurden die relative Geländehöhe, die absolute Geländehöhe, die orographische Abschattung, die

Oberflächenrauigkeit und stündliche Reanalyse-Windgeschwindigkeitsfelder verwendet.

Die modellmäßige Abbildung der mittleren Windgeschwindigkeit ermöglicht es, den Durchzug von Winterstürmen über Deutschland abzubilden. Als Beispiel dafür werden in der Abbildung 9 die stündlichen Felder der mittleren Windgeschwindigkeit verbunden mit Lothar für vier verschiedene Zeitpunkte dargestellt. Die modellierten Windgeschwindigkeitsfelder können die Andauer eines Wintersturms approximieren und ergänzende Informationen zur Sturmintensität über Wäldern liefern. Die anhaltende Windwirkung durch hohe mittlere Windgeschwindigkeitswerte hat genauso, wie die kurzfristige maximale Einwirkung von Böen, das Potenzial Schäden in Wäldern zu verursachen.

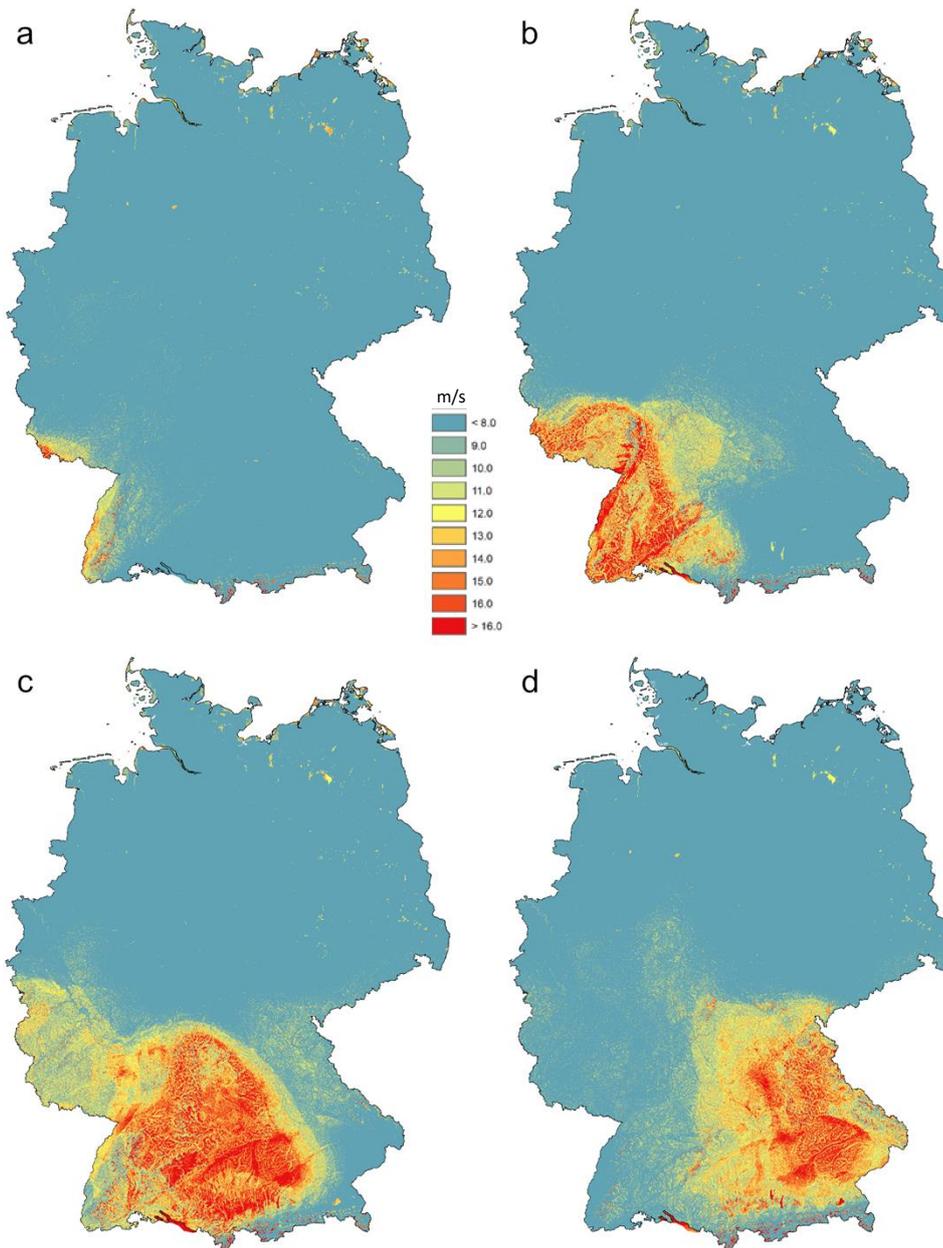


Abb. 9. Mit dem Durchzug des Wintersturms Lothar (26. Dezember 1999) verbundene mittlere stündliche Windgeschwindigkeitsfelder (horizontale Auflösung $25\text{ m} \times 25\text{ m}$) um (a) 10:00 Uhr, (b) 12:00 Uhr, (c) 14:00 Uhr und (d) 16:00 Uhr über Süddeutschland.

3.2 Modellierung von Böengeschwindigkeitsfeldern unter Klimawandelbedingungen

Als Grundlage für die hochauflösende Modellierung und Projektion der Wiederkehrzeiten und damit verbundener G_{mod} -Wiederkehrwerte wurden Daten verwendet, die in täglicher Auflösung als Ausgabegrößen der regionalen Klimamodelle der EURO-CORDEX-Initiative für den Zeitraum 1981-2099 zur Verfügung stehen. Da die Randbedingungen für die regionalen Klimamodelle (RCM) von verschiedenen globalen Klimamodellen (GCM) abhängen (Belušić Vozila et al., 2019), wurden zur Projektion die für 15 und 19 RCM/GCM-Kombinationen verfügbaren G -Werte in RCP 4.5- und RCP 8.5-spezifischen Ensembles zusammengefasst. Die Projektionen wurden für die drei Zeiträume 2019-2049 (nahe Zukunft, near future, NF), 2044-2074 (mittlere Zukunft, mid future, MF) und 2069-2099 (ferne Zukunft, far future, FF) durchgeführt. Die Kombinationen aus RCM und treibendem GCM sind in der Tabelle 1 aufgelistet. Die horizontale Auflösung der verwendeten RCMs beträgt 12.5 km \times 12.5 km.

Tabelle 1. Zur Modellierung und Projektion verwendete regionale (RCM) und treibende globale Klimamodelle (GCM), Modelllauf nach r-(realization)-i-(initialization)-p-(physics)-Nomenklatur und Klimawandel-szenario (RCP).

RCM	GCM	Modelllauf	RCP (W/m ²)	Institution
REMO2009	MPI-ESM-LR	r1i1p1	4.5, 8.5	Max-Planck-Institut für Meteorologie
REMO2009	MPI-ESM-LR	r2i1p1	4.5, 8.5	Max-Planck-Institut für Meteorologie
CCLM4-8-17	EC-EARTH	r12i1p1	4.5, 8.5	Climate Limited-area Model. Comm.
CCLM4-8-17	MPI-ESM-LR	r1i1p1	4.5, 8.5	Climate Limited-area Model. Comm.
CCLM4-8-17	HadGEM2-ES	r1i1p1	4.5, 8.5	Climate Limited-area Model. Comm.
CCLM4-8-17	CNRM-CM5	r1i1p1	4.5, 8.5	Climate Limited-area Model. Comm.
RACMO22E	EC-EARTH	r1i1p1	4.5, 8.5	Royal NLD National Meteo. Institute
RACMO22E	HadGEM2-ES	r1i1p1	4.5, 8.5	Royal NLD National Meteo. Institute
RACMO22E	EC-EARTH	r12i1p1	4.5, 8.5	Royal NLD National Meteo. Institute
RACMO22E	CNRM-CM5	r1i1p1	4.5, 8.5	Royal NLD National Meteo. Institute
RACMO22E	EC-EARTH	r3i1p1	8.5	Royal NLD National Meteo. Institute
RCA4	CNRM-CM5	r1i1p1	4.5, 8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	EC-EARTH	r12i1p1	4.5, 8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	IPSL-CM5A-MR	r1i1p1	4.5, 8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	HadGEM2-ES	r1i1p1	4.5, 8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	MPI-ESM-LR	r1i1p1	4.5, 8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	EC-EARTH	r3i1p1	8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
RCA4	NorESM1-M	r1ip1	8.5	Swedish Meteor. and Hydrol. Institute
REMO2015	NorESM1-M	r1ip1	8.5	Max-Planck-Institut für Meteorologie

Die zukünftige Entwicklung von G_{10} wurde in NF, MF und FF monatsweise von Oktober bis März modelliert. Die monatsweisen G_{10} -Werte sind für die drei Zeiträume und die beiden Klimawandelszenarien in der Abbildung 10 dargestellt.

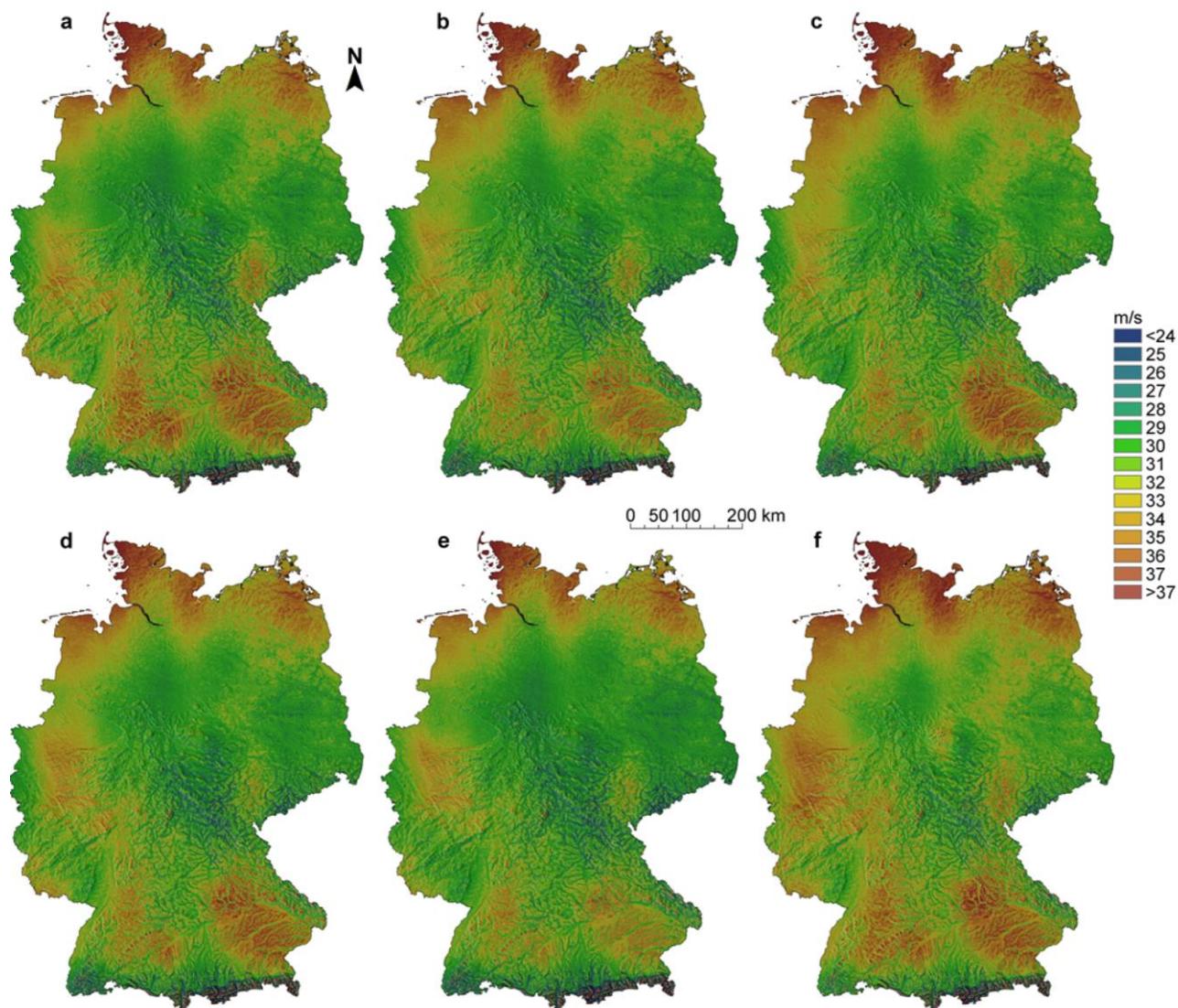


Abb. 10. Modellierte tägliche maximale Böengeschwindigkeit (horizontale Auflösung 25 m × 25 m) mit einer 10-jährigen Wiederkehrperiode (G_{10}) in den Monaten Oktober bis März in den Klimawandelszenarien RCP 4.5 (a) 2019-2049, (b) 2044-2074, (c) 2069-2099 und RCP 8.5 (d) 2019-2049, (e) 2044-2074, (f) 2069-2099 (Jung und Schindler, 2021).

Zur besseren Veranschaulichung der räumlichen Variabilität des monatlichen G_{10} -Musters sind in Abbildung 11 Kartenausschnitte für die Region um den Brocken (Sachsen-Anhalt), den höchsten Berg des Harzes, für die Referenzperiode 1981-2018, NF, MF und FF dargestellt. Im Referenzzeitraum schwankt G_{10} vor allem zwischen 24 und 37 m/s. Dieser Wertebereich bleibt in den beiden untersuchten Klimawandelszenarien bis zum Ende von MF weitgehend erhalten, wobei sich lokal Unterschiede ergeben. Erst gegen Ende des 21. Jahrhunderts bilden sich größere Differenzen zwischen dem G_{10} -Muster des Referenzzeitraums und den modellierten G_{10} -Werten aus. Insbesondere im ungünstigen RCP 8.5-Szenario erhöhen sich die G_{10} -Werte über große Flächen, unabhängig von der Geländehöhe (Jung und Schindler, 2021).

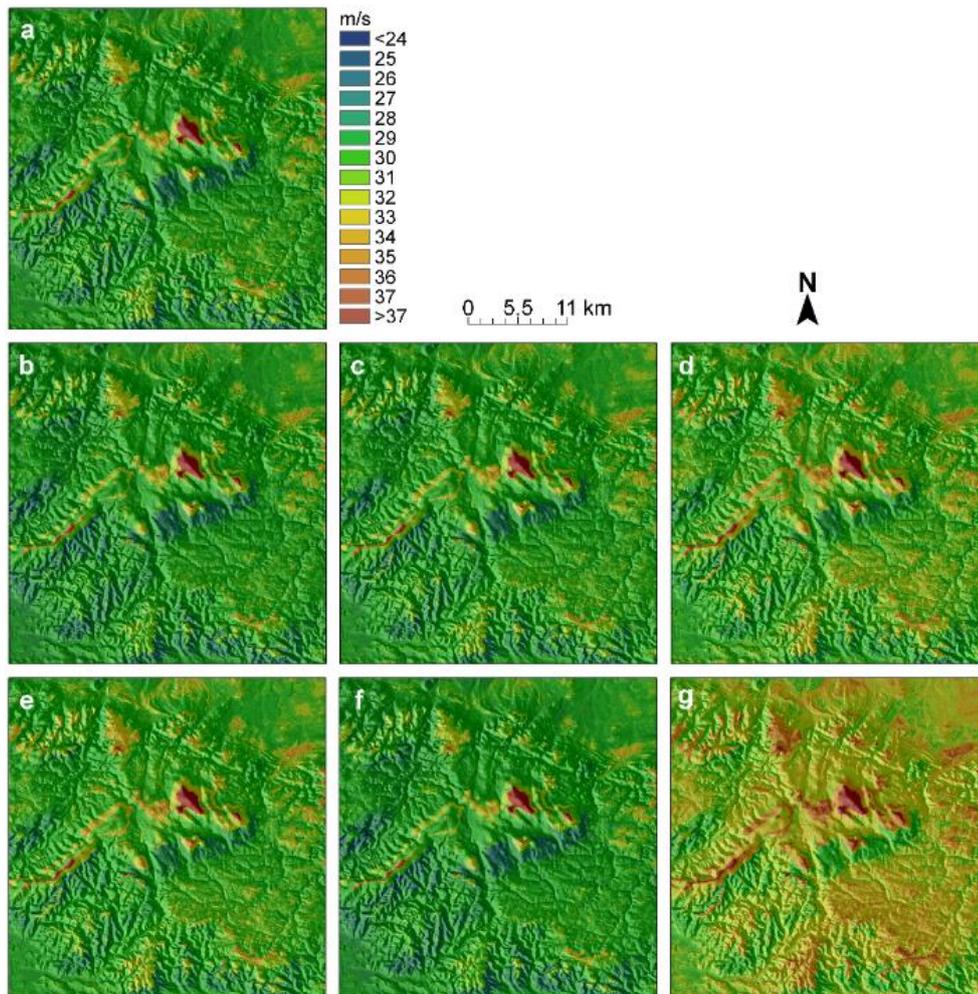


Abb. 11. Modellierte tägliche maximale Böengeschwindigkeit (horizontale Auflösung 25 m × 25 m) für eine 10-jährige Wiederkehrperiode (G_{10}) in den Monaten Oktober bis März (a) im Referenzzeitraum 1981-2018 und in den Klimawandelszenarien RCP 4.5 (b) 2019-2049, (c) 2044-2074, (d) 2069-2099 und RCP 8.5 (e) 2019-2049, (f) 2044-2074, (g) 2069-2099 um den Brocken in Sachsen-Anhalt (Jung und Schindler, 2021).

Für die Abschätzung der veränderten, projizierten Wiederkehrzeiten von G_{10} (ΔG_{10}) unter für Deutschland projizierten Klimawandelbedingungen wurde G_{10} für zwölf 30-Jahresperioden, die sich fünfjährlich überlappen, im Zeitraum 1981-2099 auf einem 25 m × 25 m Raster abgebildet (Jung und Schindler, 2021).

Die für das Ende des 21. Jahrhunderts berechneten Veränderungen der 10-jährigen Wiederkehrzeit deuten im RCP 4.5-Szenario an 135 Standorten von DWD-Messstationen in 73 % der regionalen Klimaprojektionen einen Anstieg von G_{10} im Oktober an (Abbildung 12). Der Median von ΔG_{10} beträgt in diesem Klimawandelszenario in NF 7.2 %, in MF 10.3 % und in FF 7.5 %. In allen anderen Monaten ist der Anteil der Modelle, die entweder einen Anstieg oder einen Rückgang von G_{10} projizieren, in etwa gleich groß. Es ist auf der Basis der Modelldaten keine eindeutige Tendenz der zukünftigen G_{10} -Entwicklung abzusehen, obwohl der Anteil der Modelle, die in FF in allen Monaten eine leichte Zunahme von G_{10} projizieren, immer 50 % übersteigt. Die G_{10} -Zunahme ist bis auf den Oktober allerdings nicht signifikant.

Die Entwicklung von ΔG_{10} im RCP 8.5-Szenario verläuft anders als im RCP 4.5-Szenario. Außer im Oktober ist der Anteil der regionalen Klimamodelle, die einen Anstieg von ΔG_{10} projizieren, in FF immer am höchsten. In NF wurde nur im Dezember ein signifikanter Anstieg von ΔG_{10} festgestellt. Im November und Dezember

ist der Anstieg von ΔG_{10} in FF signifikant, nicht aber über die gesamte Winterperiode von Oktober bis März. Der projizierte Anstieg von G_{10} ist im November größer als im Dezember. Es deutet sich damit an, dass das winterliche Sturmgeschehen zukünftig mindestens auf dem gegenwärtig hohen Niveau verbleibt. In mehreren Monaten deuten die Ergebnisse der Mehrzahl der Modelle eine leichte G_{10} -Zunahme an.

Die erzielten Modellergebnisse ermöglichen es, potenzielle klimawandelinduzierte Veränderungen der Wintersturmintensität über die schadensverursachende Variable Böengeschwindigkeit zu quantifizieren, die Unsicherheit der Veränderung von G_{10} in Verbindung mit den verfügbaren Klimaprojektionen abzuschätzen und hochauflösende klimasensitive Sturmschadensmodelle zu entwickeln und zu parametrisieren (Jung und Schindler, 2021).

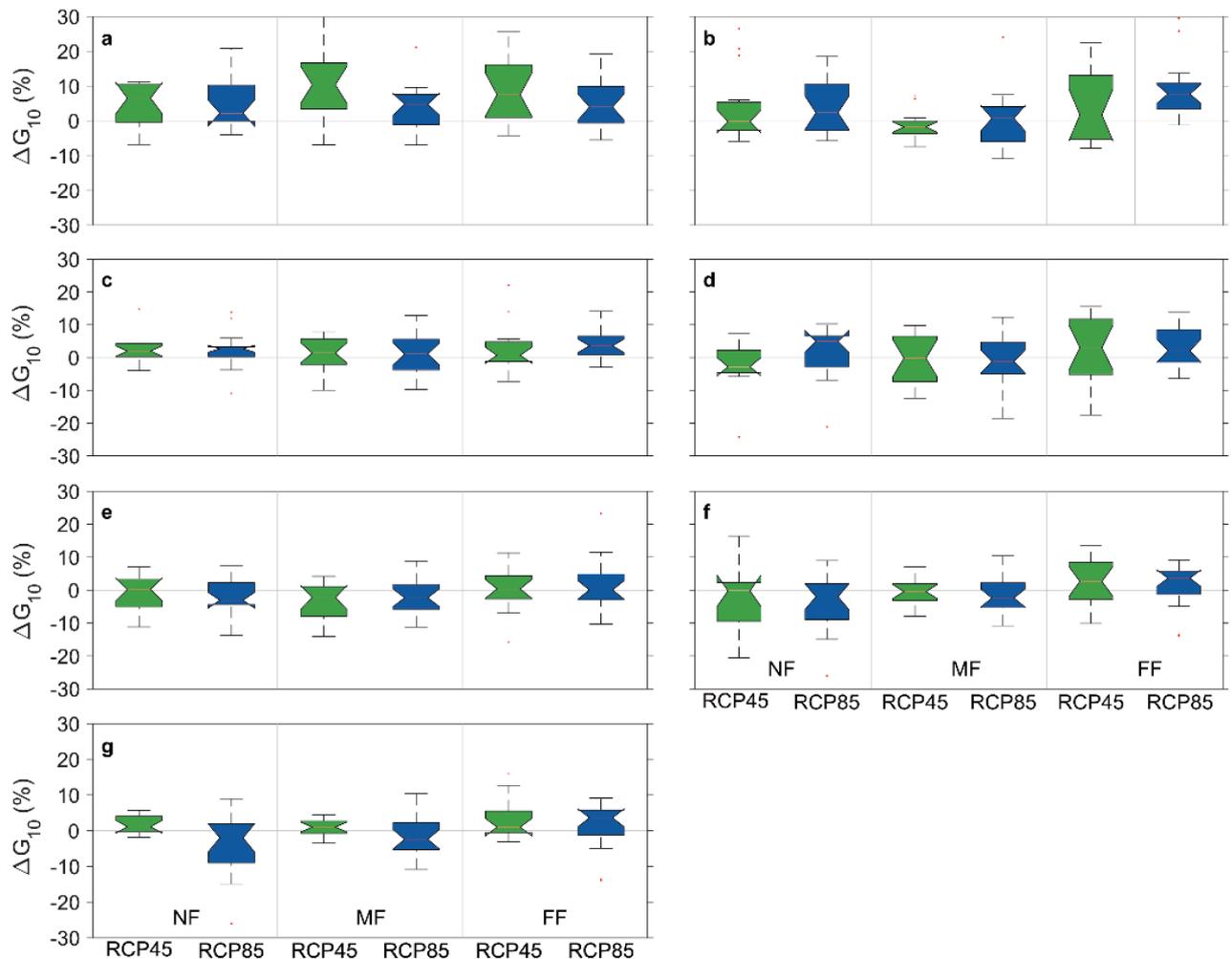


Abb. 12. Prozentuale Änderungen (bezogen auf den Referenzzeitraum 1981-2018) der täglichen maximalen Böengeschwindigkeit für eine 10-jährige Wiederkehrperiode (ΔG_{10}) in den Monaten (a) Oktober, (b) November, (c) Dezember, (d) Januar, (e) Februar, (f) März und (g) Oktober bis März in den Klimawandelszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 in der nahen Zukunft (2019-2049, NF), mittleren Zukunft (2044-2074, MF) und fernen Zukunft (2069-2099, FF). Die Berechnungen erfolgten auf der Grundlage eines Ensembles von 15 Projektionen regionaler Klimamodelle (Jung und Schindler, 2021).

3.3 Regionalisierung von Niederschlag und Lufttemperatur unter Klimawandelbedingungen

Für die kleinräumige Modellierung der täglichen Niederschlagsverteilung im Zeitraum 1981-2005 (2005 ist bei dieser Analyse das Ende der historischen Referenzperiode der EURO-CORDEX-Daten) in Deutschland wurden monatsweise parametrisierte Modelle entwickelt, die auf einem LSBoost-Ansatz basieren. Die LSBoost-Modelle beruhen im Klimawandelszenario RCP 4.5 auf Daten von 20 und im Klimawandelszenario RCP 8.5 auf Daten von 46 RCM/GCM-Kombinationen. Die Ergebnisse der Modellierung wurden im Niederschlagsatlas für Deutschland (GePrA) zusammengefasst (Jung und Schindler, 2019b).

Für den Zeitraum 1981-2005 wurde festgestellt, dass die mittlere monatliche Niederschlagssumme in Deutschland im Juli am höchsten (84 mm) und im April am niedrigsten (49 mm) ist. Weil die hohe räumliche Auflösung die Analyse von Effekten der lokalen Orographie abbildet, konnte festgestellt werden, dass eine große Abhängigkeit der mittleren monatlichen Niederschlagssummen von der Geländehöhe besteht.

Da GePrA nicht nur Informationen zu den mittleren monatlichen Niederschlagssummen beinhaltet, sondern auch die gesamte monatliche Niederschlagsverteilung beschreibt, ermöglichen die vorliegenden Niederschlagsinformationen die Identifizierung von Trockenperioden und Starkniederschlagsereignissen.

Als ein Beispiel für die kleinräumig explizit produzierten Starkniederschlagsinformationen zeigt die Abbildung 13 von den monatlichen Niederschlagsverteilungen die 99. Perzentile. Diese Perzentile entsprechen einer Wiederkehrperiode von 100 Tagen. Aus den Darstellungen geht hervor, dass in den Sommermonaten Juni, Juli und August die an Starkniederschlagsereignisse gebundenen Niederschlagsmengen größer waren als in den anderen Monaten. Im Juli traten die höchsten Niederschlagswerte auf. Ihr Mittelwert betrug 28.3 mm. Im Mai und September war der Mittelwert der Niederschlagswerte 23.3 mm. Der geringste Mittelwert der monatlichen 99 Perzentilwerte betrug im Februar 16.0 mm.

Neben der zeitlichen Variabilität weisen die Starkniederschlagsereignisse im Jahresverlauf auch eine ausgeprägte räumliche Variabilität auf. Großräumig treten von Oktober bis April, die geringsten an Starkniederschlagsereignisse gebundenen Niederschlagsmengen im Nordosten Deutschlands auf. Der Alpenraum und das Alpenvorland sind vor allem in den Sommermonaten sehr intensiven Niederschlagsereignissen ausgesetzt. Dies gilt auch für viele Mittelgebirge, die sich in der Mitte und im Süden Deutschlands befinden. Besonders augenfällig sind die hohen Niederschlagssummen, die im Schwarzwald von Oktober bis März modelliert wurden.

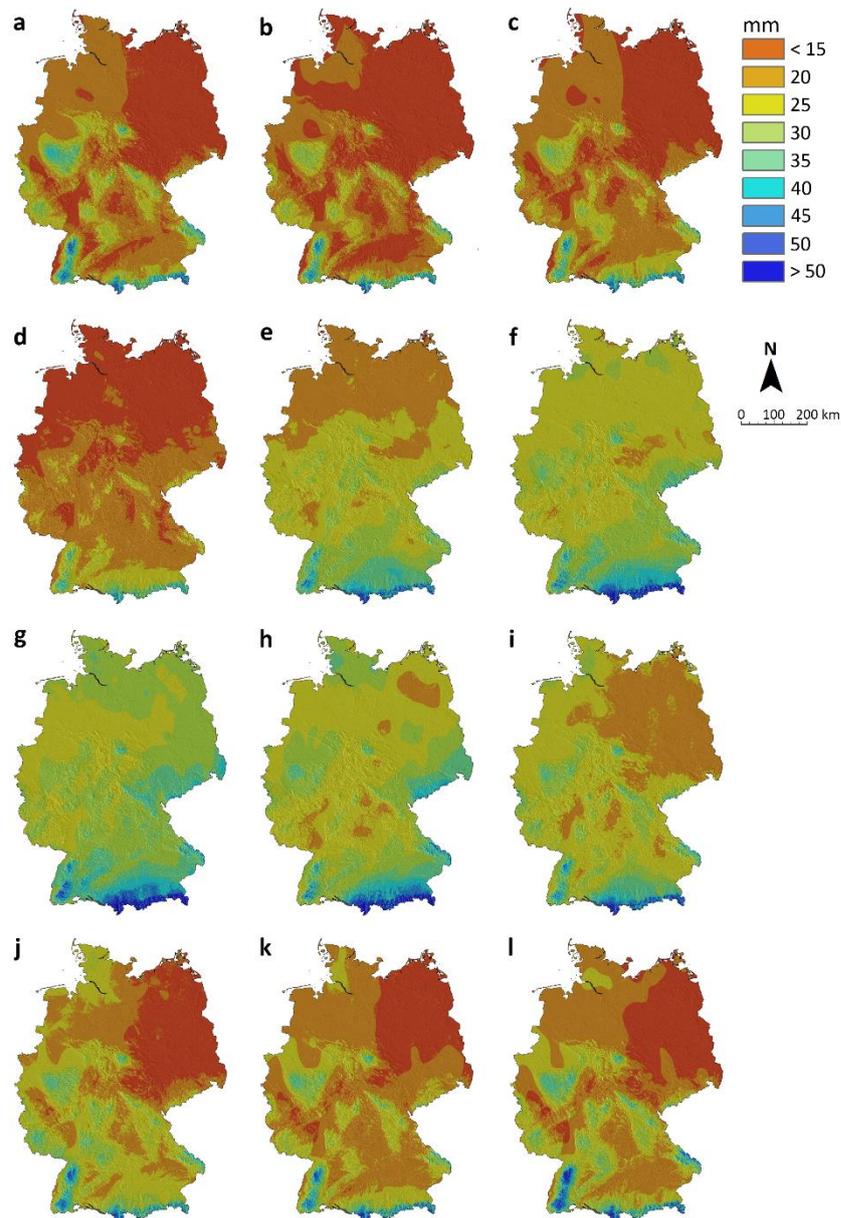


Abb. 13. Im Zeitraum 1981-2005 an Starkniederschlagsereignisse gebundene Niederschlagsmengen (horizontale Auflösung 25 m × 25 m) in den Monaten (a) Januar, (b) Februar, (c) März, (d) April, (e) Mai, (f) Juni, (g) Juli, (h) August, (i) September, (j) Oktober, (k) November und (l) Dezember. Als Maß für die Niederschlagsintensität wurden die 99. Perzentile der monatlichen Niederschlagsverteilungen verwendet (Jung und Schindler, 2019b).

Mit der in Jung und Schindler (2019b) beschriebenen Methodik, wurden die Mediane der in den Klimawandelszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 kleinräumig projizierten mittleren jährlichen Niederschlagssummen für die Zeiträume 1981-2005, NF, MF und FF in der Abbildung 14 veranschaulicht. Im Referenzzeitraum beträgt die mittlere jährliche Niederschlagssumme im Bundesgebiet 790 mm.

Es sind allerdings große Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Niederschlagsmengen evident. Im Nordosten Deutschlands fielen die geringsten Niederschlagsmengen. In großen Teilen von Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern wurden weniger als 700 mm Jahresniederschlag modelliert. Die geringsten Niederschlagsmengen von weniger als 400 mm treten in Sachsen-Anhalt und Brandenburg auf. Die höchsten Niederschlagsmengen von mehr als 1500 mm pro Jahr werden in den

Gipfellagen der Mittelgebirge und im Alpenraum erreicht.

Das großräumige Muster der jährlichen Niederschlagshöhe bleibt in den Projektionen des zukünftigen Niederschlagsgeschehens auf dem Bundesgebiet erhalten. Grundlegende Veränderungen sind nicht erkennbar. Es kommt allerdings zu einem leichten Anstieg der mittleren jährlichen Niederschlagssummen in den betrachteten Zukunftsperioden. In NF steigt die mittlere jährliche mittlere Niederschlagssumme um 4 % auf 821 mm an. Es kann von einem weiteren Anstieg in MF und FF in der Höhe von 6 und 9 % auf 838 und 865 mm ausgegangen werden. Die leichte Zunahme der mittleren jährlichen Niederschlagssumme ist allerdings kein Indikator für eine erhöhte Wasserverfügbarkeit.

Da im Klimawandelszenarios RCP 8.5 im weiteren Verlauf des 21. Jahrhunderts gleichzeitig mit einer massiven Erhöhung der Lufttemperatur zu rechnen ist, wird die lufttemperaturabhängige Verdunstung die geringfügig ansteigenden Niederschlagsmengen mindestens kompensieren.

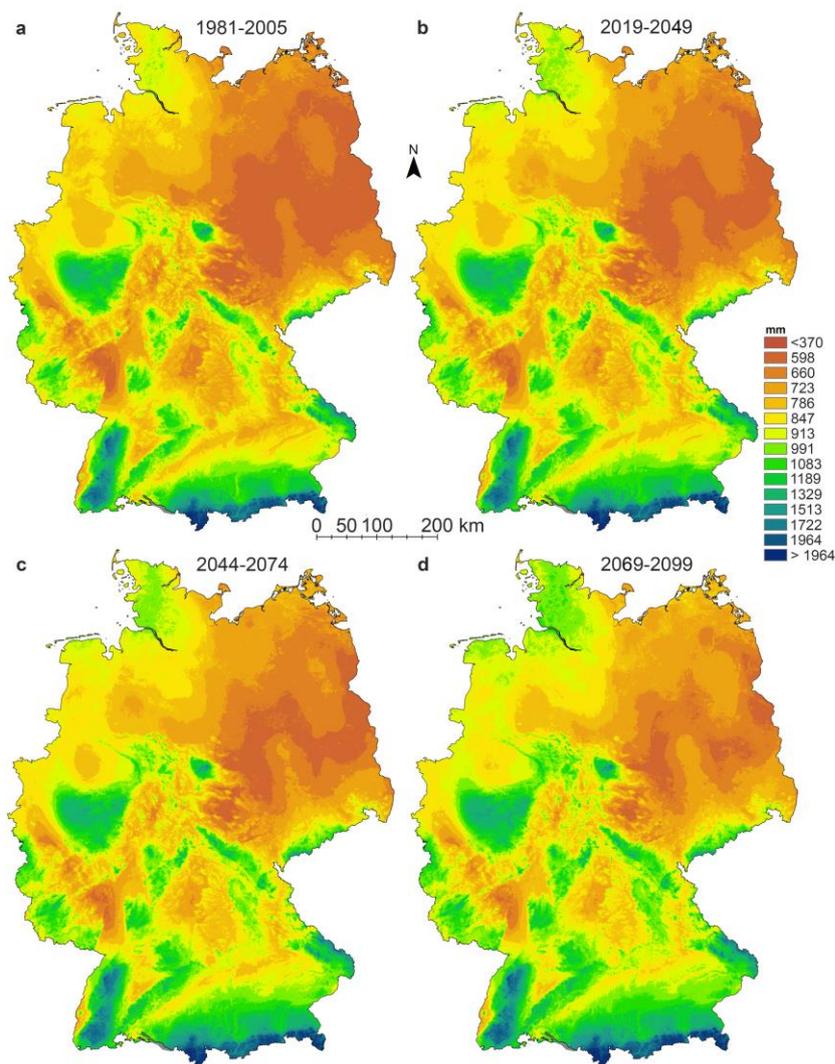


Abb. 14. Modellerte mittlere jährliche Niederschlagssummen (horizontale Auflösung 25 m × 25 m) in den Zeiträumen (a) 1981-2005 (Referenzzeitraum), (b) 2019-2049 (nahe Zukunft, NF), (c) 2044-2074 (mittlere Zukunft, MF) und (d) 2069-2099 (ferne Zukunft, FF) im Klimawandelszenario RCP 8.5.

In zur Modellierung der projizierten mittleren monatlichen Niederschlagssummen analoger Weise wurde die mittlere monatliche sowie die mittlere jährliche Ausprägung der Lufttemperatur kleinräumig modelliert.

Die aus der Modellierung resultierenden mittleren jährlichen Lufttemperaturfelder sind für die Zeiträume 1981-2005, NF, MF und FF in der Abbildung 15 abgebildet. In den Veranschaulichungen sind die Mittelgebirge und der Alpenraum durch die geringeren Lufttemperaturwerte in größeren Geländehöhen gut erkennbar. Die höchsten Lufttemperaturwerte treten in tieferen Lagen auf, z. B. im Westen Deutschlands oder im Oberrheingraben. Das großräumige Lufttemperaturmuster verändert sich im Laufe des 21. Jahrhunderts gegenüber dem Referenzzeitraum nicht grundlegend. Trotz der überall ansteigenden Lufttemperaturwerte bleiben die Grundzüge der Lufttemperaturverteilung im Bundesgebiet bis 2099 erhalten. Gegenüber dem Referenzzeitraum, in dem die mittlere jährliche Lufttemperatur 9.0 °C betrug, steigt der Lufttemperaturwert in NF um 0.9 °C auf 9.9 °C an. Der Lufttemperaturanstieg setzt sich um 1.0 auf 10.9 °C in MF und um 1.1 °C auf 12.0 °C in FF fort. Das bedeutet, dass im Klimawandelszenario RCP 8.5 von einer massiven mittleren Lufttemperaturzunahme auf dem Bundesgebiet um 3.0 °C gegenüber 1981-2005 ausgegangen werden kann.

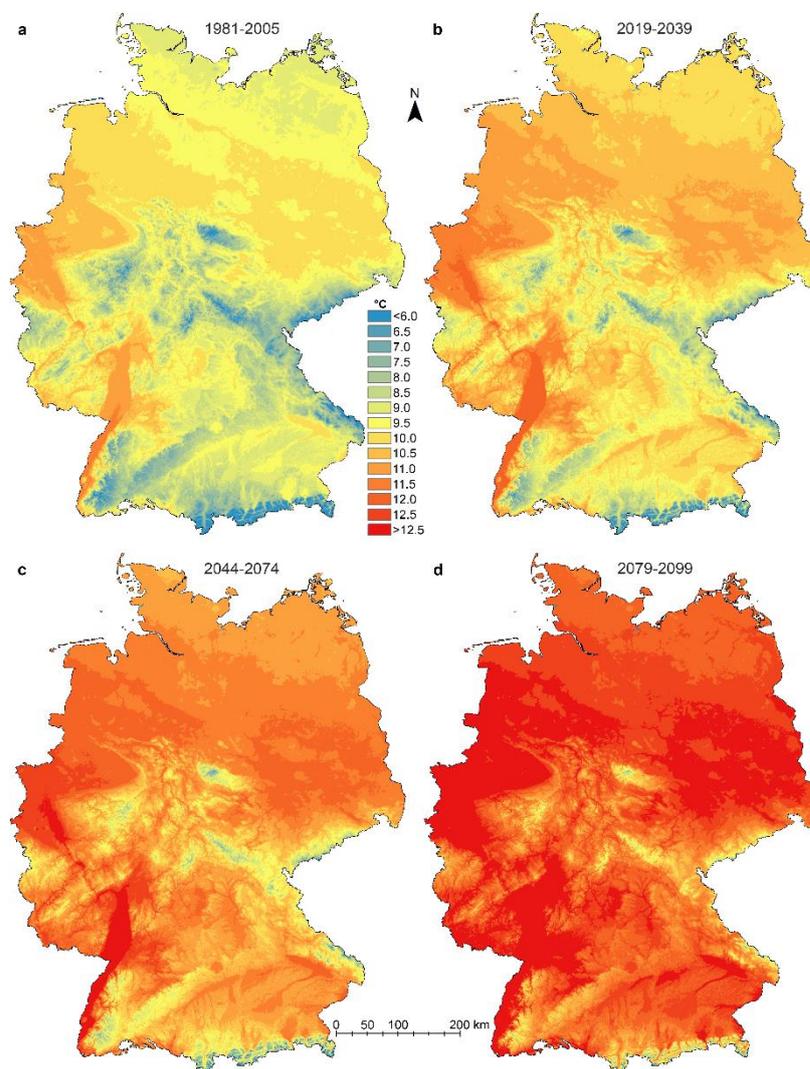


Abb. 15. Mittlere jährliche Lufttemperatur in Deutschland (25 m \times 25 m) in den Zeiträumen (a) 1981-2005, (b) 2019-2049 (nahe Zukunft, NF), (c) 2044-2074 (mittlere Zukunft, MF) und (d) 2069-2099 (ferne Zukunft, FF) im Klimawandelszenario RCP 8.5.

Arbeitspaket 2

1. Ziel und Gegenstand

In AP2 erfolgte die deutschlandweite Abschätzung zukünftiger Schadpotenziale in Wäldern durch Wintersturmereignisse in drei Arbeitsschritten:

1. Es wurde das statistische Sturmschadensmodell Lothar I (Schmidt et al., 2010) umfassend überarbeitet und G_{mod} integriert (Lothar II).
2. Die Anwendung des Modells Lothar II auf der Waldfläche Deutschlands zur Erstellung eines Wintersturmschadensatlas. Zu diesem Zweck wurden flächendeckend Modellbestände auf der Grundlage von Mittelhöhen (H) und -durchmessern (BHD) für sieben Hauptbaumarten unter Berücksichtigung rezenter und zukünftiger Wachstumsbedingungen projiziert.
3. Die Projektion der flächigen zukünftigen Sturmschadenswahrscheinlichkeit für die Wälder Deutschlands.

2. Methodik

2.1 Sturmschadensmodellierung

Die Basis für Lothar II ist das von Schmidt et al. (2010) publizierte statistische Sturmschadensmodell Lothar I, das auf der Grundlage einer BWI 2-Sondererhebung in Baden-Württemberg zur Erfassung der Schäden durch den Wintersturm Lothar entwickelt wurde. Die Parametrisierung des Lothar-Böengeschwindigkeitsfeldes wurde in Lothar I durch eine Glättungsfunktion (Wood, 2003) über die Raumkoordinaten als stellvertretende Wirkgröße aller nicht beobachteten, räumlich korrelierten Effekte durchgeführt. Dabei wurde angenommen, dass die Glättungsfunktion das Böengeschwindigkeitsfeld während des Sturms Lothar abbildet. Das wichtigste Ziel bei der Weiterentwicklung von Lothar I war die Integration von G_{mod} als kausale Schadensursache in die Linearkombination der Modelleffekte. Darüber hinaus konnte in Lothar I die hierarchische Struktur der BWI 2-Daten nicht explizit in der Modellstruktur berücksichtigt werden. In Lothar II wurde dieser Datenstruktur Rechnung getragen, in dem ein gemischtes Modell mit Zufallseffekten auf Trakt- und Eckenebene parametrisiert wurde. Weitere Modellverbesserungen sind die Berücksichtigung einer umfassenderen und aktualisierten Datengrundlage der forstlichen Standortkartierung in Baden-Württemberg und eines aktuelleren Digitalen Geländemodells (DGM, Copernicus, 2020) für die Berechnung von expositionsspezifischen Indexwerten ($Topex$).

2.2 Datengrundlage

Die Entwicklung von Lothar II basiert auf BWI 1- und BWI 2-Daten, die in Baden-Württemberg vor und kurz nach dem Wintersturmereignis Lothar erfasst wurden. Aus diesen Datensätzen wurden die binäre Zielgröße Sturmschaden an Einzelbäumen (p), die dazugehörige Baumartengruppe (BGR), H , BHD und die räumliche Verortung der Inventuren und die Gruppierung in Trakten und Traktecken verwendet. Insgesamt konnte somit auf einen Datensatz von über 60000 Einzelbäumen zurückgegriffen werden, die sich auf 4250 Trakte und 11000 Traktecken des verdichteten Rasters (2 km × 2 km) der Bundeswaldinventur verteilen. Rund 10 % der Bäume wiesen Sturmschäden auf. Der sehr große Stichprobenumfang, die zeitliche Nähe der BWI 2 zum Sturmereignis und die flächige Abdeckung von Baden-Württemberg machen den einmaligen Datensatz besonders wertvoll für die statistische Modellbildung.

Auf der Basis des DGM wurden distanzbasierte $Topex$ -Werte für verschiedene Himmelsrichtungen berechnet (Wilson, 1984). Zur Berechnung der $Topex$ -Werte wurde das DGM mit einer nominellen Rasterzellenaufösung von 90 m herangezogen, die auf 50 m interpoliert wurde.

Die Bodenbeschaffenheit insbesondere in Hinblick auf die Durchwurzelbarkeit stellt eine wichtige Wirkgröße für Sturmschadensprojektionen dar. Daher wurden modellspezifische Bodenkategorien aus der forstlichen Standortskartierung abgeleitet, wobei für eine verbesserte deutschlandweite Verallgemeinerung des Modells die Synopse des WKF-Projektes WP-KS-KW (FKZ: 22WC400301) verwendet wurde. Im Vergleich zu Lothar I konnte dabei auf einen flächenmäßig umfassenderen Datensatz zurückgegriffen werden, der von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW) für das Projekt zur Verfügung gestellt wurde. Aus dem von AP1 entwickelten Wintersturmatlas (Jung und Schindler, 2019a) wurde G_{mod} für die Modellentwicklung verwendet.

2.3 Modellstruktur

Die Modellierung von p erfolgte durch ein hierarchisches logistisches Regressionsmodell (Schmidt et al., 2010). Wesentliche Herausforderung der Weiterentwicklung von Lothar I war hierbei die Einbeziehung von G_{mod} sowie die Berücksichtigung der zwei Hierarchieebenen BWI 2-Trakt und -Traktecken der Datenstruktur.

Die Modellstruktur kann vereinfacht mit Hilfe der folgenden Formel dargestellt werden:

$$\text{logit}(p) \sim BGR + BGR:\log(H) + BGR:\log(BHD) + Topex_1 + Topex_2 + Topex_3 + GHZ_{Sturm} + G_{mod} + (1|Trakt) + (1|Trakt|Traktecke) \quad (3)$$

Im generalisierten Modell wird p mit einer logistischen Verknüpfungsfunktion (logit) modelliert. Auf der rechten Seite der Gleichung sind die unabhängigen Wirkgrößen dargestellt: die Baumartengruppe (BGR) als Haupteffekt und in Interaktion mit der Dendrometrie (H bzw. BHD eines Baumes), die kategoriale sturmschadensspezifische Geländewasserhaushaltsziffer GHZ_{Sturm} , drei verschiedene $Topex$ -Werte ($Topex_1$, $Topex_2$, $Topex_3$) und G_{mod} . Mit den Bezeichnungen $(1|Trakt)$ und $(1|Trakt|Traktecke)$ sind zwei Zufallseffekte gekennzeichnet, die die hierarchische Struktur der Datenpunkte mit in das Modell einbeziehen.

Zur Einbindung des Effektes von G_{mod} wurden zwei Ansätze gewählt und verglichen:

1. Die Verwendung einer Glättungsfunktion ($s(G_{mod})$) im Rahmen eines Generalisierten Additiven Modellsansatzes (Schmidt et al., 2010). Dabei wurde der Effekt als nichtlineare Funktion von G_{mod} in die Linearkombination simultan zu den Effekten der anderen Wirkgrößen integriert. Der Verlauf der Effektfunktion wird dabei größtenteils von den Daten bestimmt.
2. Die Verwendung eines linearen Effektes der quadrierten Böengeschwindigkeit (G_{mod}^2). Diese Variante wurde der Gesetzmäßigkeit des physikalischen Strömungswiderstandes entlehnt, der proportional zur quadrierten Strömungsgeschwindigkeit ist. Dieser Ansatz bewirkt bei positiven Regressionskoeffizienten einen monoton steigenden und konvexen Effektverlauf.

Der Ansatz kann somit als generalisiertes lineares gemischtes bzw. generalisiertes additives gemischtes Modell mit logistischer Verknüpfungsfunktion bezeichnet werden. Alle Varianten wurden in der Statistik- und Programmierumgebung R (R Core Team, 2021) mit Hilfe des Paketes brms (Bürkner, 2018) als Bayessche Modelle parametrisiert.

2.4 Modellanwendung und Sturmschadensprojektion

Für die Sturmschadensprojektion auf der deutschlandweiten Waldfläche wurden Modellbestände generiert, da für vergleichende Analysen möglichst viele Baumarten bzw. $WETs$ und Entwicklungsstufen von Waldbeständen miteinander verglichen werden müssen. Derartige Analysen sind die Voraussetzung für eine strategische klimaadaptive Waldbauplanung und Baumartenwahl.

Ziel der WET -basierten Analyse ist es, Waldbesitzenden die Möglichkeit zu geben, je nach Betriebsziel

bestimmte Baumartenkombinationen für ihre zukünftigen Waldbestände auszuwählen. Dabei sollte es möglich sein, individuelle Zielsetzungen und Motivationen zu berücksichtigen. Mithilfe der entsprechenden WETs sollen so deutschlandweit räumlich hochaufgelöst (50 m × 50 m) Bewirtschaftungsstrategien zur Minimierung negativer Auswirkungen zukünftiger klimawandelbedingter Sturmschadensrisiken abgeleitet werden.

Die ausgewählten Waldentwicklungstypen umfassen die acht Hauptbaumarten mitteleuropäischer Wälder: Rotbuche (Bu, *Fagus sylvatica* L.), Traubeneiche (TEi, *Quercus robur* L.), Stieleiche (SEi, *Quercus petraea* Matt. Liebl.), Waldkiefer (Ki, *Pinus sylvestris* L.), Gemeine Fichte (Fi, *Picea abies* (L.) H. Karst.), Weißtanne (Ta, *Abies alba* Mill.), Europäische Lärche (Lä, *Larix decidua* Mill.) und Douglasie (Dgl, *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco). Trauben- und Stieleiche wurden zur Baumartengruppe Eiche (Ei) zusammengefasst. Weitere, seltener vorkommende Laubbaumarten, wie Ahorn- und Lindenarten, Hainbuchen und andere wurden in der Kategorie andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer (ALh) zusammenfassend analysiert. Die verschiedenen Baumarten wurden innerhalb der WETs in unterschiedlichen Anteilen kombiniert und gemischt. Insgesamt wurden so 27 verschiedene WETs identifiziert (Tabelle 2), die mögliche Zusammensetzungen von zukünftigen Waldbeständen in Deutschland darstellen.

Die Einschätzung der Gefährdung der aktuellen Bestockung war nicht Bestandteil des Projektes MiStriKli. Allerdings können zu diesem Zweck aus der Vielzahl der Modellbestände die spezifischen Bestände und ihre zugehörigen Sturmschadenswahrscheinlichkeiten selektiert werden, die der aktuellen Bestockung jeweils am ähnlichsten sind. Die Modellbestände wurden zu verschiedenen Zeitpunkten begründet, um für möglichst viele aktuelle und zukünftige Wachstumsbedingungen Projektionen bereitstellen zu können. Dabei werden Wachstumstrends aufgrund unterschiedlicher Stickstoffdepositionen aber auch des Klimawandels über standorts- bzw. klimasensitive Standort-Leistungs-Modelle abgebildet (Schmidt, 2020). Als Ergebnis resultieren Altersverläufe für *H* und *BHD* für sieben Hauptbaumarten für die Waldfläche Deutschlands in 50 m × 50 m Auflösung, aus denen Modellbestände mit verschiedenen Mischungsanteilen erzeugt wurden.

Insgesamt wurde ausgehend von vier verschiedenen Keimjahren (1900, 1950, 1975, 2000) in der Altersspanne 30-130 Jahre (30-150 Jahre für Bu und Ei) alle 10 Jahre jeweils ein *H-BHD*-Paar auf der Waldfläche Deutschlands in 50 m × 50 m Auflösung projiziert. Bis ans Ende des 21. Jahrhunderts wurden dazu Klimadaten aus sieben verschiedenen Modellläufen des regionalen Klimaszenarien-Ensembles für Deutschland (ReKliEs-De, Hübener et al., 2017) für das Emissionsszenario RCP 8.5 verwendet. Die edaphischen Wachstumsbedingungen werden über die statischen Größen Wasserhaushalts- und Nährkraftziffer in den Standort-Leistungs-Modellen berücksichtigt, wobei zum Teil bundeslandspezifische forstliche Standortkartierungen berücksichtigt werden können. Dazu lagen Kartierungen für Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen, Baden-Württemberg und Bayern vor. Für die restliche Waldfläche Deutschlands wurden mittlere Bedingungen (mesotroph bzw. frisch) angenommen. Nördlich der Mittelgebirgsschwelle wurde die Wasserhaushaltsziffer bei sandigem Ausgangssubstrat abweichend auf mäßig frisch gesetzt. Alle Eingangsgrößen der Modellbestände basierten auf einem 50 m × 50 m Raster, welches aus dem Digitalen Basis-Landschaftsmodell (GeoBasis-DE / BKG, 2019) erstellt wurde und rund 44.5 Mio. Waldrasterzellen umfasst.

Tabelle 2. Aus den Baumarten(gruppen) Rotbuche (Bu), Eiche (Ei), Waldkiefer (Ki), Gemeine Fichte (Fi), Weißtanne (Ta), Europäische Lärche (Lä), Douglasie (Dgl) und andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer (ALh) der Modellbestände abgeleitete 27 Waldentwicklungstypen (*WET*) mit Angaben zur deren Baumartenmischung (%).

ID	<i>WET</i>	Baumart(en)	Mischung (%)
1	1	Bu	100
2	02_01	Bu/Fi	75/25
3	02_02	Bu/Fi	50/50
4	03	Fi	100
5	4	Fi/Bu	75/25
6	05_01	Bu/Lä	75/25
7	05_02	Bu/Lä	50/50
8	6	Lä/Bu	75/25
9	07_01	Bu/Dgl	75/25
10	07_02	Bu/Dgl	50/50
11	8	Dgl/Bu	75/25
12	9	Ei	100
13	10_01	Ei/Bu	75/25
14	10_02	Ei/Bu	50/50
15	11_01	Ei/Ki	75/25
16	11_02	Ei/Ki	50/50
17	12	Ki	100
18	13_01	Ki/Bu	75/25
19	13_02	Ki/Bu	50/50
20	14	Bu/Ta/Fi	60/30/10
21	15	Ta/Bu/Fi	60/30/10
22	16	Bu/Ta/Dgl	60/30/10
23	17	Ta/Bu/Dgl	60/30/10
24	18	Ki/Dgl/Bu	60/30/10
25	19_01	Bu/ALh	75/25
26	19_02	Bu/ALh	50/50
27	20	ALh/Bu	75/25

3. Wesentliche Ergebnisse

3.1 Erweiterung des Modells Lothar I um einen Effekt der Böengeschwindigkeit

Die modellierte Böengeschwindigkeit G_{mod} konnte erfolgreich als neue Wirkgröße in das Sturmschadensmodell Lothar II integriert werden. Die zwei Ansätze zur Berücksichtigung von G_{mod} sind in der Abbildung 16 in Form partieller Effektverläufe veranschaulicht. Im Bereich zwischen 25 und 48 m/s sind die mittleren Effektverläufe für beide Ansätze sehr ähnlich. Im Falle der Glättungsfunktion $s(G_{mod})$ wird aber deutlich, dass im Bereich mit sehr hohen G_{mod} -Werten ab 48 m/s der Effekt auf p wieder abnimmt. Aufgrund dieses unplausiblen Verlaufes wurde der Ansatz nicht weiterverfolgt. Vielmehr wurde die quadrierte Böengeschwindigkeit über einen linearen Effekt in das Modell integriert. Über G_{mod} dargestellt, zeigt dieser Effekt einen

konvexen, monoton steigenden Verlauf mit hohen Effekten auf p bei hohen G_{mod}^2 -Werten.

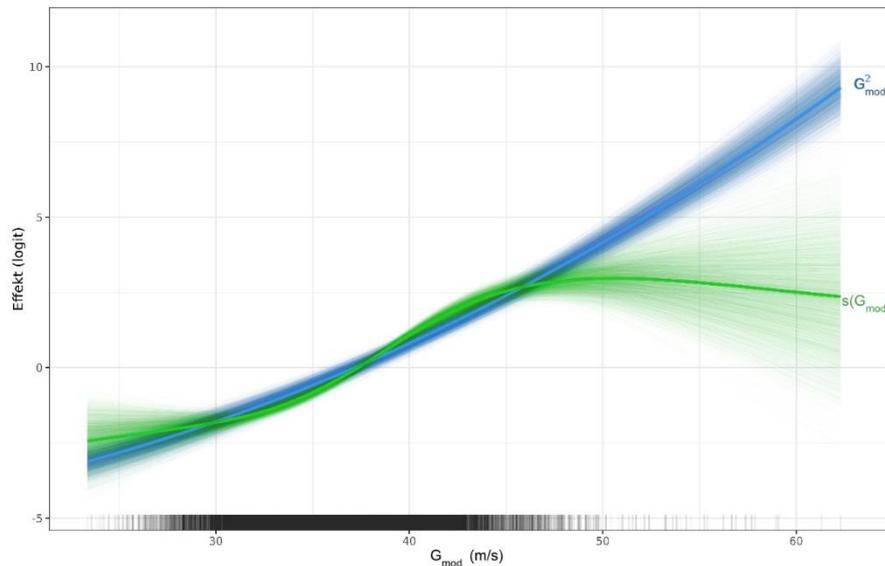


Abb. 16. Partielle Effektverläufe der modellierten Böengeschwindigkeit (G_{mod}) auf der logit-Skala. In grün ist der Verlauf der Glättungsfunktion $s(G_{mod})$ dargestellt, während in blau die lineare Variante unter Verwendung der quadrierten Böengeschwindigkeit (G_{mod}^2) zu sehen ist. Die feinen Linien beschreiben jeweils einen von insgesamt 4000 Verläufen aus der posteriori-Verteilung. Je mehr diese überlappen, desto robuster ist der Schätzer. Die dicken Linien beschreiben jeweils die Mittelwertverläufe beider Varianten. Auf der x-Achse ist die Datendichte mit vertikalen Strichen aufgetragen.

In der flächigen Betrachtung der Effekte wird der Informationsgewinn durch die Verwendung von G_{mod}^2 in Lothar II gegenüber Lothar I deutlich (Abbildung 17). Während der räumliche Glätter in Lothar I die großräumigen Schadenszentren im Nordschwarzwald und in den zentralen Landesteilen Baden-Württembergs abbildet, können durch das fein aufgelöste G_{mod} -Feld in Lothar II zusätzlich kleinräumige Unterschiede in das Modell eingebracht werden.

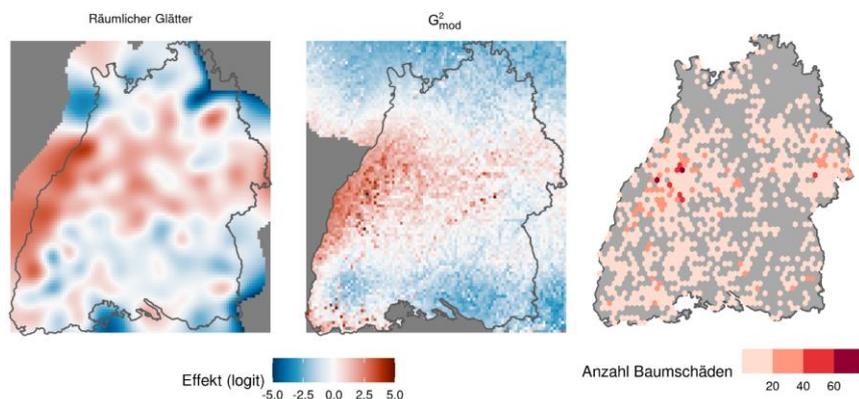


Abb. 17. Vergleich des räumlichen Musters der partiellen Effekte der räumlichen Glättungsfunktion in Lothar I (links, Schmidt et al., 2010) und der quadrierten modellierten Böengeschwindigkeit (G_{mod}^2) im Modell Lothar II (Mitte) mit dem beobachteten Schadmuster in der BWI 2 (Anzahl der Einzelbaumschäden pro Flächeneinheit) für das Sturmereignis Lothar in Baden-Württemberg (rechts).

Die Effekte der in Lothar I und Lothar II einheitlichen Wirkgrößen weisen in beiden Ansätzen ähnliche Muster und identische Vorzeichen auf, haben aber teilweise deutlich unterschiedliche Amplituden (Abbildung 18). So weisen sowohl die Haupteffekte der Baumartengruppen als auch die Wechselwirkungen zwischen Baumartengruppen und dendrometrischen Parametern in Lothar II tendenziell etwas stärkere Kontraste als in Lothar I auf. Für GHZ_{Sturm} tritt in Lothar II sogar eine deutlich stärkere Kontrastierung zwischen den Kategorien auf und die Effektamplitude der verschiedenen $Topex$ -Werte ist in Lothar II ebenfalls deutlich größer. Insgesamt weist Lothar II somit eine höhere Modellsensitivität bezüglich der berücksichtigten Wirkgrößen als Lothar I auf.

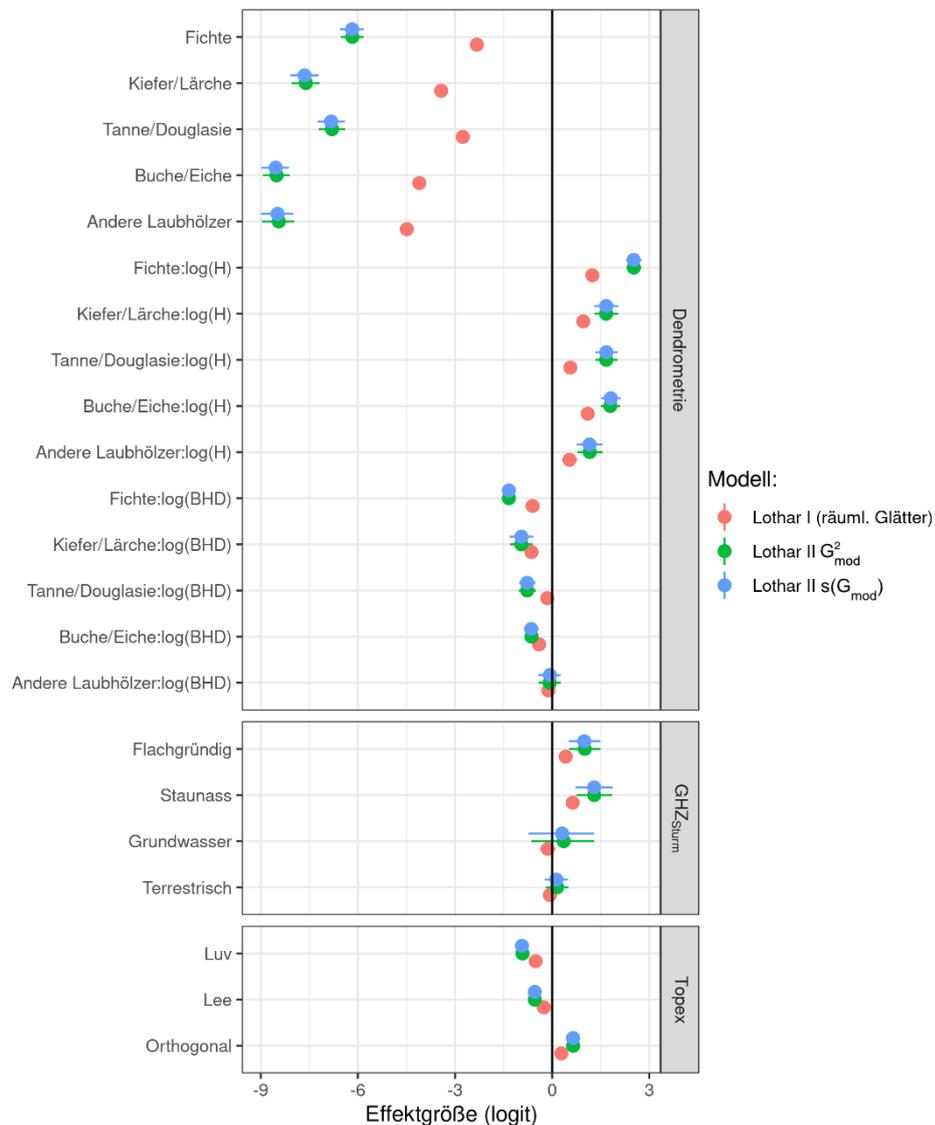


Abb. 18. Vergleich der Modelleffekte aus Lothar I (rot) mit denen aus Lothar II (G_{mod}^2 , $s(G_{mod})$). Die Effektgrößen sind auf der logit-Skala angegeben.

Beim Vergleich der Baumarten zeigt die Fichte die höchste Sturmgefährdung gefolgt von Douglasie, Weißtanne und Kiefer (Abbildung 19). Die Laubbaumart Buche und Baumartengruppe Eiche zeigen vergleichsweise niedrige Risiken.

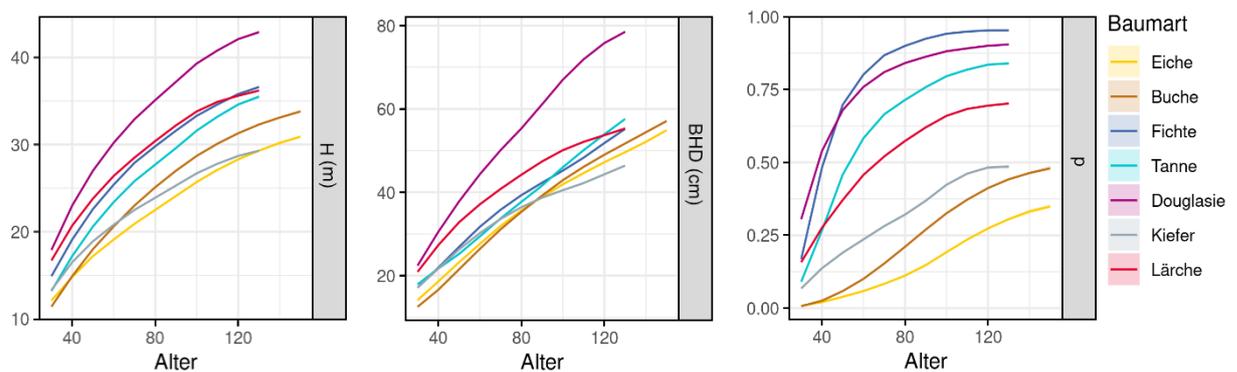


Abb. 19. Modellierte Durchmesser- (*BHD*) und Höhen- (*H*) Altersentwicklungen (Keimjahr 1900) auf einem Standort im Taunus: (637 m über NHN, betont frisch und gut mesotroph) und zugehörige Verläufe der Sturmchadenswahrscheinlichkeit (*p*). Die Wachstumsverläufe für Alter > 110 Jahre (ab 2020) und die Wahrscheinlichkeiten wurden aus sieben Klimamodellläufen gemittelt. Die *Topex*-Werte wurden auf 0 (entspricht einer ebenen Lage) und GHZ_{Sturm} auf terrestrisch gesetzt. Für die Böengeschwindigkeit wurde ein sehr hoher Wert verwendet ($G_{mod} > 50$ m/s), um eine deutliche Kontrastierung zwischen den Baumarten zu erreichen.

3.2 Deutschlandweiter Wintersturmschadensatlas

Das Hauptprodukt des AP2 ist ein deutschlandweiter Wintersturmschadensatlas (Abbildung 20) für die Gefährdung von Wäldern durch Winterstürme auf Basis der Modellbestände und G_{mod} . Die Gefährdung ist für Rein- und Mischbestände der untersuchten Baumarten der jeweiligen Keimjahr-Alter-Kombinationen verfügbar. Alle projizierten Zeitschritte ab 2020 wurden für jeweils sieben Klimamodellläufe berechnet. Für eine Abschätzung in Mischbeständen werden die Sturmchadenswahrscheinlichkeiten anteilig zu den Mischungsprozenten der beteiligten Baumarten gewichtet gemittelt. Bei diesem Ansatz der ideellen Reinbestände wird angenommen, dass keine Wechselwirkungen zwischen den Baumarten auftreten. Zur Abbildung des zukünftigen Sturmgesehens wurde G_{mod} für die Wiederkehrzeit 20 Jahre für das Klimawandelszenario RCP 8.5 im Zeitraum 2069-2099 verwendet.

So kann zum Beispiel mit Hilfe des Wintersturmschadensatlas für die wirtschaftlich wichtigsten Baumarten Fichte und Buche im Harz (gleicher Kartenausschnitt wie in der Abbildung 11) eine räumliche Optimierung der Baumartenverteilung bzw. der angestrebten *WETs* vorgenommen werden. Demnach würden in Gebieten mit hohen Risiken für die Fichte (z. B. auf südwestexponierten Hängen) eher *WETs* mit führender Buche empfohlen werden. Gleichzeitig können Vorranggebiete für die Fichte ausgemacht werden (z. B. auf Nord-Ost-exponierten Hängen), wodurch die Schadensrisiken für Mischungstypen mit führender Fichte gesenkt werden können. In diesem Beispiel wurde für beide Baumarten *p* im Alter 100 Jahre projiziert.

In der forstwirtschaftlichen Praxis sind aber oftmals baumartenspezifische Produktionsziele, d. h. die Zielstärke (*BHD* bei Ernte) entscheidend. Diese werden je nach Wachstumsbedingungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten bzw. Baumaltern erreicht. Daher werden neben Karten für verschiedene Alterszeitpunkte auch Karten für unterschiedliche *BHD*-Werte für den Wintersturmschadensatlas erzeugt.

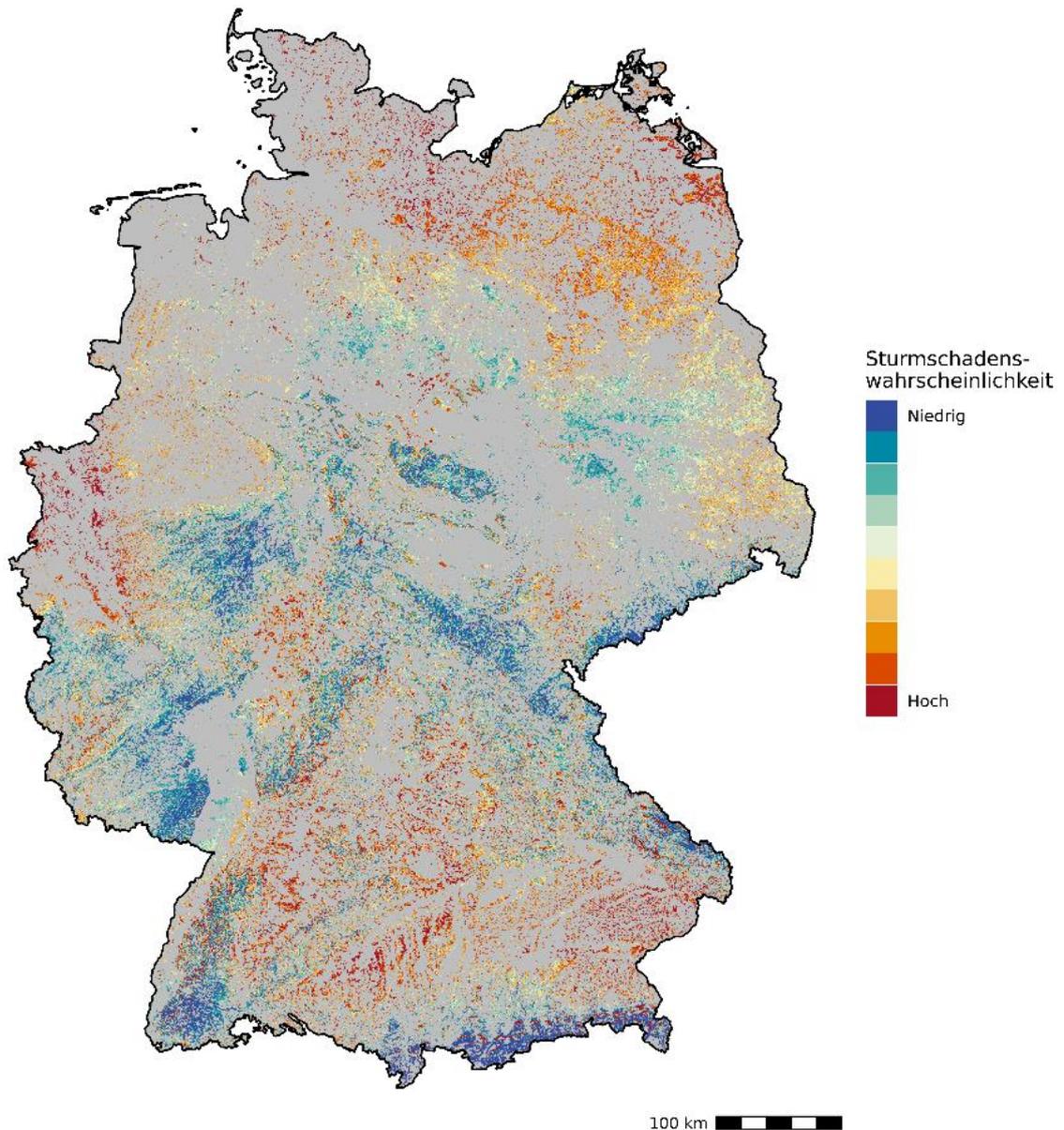


Abb. 20. Deutschlandweite Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) für eine Wiederkehrzeit von 20 Jahren für einen 100-jährigen Buchenreinbestand mit dem Keimjahr 1900 im Klimawandelszenario RCP 8.5 für den Zeitraum 2069-2099. Bei der *Topex*-Berechnung wurde Südwest als Hauptwindrichtung angenommen.

In einem Beispiel auf einer 100 km² großen Fläche im südlichen Schwarzwald (Abbildung 21) ist p für unterschiedliche Zielstärken in einem Dgl/Bu-Bestand (obere Reihe) und unterschiedliche Mischungen von regionaltypischen Bu/Ta/Fi- bzw. Ta/Bu/Fi-Bergmischwäldern bei Zielstärke dargestellt. Die Zielstärken der Douglasie (obere Reihe) wurden entsprechend unterschiedlicher Produktionsziele gewählt: Wertholz ($BHD > 70$ cm) und Bauholz ($BHD > 55$ cm). Der für die Sturmschadensmodellierung benutzte BHD (Zielstärke von 5 cm) basiert auf der Annahme, dass zu diesem Zeitpunkt ein für die Ernte ausreichend großer Anteil von Einzelbäumen das jeweilige Produktionsziel erreicht hat.

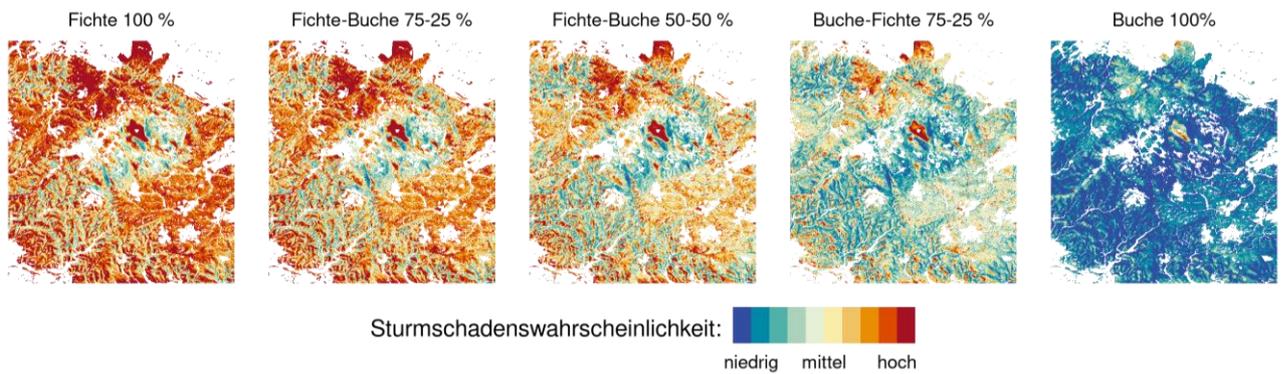


Abb. 21. Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) für eine Wiederkehrzeit von 20 Jahren in 100-jährigen Modellbeständen im zentralen Harz im Klimawandelszenario RCP 8.5 im Zeitraum 2069-2099. Die Modellbestände weisen das Keimjahr 1900 auf.

Bei allen dargestellten *WETs* sind die Gipfellagen, die bis zu 1400 m über NHN erreichen, stark sturmschadensgefährdet. Dabei zeigt der laubholzdominierte Bergmischwaldtyp Bu/Ta/Fi im Vergleich den geringsten Flächenanteil mit sehr hohem Schadpotenzial auf (Abbildung 22). Im Gegensatz dazu steht der Dgl/Bu-Typ mit Produktionsziel Wertholz. Anhand des Wintersturmschadensatlas können auch hier Bereiche ausgemacht werden, vornehmlich nordwest- bis südostausgerichtete Tallagen, in denen sehr geringe Schadenswahrscheinlichkeiten zu erwarten sind und die somit für einen Anbau prädestiniert sind. Diese Bereiche könnten ausgeweitet werden, wenn das Produktionsziel Douglasienbauholz ist. Wird der Fokus auf die Nadelholzproduktion mit heimischen Baumarten gelegt, dann ist der Ta/Bu/Fi-Bergmischwaldtyp eine Alternative, der große Flächenanteile mit geringen Sturmschadenswahrscheinlichkeiten aufweist.

Anhand der aufgeführten Beispiele wird deutlich, dass die räumlich fein aufgelöste p -Information eine wichtige Entscheidungsgrundlage für ein waldbauliches Management und die strategische Waldbauplanung im Klimawandel sein kann. Sie ermöglicht nicht nur eine Bewertung von *WETs* unter Annahme zukünftiger Wachstumsbedingungen und Böenregime, sondern kann darauf aufbauend zur räumlichen Optimierung der Baumartenverteilung genutzt werden, um z. B. das mittlere Sturmschadenrisiko bei vorgegebenen Baumartenanteilen und Produktionszielen zu minimieren.

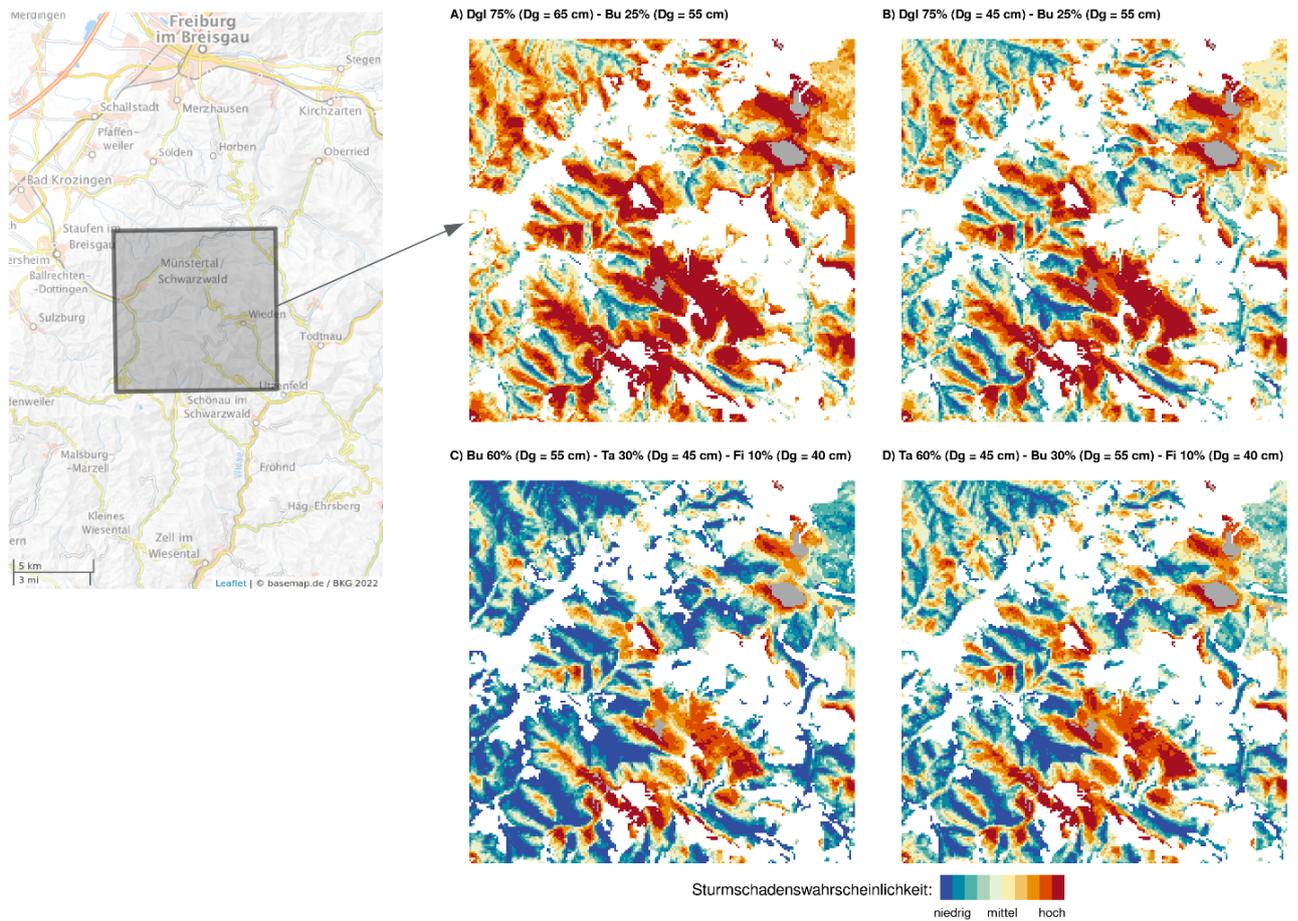


Abb. 22. Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) auf einer 100 km² großen Fläche im südlichen Schwarzwald für Modellbestände, in denen baumartenspezifische Zielstärken (BHD) erreicht sind. In (A) und (B) ist p für Dgl/Bu-Bestände mit gleichen Mischungsanteilen (Dgl 75 %, Bu 25 %) aber unterschiedlichen BHD -Werten dargestellt. In (A) ist BHD für die Buche ist 55 cm und für Douglasie 65 cm (Wertholzqualität). In (B) ist BHD 45 cm (Bauholzqualität). (C) und (D) zeigen zwei Bergwaldmischtypen (Bu/Ta/Fi, Ta/Bu/Fi) mit unterschiedlichen Mischungsanteilen. Die Anteile belaufen sich auf Bu 60 %, Ta 30 %, Fi 10 % sowie Ta 60 %, Bu 30 % und Fi 10 %. BHD der Buche ist 55 cm, der Weißtanne 45 cm und der Fichte 40 cm. Alle Modellbestände wurden 1950 begründet. Die p -Projektion für eine Wiederkehrzeit von 20 Jahren wurde für das Klimawandelszenario RCP 8.5 im Zeitraum 2069-2099 durchgeführt. In den grauen Bereichen wurde die Zielstärke im untersuchten Altersverlauf von 130 (Nadelholz) bzw. 150 Jahren (Buche) nicht erreicht.

Arbeitspaket 3

1. Ziel und Gegenstand

Das Ziel dieses Arbeitspaketes ist die Projektion des zukünftigen Waldwachstums mit einem klimasensitiven Wachstumsmodell. Darüber hinaus soll die Reaktion von Wäldern auf Sturmschäden und deren Effekt auf das Wachstum bei anschließender Entfernung von durch Stürme geschädigter Bäume untersucht werden. Hierbei steht die Auswirkung von Baumartenmischungen sowie die angewendete Durchforstung auf allgemeine Wachstumsparameter wie *BHD*, *H*, Grundfläche (*BA*) und Volumen (*V*) im Vordergrund. Die Interaktionen von Klima, Standort, Baumart, Durchforstung und Störungen wird in den Projektionen der potenziellen Waldwachstumsszenarien berücksichtigt.

Um dieses Ziel zu erreichen, wird das prozessbasierte Modell 3-PG_{mix} (Forrester und Tang, 2016) und die hierin einbezogenen biologischen Prozesse des Waldwachstums verwendet, um die zu untersuchenden Baumarten unter den gegebenen Wachstumsbedingungen zu analysieren. Hierfür müssen die Baumarten für die Umweltbedingungen, unter denen sie wachsen, parametrisiert werden. Nach der Parametrisierung können die Ergebnisse der Simulationen als Basis für die ökonomische Analyse der Effektivität von Behandlungsstrategien bzw. Baumartenmischungen und Durchforstungen verwendet werden. Hierfür werden Parameter wie der Kapitalwert (*KW*) herangezogen.

2. Methodik

In den 3-PG_{mix}-basierten Simulationen wurde die Bayessche Inferenz verwendet, um Modellparameterwerte zu kalkulieren (Augustynczik et al., 2017; Trotsiuk et al., 2020; Forrester et al., 2021). Deutschland umfasst verschiedene Klima- und Standortbedingungen, was eine spezifische Kalibrierung für die untersuchten Baumarten Buche, Fichte, Kiefer, Douglasie, Lärche, Eiche und Weißtanne erforderlich macht.

Die Kalibrierung der Baumarten wurde anhand eines Datensatzes der FVA-NW auf drei Transekte, die Gradienten von Bodentyp, Bodenwasser, Geländehöhe und Klima aufweisen (Abbildung 23), vorgenommen. Die standortabhängigen örtlichen Werte für *BHD*, *H* und *BA* wurden von empirisch modellierten Wachstumszeitreihen abgeleitet. Diese Zeitreihen wurden in drei verschiedene Altersklassen (34-64 Jahre, 64-94 Jahre und 94-119 Jahre) aufgeteilt. Diese Altersklassen entsprechen in etwa der Zeitspanne 1987-2012, in der drei Bundeswaldinventuren stattgefunden haben. Die Zuwächse in den Transekten spiegeln das Wachstum über diese Perioden wider.

Da die Bestandesdichte eine wesentliche Rolle in der Biomasseberechnung in 3-PG_{mix} spielt, und die Stammzahl pro Bestand in den Kalibrierungsdaten nicht vorhanden war, wurden die Bestandesdichten von Durchmesser- und Grundflächenbestandeswerten abgeleitet. Die Entwicklung der Stammzahl mit dem Alter wurde dann als Durchforstung interpretiert, wobei 3-PG_{mix} auf die Entnahme von Stämmen reagiert. Das wirkt sich wiederum auf die Entwicklung der Bestandesbiomasse aus.

Im verfolgten Modellierungsansatz wurden die Transekte weiter in Segmente aufgeteilt, die Wuchsgebieten entsprechen. Die Wuchsgebiete, die in der Kalibrierung berücksichtigt werden, entsprechen den Endpunkten der Transektabschnitte. Überschneidungen der Transekte sowie zwei zusätzliche Regionen in Mitteldeutschland wurden in die Analyse aufgenommen, um die Standortbedingungen umfassender abzubilden.

Jede Altersklasse wurde mit Startwerten für *BHD*, *H* und *BA* initialisiert, die einer Probefläche in den jeweiligen Wuchsgebieten entsprachen. Während der Modellinitialisierung wurden Startwerte für Stamm-, Laub- und Wurzelbiomasse benötigt. Auf der Grundlage von *BHD*, *H* und *BA* wurden generalisierte allometrische Gleichungen angewendet, um die Biomassen zu generieren. Diese Berechnungen basieren prinzipiell

auf dem mittleren Bestandes-*BHD*, zusätzlich wurden die Bestandesgrundfläche und das mittlere Baumartenalter berücksichtigt. In manchen Fällen, in denen einzelne Baumartengleichungen nicht die entsprechenden Ergebnisse im Vergleich mit den Altersklassenausgangswerten lieferten, wurden generalisierte Gleichungen gewählt.

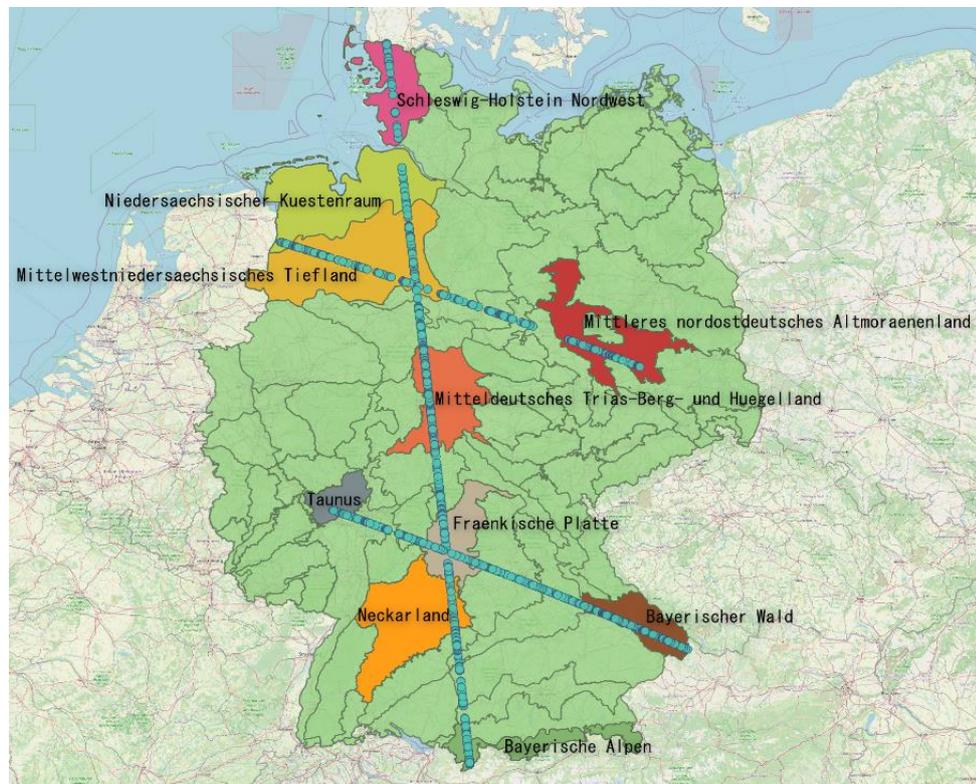


Abb. 23. Transektstandorte und Wuchsgebiete, die die Kalibrierung umfasst: Schleswig-Holstein Nordwest, Niedersächsischer-Küstenraum, Mittelwestniedersächsisches Tiefland, Mittleres nordost-deutsches Altmooränenland, Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland, Taunus, Fränkische Platte, Neckarland, Bayerischer Wald und Bayerische Alpen.

Der erste Schritt der Kalibrierung war die manuelle Parametervariation (Forrester et al., 2021), solange bis eine Anpassung innerhalb einer plausiblen Anfangsparameterbandbreite erreicht wurde. Das Ergebnis dieses Schritts wurde dann als Startpunkt für die Bayessche Kalibrierung verwendet. Die gewählten Parameter wurden dann mit $\pm 15\%$ Spannweite der Variation eingestellt, da sie eine große Wirkung auf die Modellergebnisse haben. Im Fall von hochsensiblen Parametern, wie das Verhältnis von Stammmasse zu *BHD*, wurden sie mit $\pm 10\%$ des niedrigsten Dezils variiert.

In der Bayessche Kalibrierung wird der Startparametersatz durch den Vergleich mit einem empirischen Datensatz unter Anwendung einer Wahrscheinlichkeitsfunktion variiert. Die Funktion bestimmt die Wahrscheinlichkeit, dass die Parameter die gleichen Datenwerte generieren wie der empirische Datensatz. Das Modell läuft über eine vorgegebene Zahl von Iterationen von Markov-Monte-Carlo-Ketten, um die Parameterwerte mit der höchsten Wahrscheinlichkeit für identische Ergebnisse zu generieren. In der vorliegenden Kalibrierung wurden 1250 Iterationen in zwei Ketten initialisiert, um insgesamt 2500 Iterationen auszuführen. Anschließend wurde ein Ausgabeparametersatz mit aktualisierten Werten und einer engeren Parameterunsicherheitsbreite generiert, um eine verbesserte Anpassung der gewünschten Ergebnisse in den Untersuchungsgebieten zu generieren.

Die Kalibrierung wurde mit dem R-Paket Bayesian Tools durchgeführt. In Fällen, in denen auch lineare Modelle kalibriert werden mussten, z. B. bei der Höhenfunktion für die Baumart Eiche, wurden diese Kalibrierungen mit der `nls()` Funktion ausgeführt.

Um die so entstandenen Parametersätze zu validieren, wurden Reinbestände aus den Transekten in den jeweiligen Wuchsgebieten mit Modellergebnissen von abgeleiteten Parametern verglichen, um den Konvergenzgrad zu quantifizieren. Der letzte Schritt war die Validierung der abgeleiteten Parameter in Mischbeständen. In beiden Fällen wurde der prozentuale Bias (*Pbias*) als Vergleichsmetrik verwendet. Die Validierung erfolgte auf Probeflächen von FVA-BW und Forst-BW in Baden-Württemberg.

Um die atmosphärischen Bedingungen auf den Probeflächen von FVA-BW abzubilden, wurden Klimadaten der nächstgelegenen DWD-Stationen verwendet (DWD, 2020). Für die Forst-BW-Probeflächen wurden Klimadaten (Maximum- und Minimumtemperatur, Niederschlag und Frosttage) aus AP1 verwendet. Die durchschnittliche monatliche Sonneneinstrahlung wurde für jeden Standort in DWD-Datenbanken abgefragt.

Durchmesser-, Höhen-, Grundflächen- und Volumenwerte waren die Größen, die für die Validierung verwendet wurden. Die Stammzahl pro Hektar (*N*) wurde für FVA-BW-Probeflächen von der FVA-BW bereitgestellt. Für die Forst-BW-Probeflächen wurde *N* aus der Stammzahl über 15 cm *BHD* auf die Anzahl pro Hektar extrapoliert. Die Zahl der Inventuraufnahmen variiert bei den FVA-BW-Probeflächen. Auf den Forst-BW-Probeflächen waren drei Messungen von *BHD*, *H*, *BA* und *V* vorhanden. Für die Forst-BW-Probeflächen wurde für jeden Baum *V* berechnet und aus dem Mittelwert der gemessenen Bäume *N* ermittelt. *BA* wurde aus *BHD* mit der in 3-PG_{mix} hinterlegten Formel $BA = (BHD/2/100)^2 \times \pi \times N/ha$ ermittelt.

Die Baumbiomasse in Baden-Württembergs Mischbeständen wurde mit Reinbeständen mit denselben Eingabedaten für die jeweilige Baumart anhand *Pbias* verglichen, um die Differenz im Wachstum mit und ohne Mischung festzustellen. Um den Unterschied zwischen den untersuchten Baumarten in Rein- und Mischbeständen aufzuzeigen, wurde für jede Baumart das Wachstum mit *N* = 500 Stämme/ha für einen Zeitraum zwischen 30 und 120 Jahren simuliert, bis eine für von Baumart und Managementstrategie abhängige Mindeststammzahl erreicht wurde. Zusätzliche Baumartmischungen wurden mit derselben Gesamtstammzahl wie die jeweiligen Baumarten im Reinbestand, d. h. 2 × 250 Stämme/ha, insgesamt 500 Stämme/ha im Mischbestand untersucht.

Die *p*-Werte für die Baumart Buche wurden in Abhängigkeit der vier Behandlungsstrategien „keine Durchforstung“, „schwache (leichte) Durchforstung“, „konventionelle Durchforstung (BAU)“ und „intensive Durchforstung“ für Rein- und Mischbestände evaluiert. Alle Durchforstungsregime wurden in 10-Jahres-Intervallen durchgeführt. Die Stammzahl für konventionelle Durchforstung, intensive und schwache Durchforstung basieren auf Augustynczyk et al. (2020), die aus Bundeswaldinventurdaten abgeleitet wurden.

Manche dieser Durchforstungsvorgaben führten dazu, dass Bestände im Modell während ihrer Entwicklung komplett entfernt wurden. Daher wurde die Zahl der zu entnehmenden Stämme für jede Baumart begrenzt. In Mischbeständen wurden diese Zahlen halbiert. Sobald eine Stammzahlbegrenzung erreicht wurde, blieb der Bestand für weitere 20 Jahre stehen und die Umtriebszeit als erreicht angesehen. Der Einfluss von Behandlungsstrategien und Baumarten auf das Wachstum und *p* wurden dann analysiert. Die Mann-Whitney U- und T-Tests wurden verwendet, um die Unterschiede in Bezug auf *p* zu quantifizieren.

Im Rahmen von MiStriKli wurde 3-PG_{mix} mit dem Sturmschadensmodell Lothar I (Schmidt et al., 2010) gekoppelt, um die zukünftige Sturmgefährdung abschätzen zu können. Die von 3-PG_{mix} ausgegebenen *BHD*- und *H*-Werte wurden als Eingaben für Lothar I verwendet. Die *p*-Werte wurden so in 3-PG_{mix} integriert, dass Stämme in Relation zu *p* entfernt wurden, wenn ein Sturmereignis aufgetreten ist. Analog zur Durchforstungsfunktion in 3-PG_{mix} werden dann Laub-, Stamm- und Wurzelbiomasse reduziert. Hierdurch wird eine

Differenz der Stammzahlen vor und nach Sturmereignissen erzeugt, und die jeweiligen Werte der veränderten Biomasse für jede Baumart festgehalten.

Um das Modellverhalten zu überprüfen, wurde eine Sensitivitätsanalyse des gekoppelten 3-PG_{mix}-Lothar I-Modells durchgeführt. Die Eingabewerte für *BHD*, *Topex* und geographische Koordinaten wurden variiert, um die Ergebnisbandbreite in Abhängigkeit von p zu quantifizieren. Die Mann-Whitney U- und T-Tests wurden angewendet, um festzustellen, ob signifikante Differenzen zwischen den getesteten Bandbreiten für die Eingaben vorhanden waren. Dieser Ansatz wurde auch auf parametrisierte p -Werte für einzelne Baumarten angewendet, um diese zu vergleichen.

Eine ökonomische Analyse wurde für die simulierten Rein- und Mischbestände durchgeführt, um die relative Effektivität jedes Bewirtschaftungsszenarios in Bezug auf diskontierte Reinerträge (Kapitalwert, *KW*) sowie die Sturmgefährdung zu quantifizieren:

$$KW(i, Z) = \sum_{t=0}^Z \frac{R_t}{(1+i)^t} \quad (4)$$

wobei t das Bestandesalter, i die Diskontierungsrate und R_t der Reinertrag ist. Es wurden Holzpreise und Holzerntekosten aus Baden-Württemberg für den Zeitraum 2000-2016, wie sie von Zamora-Pereira et al. (2021) bei deren ökonomischer Analyse eingesetzt wurden, verwendet. Holzsortimente wurden anhand der Bestandessortentafeln für Baden-Württemberg (Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 1993) hergeleitet. Eine Diskontierungsrate von 2 % wurde angesetzt.

Der ausscheidende und verbleibende Bestand am Ende der Umtriebszeit wurde in zehn Durchmesserklassen eingeteilt und die entsprechenden holzerntekostenfreien Erlöse pro Kubikmeter ermittelt. Aus der Summe der diskontierten Reinerträge wurde anschließend *KW* für jeden Simulationsmonat ermittelt. Für die Darstellung des Einflusses der Sturmgefährdung wurden Stämme auf der Basis von p entfernt und das geschädigte Holz einer entsprechenden Durchmesserklasse auf die Hälfte des Wertes nicht geschädigter Stämme entwertet.

3. Wesentliche Ergebnisse

3.1 Entwicklung von Behandlungsstrategien

Die Tabelle 3 fasst *Pbias*-Werte der Validierungen kalibrierter Baumartenparameter zusammen. Der *BHD*-bezogene *Pbias* ist für Weißtanne am höchsten und für Fichte am niedrigsten. Der größte *H*-bezogene *Pbias*-Wert ergab sich für die Eiche und der niedrigste *Pbias*-Wert für die Weißtanne. Für die Variable *BA* ist *Pbias* für Weißtanne am höchsten und für Eiche am geringsten. Die *V*-verbundene *Pbias*-Standardabweichung ist bei der Weißtanne am stärksten ausgeprägt und bei Douglasie am niedrigsten.

Der *Pbias*-Mittelwert der vier Ausgabevariablen ist für Weißtanne am größten und für Douglasie am niedrigsten. Die *Pbias*-Standardabweichung ist für Buche am höchsten und für Eiche am geringsten. Die größte *Pbias*-Standardabweichung zeigt sich für *BA* und *V* bei der Baumart Buche. Die *H*-bezogene *Pbias*-Standardabweichung ist am geringsten für die Baumarten Lärche und Eiche.

Tabelle 3. Mittelwerte und Standardabweichungen (%) des prozentualen Bias (*Pbias*) für die untersuchten Probeflächen zur Validierung der mit 3-PG_{mix} modellierten Durchmesser- (*BHD*), Höhe- (*H*), Grundfläche- (*BA*) und Volumenwerte (*V*) sowie ihre Mittelwerte.

Baumart	<i>BHD</i>	<i>H</i>	<i>BA</i>	<i>V</i>	Mittelwert
Fichte Mittel <i>Pbias</i>	1.0	13.0	4.2	9.6	6.9
Fichte Standardabweichung	14.1	24.9	33.0	49.7	15
Buche Mittel <i>Pbias</i>	3.3	6.7	25.0	29.3	16.1
Buche Standardabweichung	39.6	18.1	125.2	139.7	60.7
Douglasie Mittel <i>Pbias</i>	3.5	10.6	-24.6	-5.7	-4.0
Douglasie Standardabweichung	10.9	26.1	39.9	14.3	13.1
Lärche Mittel <i>Pbias</i>	5.6	8.8	21.1	31.7	16.8
Lärche Standardabweichung	11.8	8.1	26.4	36.7	13.2
Weißtanne Mittel <i>Pbias</i>	9.2	2.1	35.5	39.5	21.6
Weißtanne Standardabweichung	18.1	9.1	57.5	53.6	24.5
Kiefer Mittel <i>Pbias</i>	-3.3	-7.4	4.5	-23.6	-7.4
Kiefer Standardabweichung	30.1	14.7	65.7	59.6	24.2
Eiche Mittel <i>Pbias</i>	7.4	-18.5	2.4	-20.8	-7.4
Eiche Standardabweichung	25.6	4.5	31.7	31.3	12.8

In der Abbildung 24 werden die Ergebnisse von den statistischen Tests gezeigt, bei denen die kalibrierten Baumparameter *BA*, *BHD* und *H* mit den ursprünglichen Daten verglichen wurden.

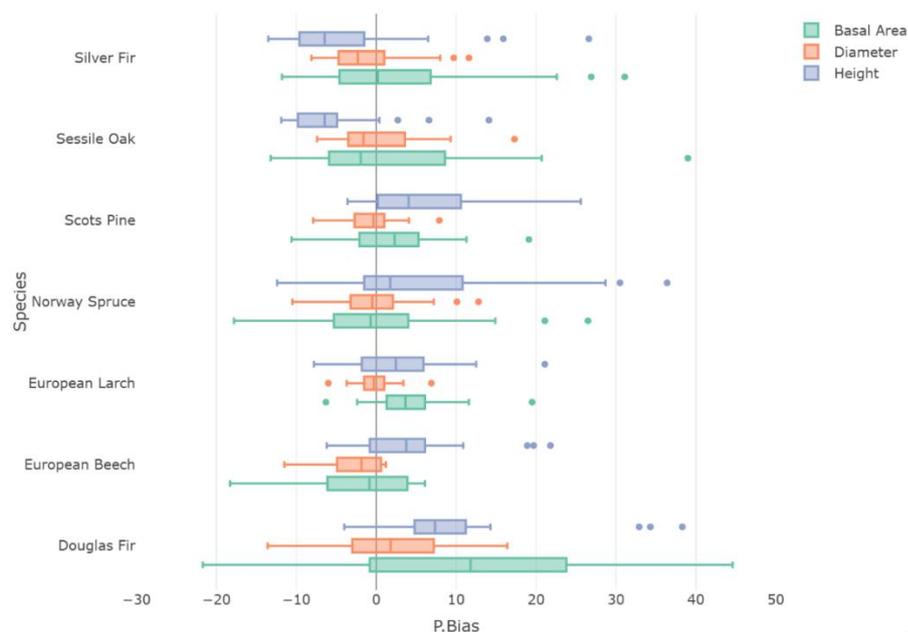


Abb. 24. Kastengraphiken von *Pbias* (%) resultierend aus der Kalibrierung der Baumarten Weißtanne (Silver fir), Eiche (Sessile oak), Kiefer (Scots pine), Fichte (Norway spruce), Lärche (European Larch), Buche (European Beech) und Douglasie (Douglas fir) für Grundfläche (*BA*, Basal area), Durchmesser (*BHD*, Diameter) und Höhe (*H*, Height). Die Kästen stellen die Werte da, um die sich *Pbias* am meisten konzentriert, die vertikale Linie ist der Mittelwert; die horizontalen Linien bilden die Wertebandbreite ab, Punkte stellen Ausreißerwerte dar.

Die Abbildung 25 zeigt die *Pbias*-Verteilung für die Validierung der Baumartenparameter. Um die Simulationen anhand der kalibrierten Parameter zu validieren, wurden Tests durchgeführt, bei denen Simulationen für Mischbestände mit Bestandesinventurdaten verglichen wurden. Generell betragen die Abweichungen für die Mittelwerte weniger als 10 %, für manche weniger als 5%, obwohl es auch Ausnahmen gibt, wie z. B. die Grundfläche der Baumart Douglasie. Für die Validierung der abgeleiteten Parameter wurde *V* ebenfalls zu den Ausgabevariablen hinzugefügt und mit *Pbias* verglichen.

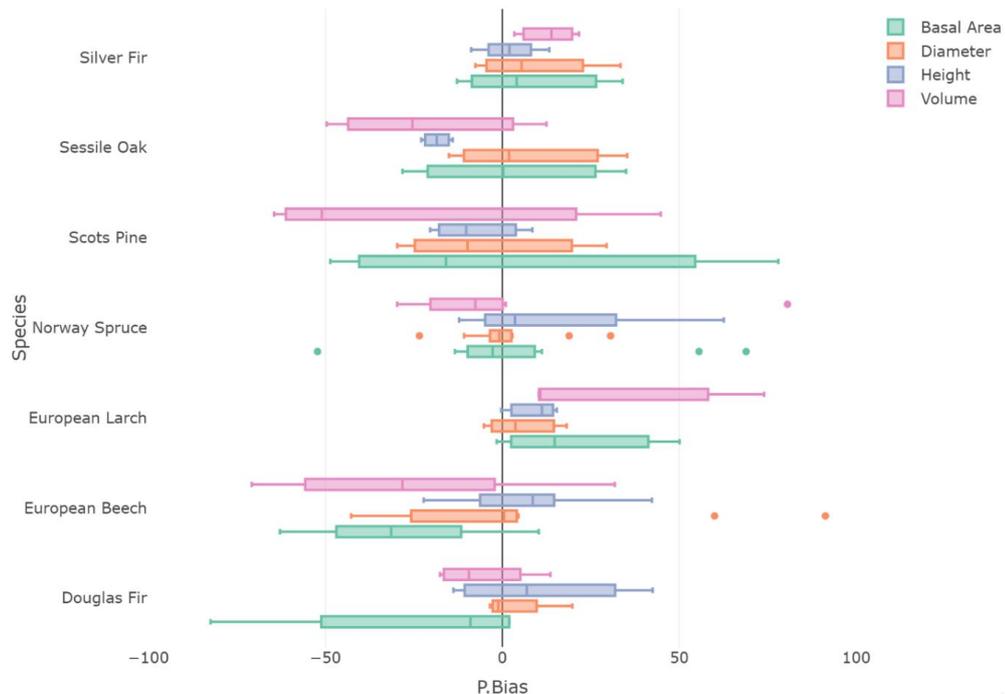


Abb. 25. Kastengraphiken von *Pbias* (%) resultierend aus der Kalibrierung der Baumarten Weißtanne (Silver fir), Eiche (Sessile oak), Kiefer (Scots pine), Fichte (Norway spruce), Lärche (European Larch), Buche (European Beech) und Douglasie (Douglas Fir) für Grundfläche (*BA*, Basal area), Durchmesser (*BHD*, Diameter), Höhe (*H*, Height) und Volumen (*V*, Volume).

Es wurde ein Vergleich zwischen dem Startparametersatz und dem finalen Parametersatz nach der Kalibrierung durchgeführt. Dieser Vergleich wurde ebenfalls mit *BHD*, *H* und *BA* angestellt. Die größte Verbesserung wurde für *BA* der Baumart Kiefer erzielt, bei der eine Verbesserung um 50 % des Schätzers für den Median gegenüber dem ursprünglichen Parametersatz erreicht wurde. Für alle Parameterschätzungen der Baumarten wurden positive Veränderungen des Medians bei *BHD*, *H* und *BA* erzielt, mit Ausnahme der Douglasie, bei der der *H*-Median leicht rückläufig war (< 5 %).

Zusätzlich zum Vergleich des ursprünglichen mit dem abgeleiteten Parametersatz wurde eine *Pbias*-Validierung der Parameter mit Hilfe von Bestandesdaten durchgeführt. Die Ergebnisse sind beispielhaft für die *V*-Entwicklung in der Abbildung 26 zu sehen. In den meisten Fällen zeigen die abgeleiteten Parameter eine Verbesserung gegenüber der vorherigen Parametersatzverteilung. *BA* und *BHD* für Fichte, Buche und Kiefer zeigen sehr deutliche Verbesserungen, auch die Parameter für die übrigen Baumarten haben sich verbessert. Eine Ausnahme stellen die *H*- und *BA*-Projektionen für die Douglasie dar, obwohl der Median auf der 0 % Linie liegt. Lärche und Weißtanne zeigen kleinere Verbesserungen mit einem Medianwert von < 5 %. Die Simulationen für die einzelnen Baumarten zeigen eine Korrelation für die Reaktion von Baumartenparametern zwischen Monokulturen und Mischungen.

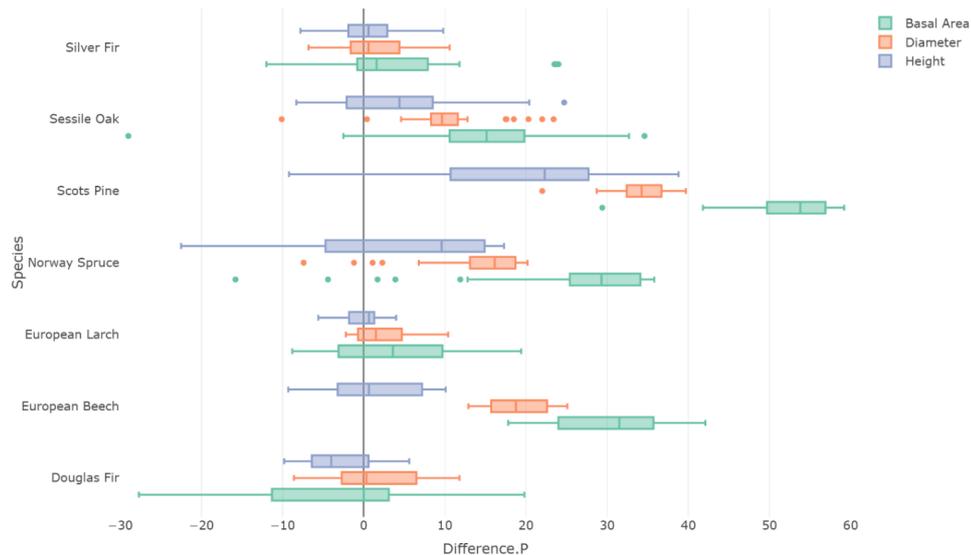


Abb. 26. Kastengraphiken zu Unterschieden in *PBias* (Difference.P) zwischen dem ursprünglichen und dem abgeleiteten Parametersatz.

Die Abbildung 27 zeigt im Detail die Ergebnisse für Mischbestände von Buche und Fichte, für die vier Managementstrategien, die analysiert wurden. Beide Varianten, der Buchenreinbestand und der Mischbestand mit Fichte zeigen ähnliche Ergebnisse für die Volumenproduktion, mit Ausnahme der Variante mit kurzer Umtriebszeit und starker Durchforstung, bei der der Mischbestand höhere Volumina nach rund 100 Jahren erreicht.

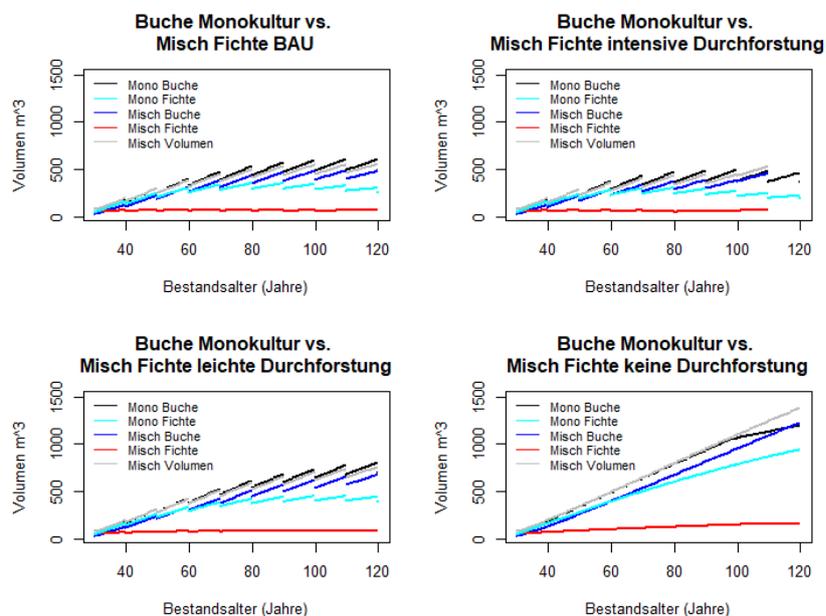


Abb. 27. Volumenentwicklung (V) für vier Durchforstungsvarianten in Buchenrein- und -mischbeständen. Für Buchen- und Fichtenreinbestände wurden alle Szenarien bis zum Alter 120 Jahre simuliert. Für den Mischbestand wurde die Umtriebszeit für die starke Durchforstung auf 110 Jahre reduziert. Für beide Bestandestypen wurden die höchsten Volumenwerte am Ende der Umtriebszeit für die nicht durchforstete Variante mit 1190 bzw. 1369 m³/ha erreicht. Für die anderen drei Durchforstungsregime wurden bei Rein- und Mischbeständen ähnliche Vorratshöhen erreicht, bis die Mischbaumart entnommen wurde.

3.2 Kopplung des Waldwachstumsmodells 3-PG_{mix} mit dem Sturmschadensmodell Lothar I

In der Abbildung 28 ist die p -Entwicklung als eine Funktion des Bestandesalters dargestellt. Buche, Eiche und Kiefer weisen die niedrigsten p -Werte auf, Douglasie und Fichte die höchsten. Die Fichte weist bis zu einem Alter 80 Jahre einen niedrigeren p -Wert als die Douglasie auf. Danach steigt der fichtenspezifische p -Wert an und übertrifft den p -Wert der Baumart Douglasie. Über alle Baumarten hinweg steigt p nicht über 0.25 an. Das stimmt mit den Ergebnissen von Schmidt et al. (2010) überein, bei denen eine Sensitivitätsanalyse der Standortskordinaten von Lothar in Bezug auf Rechts- und Hochwerte einen ausgeprägten Nord-Süd-Gradienten für p ergab. p erreichte im Norden Werte von bis zu 0.75, während p im Süden zwischen 0.0 und 0.2 lag. Die Daten der ausgewählten Probefläche fallen in die letztere Kategorie, und sind damit insgesamt auf einem niedrigeren Level. Die Verhältnisse zwischen den einzelnen Baumarten bleiben allerdings gleich.

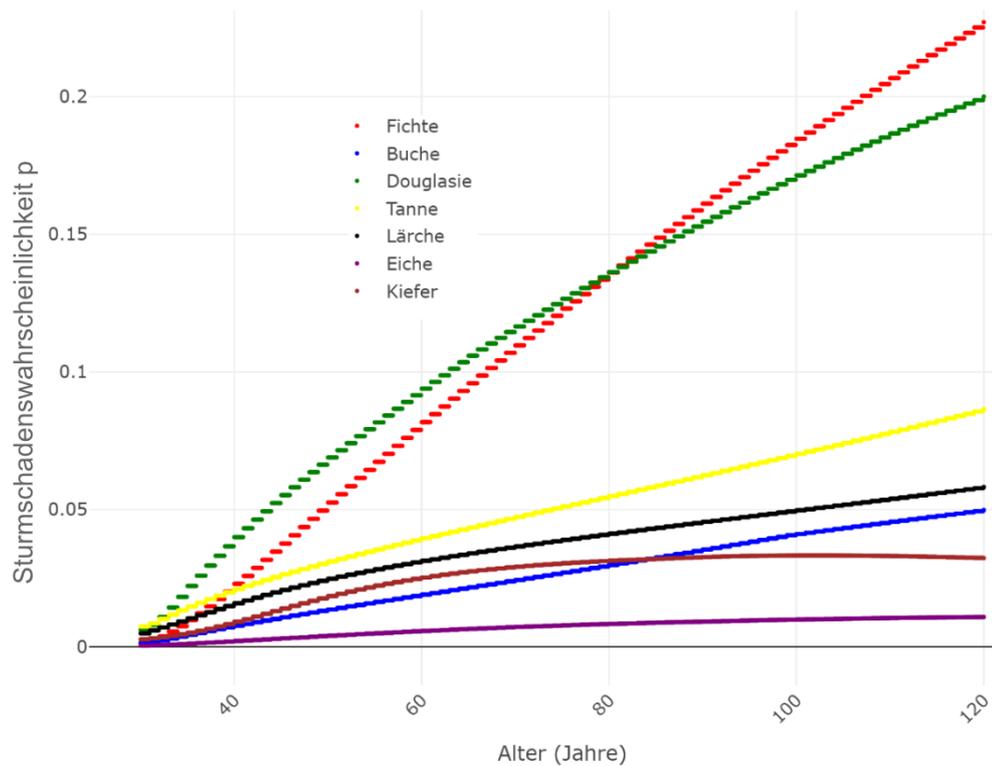


Abb. 28. Die Entwicklung der Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) als eine Funktion des Alters in Reinbeständen der Baumarten Fichte, Buche, Douglasie, Weißtanne, Lärche, Eiche und Kiefer in nicht durchforsteten Beständen unter Annahme des Wintersturmes Lothar an einem Waldstandort (Rechtswert: 346000; Hochwert: 5380000).

In Tabelle 4 werden mit Hilfe der Mann-Whitney U- und T-Tests die Unterschiede zwischen den vier *Topex*-Werten sowie den Rechts- und Hochwerten quantifiziert. Zwei der Koordinatentests zeigen keinen signifikanten Unterschied. Betrachtet man den Einfluss der Koordinaten auf p bei Schmidt et al. (2010) wird deutlich, dass die Variation des Einflusses der Koordinaten je nach analysiertem Standort unterschiedlich ist.

Tabelle 4. Ergebnisse der Mann-Whitney U- und T-Tests (P1, P2) bei einem Vergleich der Differenz von *Topex*, geographischen Koordinaten und zwei verschiedenen Durchmesser (25 cm, 35 cm) der Baumart Douglasie.

1_4, 14_29, 22_19 und 9_32 entsprechen den *Topex*-Werten des Modells (-400 und 400) und HW und RW entsprechen den Hoch- (5370000, 5390000) und Rechtswerten (3450000, 3470000) der modellierten Standorte.

Standort	U Test		T Test		
	U	P1	t	df	P2
1_4_400	4629	0.01107	3.5983	138.02	0.0004453
1_4_-400	2940	0.01107	-3.5168	141	0.000588
9_32_400	5180	2.68E-05	5.9945	107.19	2.79E-08
9_32_-400	2389	2.68E-05	-5.8927	113.11	3.99E-08
14_29_400	1864	7.51E-09	-7.9996	97.974	2.55E-12
14_29_-400	5705	7.51E-09	7.7886	92.201	9.78E-12
22_19_400	6170	7.04E-13	8.8168	87.473	1.02E-13
22_19_-400	1399	7.04E-13	-9.8908	91.87	3.93E-16
HW_5370000	5453	5.15E-07	6.9974	97.801	3.28E-10
HW_5390000	3988	0.5412	0.79275	169.88	0.429
RW_3450000	3401	0.249	-1.5272	164.61	0.1286
RW_3470000	2796	0.002942	-4.1516	132.78	5.87E-05

In der Tabelle 5 wurden Mann-Whitney U- und T-Tests benutzt, um die Unterschiede zwischen vier *Topex*-Werten und Hoch- und Rechtswerten, die *p* beeinflussen, zusammenzufassen. 1_4, 14_29, 22_19 und 9_32 entsprechen den *Topex*-Werten (-400, 400), *Doug_DBH* sind Durchmesserwerte (25 cm, 35 cm) und HW und RW entsprechen den Hoch- (5370000, 5390000) und Rechtswerten (3450000, 3470000) der untersuchten Standorte.

Tabelle 5. Mann-Whitney U- und T-Test-Ergebnisse (P1, P2), wenn *Topex* und geographische Koordinaten hinsichtlich einer signifikanten Differenz mit realen Bestandseingaben untersucht werden.

Größe	U test		T test		
	U	P1	t	df	P2
1_4_400	4629	0.01107	3.5983	138.02	0.0004453
1_4_-400	2940	0.01107	-3.5168	141	0.000588
9_32_400	5180	2.68E-05	5.9945	107.19	2.79E-08
9_32_-400	2389	2.68E-05	-5.8927	113.11	3.99E-08
14_29_400	1864	7.51E-09	-7.9996	97.974	2.55E-12
14_29_-400	5705	7.51E-09	7.7886	92.201	9.78E-12
22_19_400	6170	7.04E-13	8.8168	87.473	1.02E-13
22_19_-400	1399	7.04E-13	-9.8908	91.87	3.93E-16
HW_5370000	5453	5.15E-07	6.9974	97.801	3.28E-10
HW_5390000	3988	0.5412	0.79275	169.88	0.429
RW_3450000	3401	0.249	-1.5272	164.61	0.1286
RW_3470000	2796	0.002942	-4.1516	132.78	5.87E-05

In der Abbildung 29 wird eine Sensitivitätsanalyse gezeigt. Ein interessantes Ergebnis ist, dass wenn *BHD* bei der Baumart Douglasie zunimmt, p ansteigt, d. h. *BHD* wird von „Actual“ auf 35 cm (Doug_DBH_35) eingestellt. Selbst wenn *BHD* positiv zur Einzelbaumstabilität beiträgt, wird H in 3-PG_{mix} von *BHD* abgeleitet und daher nimmt H mit *BHD* zu und p steigt an. Bei „Doug_DBH_25“ ist das Gegenteil der Fall, *BHD* nimmt ab. Um die Auswirkung von Baummischungen im Modell 3-PG_{mix}-Lothar I zu zeigen, wurde nur *BHD* von Douglasie variiert und daher wurden die Ergebnisse von *BHD* und H von Fichte beeinflusst.

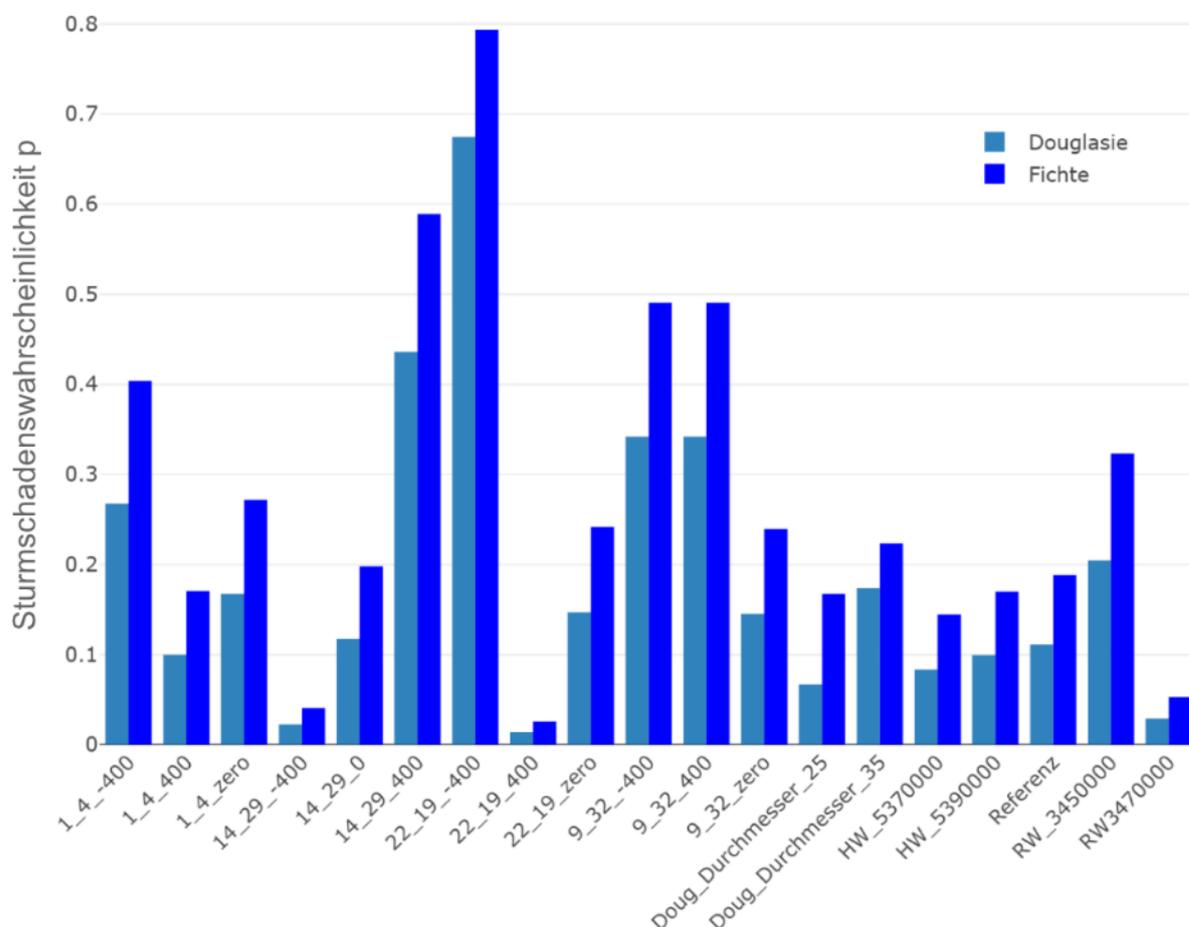


Abb. 29. Sensitivitätsanalyse der Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) der Baumarten Douglasie und Fichte in Mischung. „Actual“ ist das Risiko aus einer echten Simulation. Die vertikale Achse zeigt p für Douglasie und Fichte der geänderten Variablen 1_4, 14_29, 22_19 und 9_32 entsprechen den *Topex*-Werten -400, 0 und 400. Doug_DBH bezeichnet die Durchmesserwerte 25 und 35 cm. HW und RW entsprechen den Hoch- (5370000, 5390000) und Rechtswerten (3450000, 3470000) der modellierten Standorte.

In der Tabelle 6 wird p für eine simulierte Fichtenmonokultur mit verschiedenen Graden von Bodenfruchtbarkeit und Bodenwassergehalt verglichen. In diesem Fall gab es keine signifikanten p -Unterschiede. Ein plausibler Grund dafür wäre, dass Standorte in den Kalibrierungsdaten keine großen Abweichungen in Bodenfruchtbarkeit oder Bodenwassergehalt gezeigt haben, was auch regionsabhängig war.

Hanewinkel et al. (2014) deuten an, dass die Exposition, Himmelsrichtung, Hangneigung, Wasserhaushalt und Bodentextur Faktoren sind, die p beeinflussen können. Krisans et al. (2020b) zeigen für Fichte, dass der Bodentyp auch eine Bedeutung für das Sturmschadenrisiko hat, was sich allerdings nicht im Rahmen der MiStriKli-Analysen reproduzieren ließ.

Tabelle 6. Mann-Whitney U- und T-Test-Ergebnisse (P1, P2) für simulierte Fichtenmonokulturen (Fi 100 %), mit denen der Einfluss der Bodenfruchtbarkeit (Fert), des Bodenwassergehaltes (ASW) und des Bodentyps (Clay, Sandy Loam, Sandy) auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p) verglichen wurde.

Fichte	U test		T test		
	U	P1	t	df	P2
Fert0502	999672	0.7941	-0.37742	2833.3	0.7059
Fert0504	996048	0.6693	-0.72723	2831.4	0.4671
ASW200	1010692	0.8069	0.010785	2834	0.9914
ASW210	1010764	0.8043	0.021956	2834	0.9825
SWClay	1010476	0.8146	0.076402	2834	0.9391
SWSandyLoam	1000104	0.8094	-0.02141	2834	0.9829
SWSandy	1000104	0.8094	-0.025089	2834	0.98

3.3 Simulation der Waldentwicklung mit Berücksichtigung von Winterstürmen

Die Ergebnisse für die Simulationen mit Berücksichtigung von Winterstürmen werden am Beispiel von Buchenrein- und -mischbeständen mit eingemischter Fichte für vier Managementszenarien in der Abbildung 30 beispielhaft dargestellt. Ergebnisse für andere Baumartenmischungen wurden produziert und liegen bei den Projektpartnern vor. Im Allgemeinen zeigten sich bezogen auf den Volumenzuwachs die besten unter Wintersturmeinfluss erzielten Ergebnisse bei nicht durchforsteten Buchen- und Kiefernbeständen, gefolgt von konventionellen Managementstrategien bei der Buche. Dies steht im Kontrast zu den Simulationen ohne Wintersturmeinfluss, bei denen die Douglasie für alle vier Managementregime besser abschneidet als die anderen Mischbestände.

Unter Berücksichtigung des Wintersturmeinflusses schneidet die Douglasie im Reinbestand schlechter ab als alle anderen Baumarten und Baumartenmischungen. Unter Wintersturmeinfluss erbringt die Buche im Reinbestand eine zumindest gleichwertige oder höhere Leistung als Mischungen unter allen Behandlungsstrategien. Die Ausnahme hiervon ist die Nichtdurchforstungsstrategie, wenn Buche mit Kiefer oder Lärche gemischt ist, bei der das Volumen der Kiefer das höchste Volumen in Bezug auf den Wintersturmeinfluss erreicht. Wenn der Wintersturmeinfluss nicht berücksichtigt wird, ist die Buche in Mischung mit der Douglasie ohne Durchforstung das Managementregime mit der höchsten Volumenleistung.

Für die Fichtenbeimischung ist die Gesamtwuchsleistung für die intensiven Durchforstungsszenarien besser als die anderen Szenarien – hier ist das gesamte erreichte Volumen vergleichbar mit dem Buchenreinbestand. Dies führt jedoch zu kürzeren Umtriebszeiten (110 Jahre bei intensiver Durchforstung). Nach Donis et al. (2018) waren höhere Fichtenanteile mit höherem p verbunden. Felton et al. (2016) zeigen, dass Fichtenmischbestände mit einer zusätzlichen Baumart resistenter gegen Sturmschäden sind als Fichtenreinbestände.

Aus der Abbildung 30 geht jedoch auch hervor, dass in allen Bewirtschaftungsszenarien unter Wintersturmeinfluss – außer der intensiven Durchforstung – Buchen-Fichtenmischbestände bis zum Alter 80 Jahre ähnliche Volumenleistungen erbringen wie Buchenreinbestände, danach allerdings sinkt dieses erheblich. Die Buche ist eine Baumart mit geringem Sturmschadensrisiko, Mischungen mit Fichte können ähnliche Volumenleistungen wie Buchenreinbestände erbringen, allerdings nur bis zu einem gewissen Alter, weil dann p für Fichte stark ansteigt.

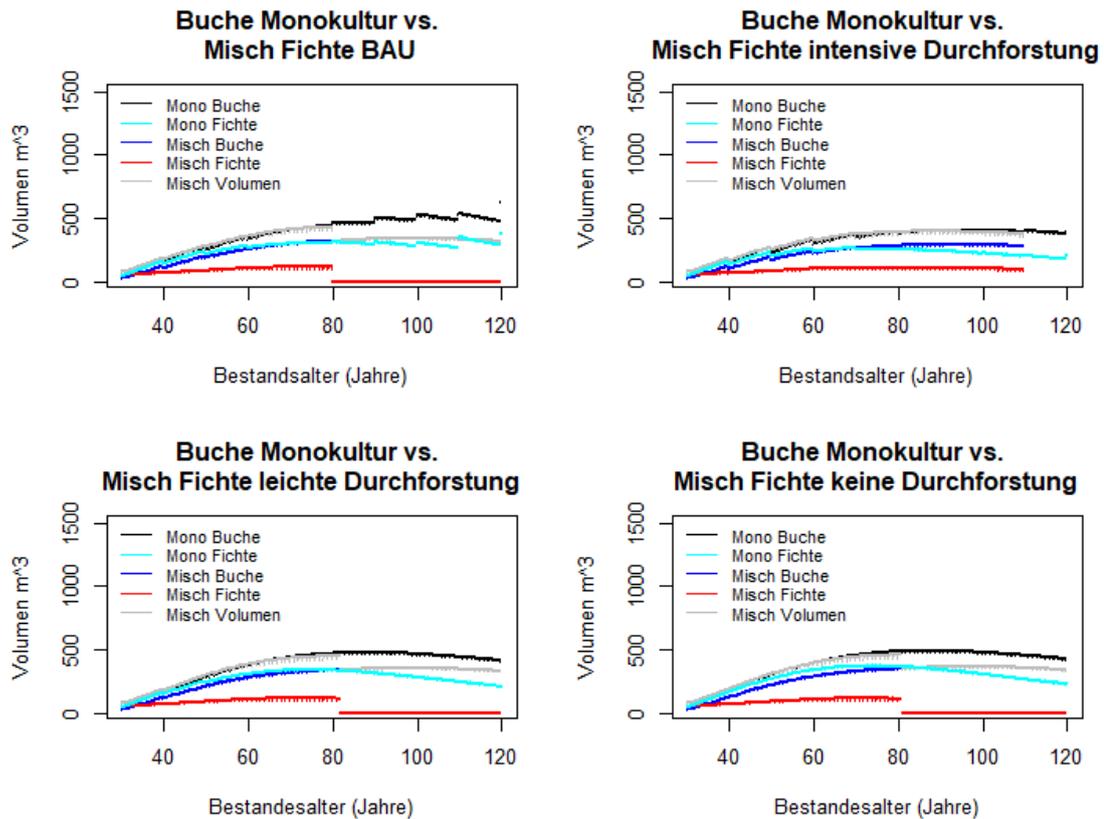


Abb. 30. Vergleich von vier Durchforstungsregimen unter Wintersturmeinfluss für Buchenrein- und -mischbestände mit Fichte. In allen vier Fällen wächst die Buche über 120 Jahre. In den Mischbeständen wurden die Strategien konventionelle (BAU), schwache (leichte) Durchforstung und keine Durchforstung für den Zyklus von 120 Jahren simuliert. Die starke Durchforstung wurde für 110 Jahre simuliert. Im Alter 110 Jahre erreichen hier die Mischung und der Reinbestand ein ähnliches Vorratsniveau. Für das Regime ohne Durchforstung erreicht der Buchenreinbestand 414 Vfm/ha und die Mischung 329 Vfm/ha.

3.4 Ökonomische Effekte der Behandlungsstrategien

In der Abbildung 31 werden Fichten- und Buchenreinbestände in einer 50 %-Mischung mit der gleichen Gesamtstammzahl verglichen. Aus ökonomischer Sicht sind – ohne Wintersturmeinfluss – Fichtenreinbestände bis zum Alter 80 Jahre die beste Variante. Buchenbestände werden ab dem Alter 100 Jahre bei der Variante intensive Durchforstung ähnlich profitabel wie Fichtenbestände und übertreffen diese sogar ab dem Alter 110 Jahre.

Die dargestellten Mischbestände liegen bis zum Alter 80 Jahre zunächst zwischen Buchen- und Fichtenreinbeständen und übertreffen – mit Ausnahme der unbewirtschafteten Variante – ab dem Alter 90 Jahre die Fichtenreinbestände aufgrund der Kombination von hohen Durchmessern bei der Buche und hohem Stammholzvolumen bei der Fichte. Buche ist generell die ökonomisch am wenigsten profitable Baumart, mit Ausnahme der letzten 20 Jahre bei intensiver Durchforstung. Die aus ökonomischer Sicht mit Abstand schlechteste Variante, die in Bezug auf KW zu jedem Zeitpunkt den geringsten Wert aufweist, ist die nicht durchforstete Buchenreinbestandsvariante.

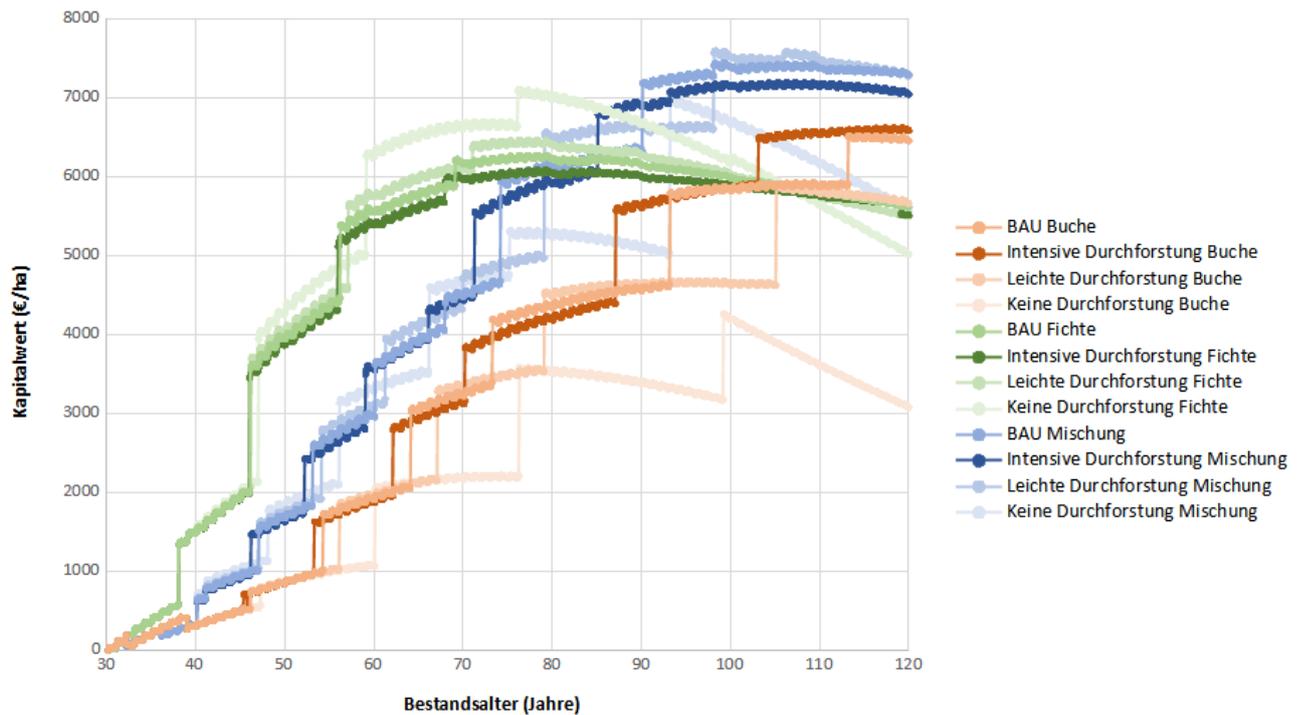


Abb. 31. Entwicklung des Kapitalwertes (*KW*) als Funktion des Bestandesalters für die Baumarten Fichte, Buche, und Bu/Fi-Mischungen für die Behandlungsvarianten konventionelle (BAU), intensive, schwache (leichte) und keine Durchforstung. Starke vertikale *KW*-Veränderungen ergeben sich durch Brüche in den Durchmesserklassen.

Die Abbildung 32 zeigt die *KW*-Entwicklung pro ha mit dem Bestandesalter unter Wintersturmeinfluss. Alle Behandlungsvarianten des Fichtenreinbestandes zeigen die höchste Profitabilität in Bezug auf den *KW* bis zum Alter 70 Jahre. Die Fichtenvarianten liegen bis dahin recht eng zusammen, mit einem Maximalwert von knapp über 5000 €/ha bei der nicht durchforsteten Variante im Alter 58 Jahre. Allerdings sinkt diese Variante dann bis zum Ende der Umtriebszeit stark ab und wird ab dem Alter 100 Jahre die am wenigsten profitable Variante, gefolgt von der schwachen Durchforstung.

Im Gegensatz dazu ist die intensive Durchforstungsvariante bei der Buche diejenige mit dem geringsten *KW* bis zum Alter 70 Jahre, wird dann aber bis zum Ende der Umtriebszeit die profitabelste Variante. Die Mischbestandsstrategien bleiben bis zum Alter 80 Jahre in der Profitabilität zwischen den Fichten- und Buchenmanagementstrategien, danach hängt die Höhe des *KW* stärker von der Managementstrategie und weniger von der Baumartenzusammensetzung ab. Die stark durchforsteten Fichten-, die schwach durchforsteten Buchen- und die Mischbestandsstrategien liegen dann in einem ähnlichen *KW*-Bereich (2000 bis 2500 €/ha) bis zum Alter 120 Jahre. Die konventionelle Durchforstungsvariante bei der Buche liegt ab dem Alter 110 Jahre auf einem ähnlichen Niveau wie die intensiv durchforstete Variante.

Die intensiver bewirtschafteten Varianten bei der Fichte und die Mischbestandsstrategien haben über die gesamte Umtriebszeit betrachtet ein höheres Profitabilitätsniveau verglichen mit der Buche. Allerdings beginnen mit dem Alter 85 Jahre die intensiver bewirtschafteten Buchenreinbestandesvarianten aufzuholen und erreichen am Ende unter Wintersturmeinfluss die höchsten Werte.

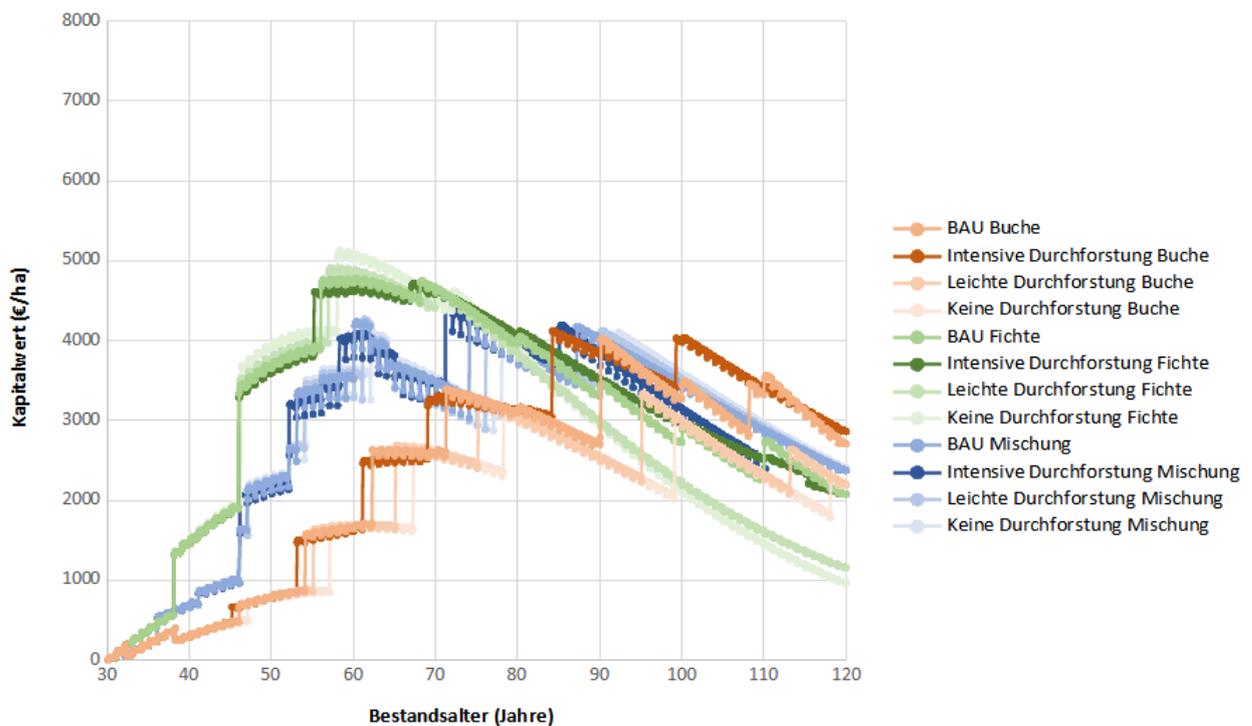


Abb. 32. Entwicklung des Kapitalwertes (KW) als Funktion des Bestandesalters für die Baumarten Fichte, Buche und Bu/Fi-Mischungen für konventionelle (BAU), intensive, schwache (leichte) und keine Durchforstung unter Berücksichtigung der Wintersturmgefährdung (p). Vertikale KW -Veränderungen ergeben sich durch Brüche in den Durchmesserklassen. Abrupte KW -Absenkungen ergeben sich durch den p -Einfluss.

Vergleicht man die Abbildungen 31 und 32, so zeigen die Fichtenreinbestände bis zum Alter 60 Jahre einen ähnlichen Verlauf, danach steigen sie allerdings ohne p -Berücksichtigung weiter an, während bei den p -beeinflussten Fichtenbeständen KW danach absinkt.

Für die Buchenreinbestände zeigt sich bis zum Alter 70 Jahre ein kontinuierlicher KW -Anstieg in beiden Abbildungen, danach zeigen die wintersturmbeeinflussten Buchenreinbestände eher ein KW -Abfall, während die Buchenbestände ohne Sturmgefährdungseinfluss weiter kontinuierlich ansteigen. Einen ähnlichen Verlauf nehmen die Mischbestände, allerdings endet der Anstieg bei den Varianten unter Sturmgefährdung bereits im Alter 60 Jahre. Ohne Sturmgefährdungseinfluss steigen auch die Kapitalwerte in den Mischbeständen deutlich mit dem Alter und erreichen zwischen 100 und 110 Jahren ein Maximum von über 7000 €/ha für die Varianten konventionelle und schwache Durchforstung. Berücksichtigt man die Wintersturmgefährdung, dann werden die höchsten KW -Werte bei den Fichtenreinbeständen im Bereich von 5000 €/ha erreicht.

Am Ende der Umtriebszeit von 120 Jahren werden die höchsten KW -Werte für die Varianten ohne Berücksichtigung von Winterstürmen in den Mischbeständen mit nahezu 7500 €/ha bei schwacher Durchforstung erreicht, während hier die nicht durchforsteten Buchenbestände lediglich rund 3000 €/ha erbringen. Wird jedoch die Wintersturmgefährdung berücksichtigt, so sind die nicht durchforsteten Fichtenbestände im Alter 120 Jahre mit knapp 1000 €/ha die am wenigsten profitablen, während die höchsten Kapitalwerte mit rund 2900 €/ha bei den stark durchforsteten Buchenbeständen erreicht werden.

Daher sind unter dem Einfluss von Sturmgefährdung kurzumtriebige Fichtenreinbestände am profitabelsten – hier spielt die Behandlungsstrategie eine untergeordnete Rolle. Lässt man allerdings Fichtenbestände unter dem Einfluss von Winterstürmen bis zum Ende der Umtriebszeit wachsen, so sind stark und konventionell durchforstete Bestände deutlich profitabler als schwach oder gar nicht durchforstete Bestände.

Mischbestände liefern unter dem Einfluss der Sturmgefährdung bis zum Alter 70 Jahre geringere Kapitalwerte als Fichtenreinbestände, sind allerdings bis zu diesem Alter immer noch deutlich profitabler als Buchenreinbestände, dies ändert sich allerdings ab dem Alter 85 Jahre, ab dem die Buchenreinbestände unter Sturmgefährdung profitabler sind als Misch- und Fichtenreinbestände. Mischbestände unter Wintersturmeinfluss sind ebenfalls in Bezug auf *KW* im Alter ab etwa 85 Jahren deutlich profitabler als schwach oder nicht durchforstete Fichtenreinbestände.

Arbeitspaket 4

1. Ziel und Gegenstand

In AP4 wurde ein naturschutzfachlich-waldökologisches Bewertungssystem entwickelt, um die Auswirkungen verschiedener Waldbehandlungsstrategien zur Minimierung der negativen Auswirkungen des Sturm- und Schadensrisikos im Hinblick auf Waldbestände, ihre Struktur und die Behandlung von Störungsflächen einzuschätzen. Zur Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung der Behandlung von entstandenen Störungsflächen wurde eine Literaturrecherche durchgeführt und mögliche Auswirkungen auf die Biodiversität im Wald abgeschätzt.

Gegenstand der naturschutzfachlichen Bewertung sind die auf Baumartenebene entwickelten *WETs*. Die *WETs* wurden im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit bewertet. Für die naturschutzfachliche Bewertung der Waldstruktur war die Naturnähe entscheidend. Eine ausführliche Beschreibung der Methodik der naturschutzfachlichen Bewertung der Schutzgüter der Biodiversität sowie der *WET* wurde in Demant et al. (2020) und Demant (2022) veröffentlicht.

Ein wichtiger Maßstab, um die Naturnähe von Wäldern einschätzen zu können, ist das natürliche Störungsregime (Meyer und Ammer, 2019), welches anhand der Wiederkehrzeiten verschieden großer sturmbedingter Störungsflächen beschrieben werden kann (Seymour et al., 2002). Dafür wurden in Niedersächsischen Naturwäldern (NW) Luftbildzeitreihen untersucht, um die natürliche Lückendynamik zu beschreiben und damit Rückschlüsse auf ein mögliches natürliches Störungsregime in mitteleuropäischen Wäldern ziehen zu können.

Darüber hinaus wurde vor dem Hintergrund der klimatischen Herausforderungen und Unsicherheiten eine mögliche zukünftige Trendentwicklung des Erhaltungszustands von Waldlebensraumtypen abgeschätzt. Dafür wurde die natürliche Entwicklung der Erhaltungszustände der 13 deutschlandweit relevantesten Waldlebensraumtypen unter Klimawandelbedingungen durch Hypothesen eingeschätzt und eine naturraumtypische Biodiversität diskutiert und begründet.

2. Methodik

2.1 Naturschutzfachliche Bewertung der Waldbestände

Die auf Baumartenebene entwickelten *WETs* wurden im Hinblick auf ihre naturschutzfachliche Wertigkeit nach Demant et al. (2020) bewertet. Dort wird vorgeschlagen, Waldbiotoptypen (*WBT*) hinsichtlich ihrer Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit in Form einer Ordinalskala zu bewerten. Die Wertstufen der Schutzbedürftigkeit wurden aus der Roten Liste der Waldbiotoptypen (Finck et al., 2017) abgeleitet und in ein sechsstufiges Bewertungssystem (0 bis 5, keine bis sehr hohe Schutzbedürftigkeit) übersetzt.

Die Bewertung der Schutzwürdigkeit erfolgte anhand der Habitatkontinuität (*HK*). Das bedeutet, dass die Schutzwürdigkeit mit dem Zeitraum, seit dem ein Schutzgut existiert, ansteigt. Bereits lange existierende Schutzgüter haben eine hohe naturraumtypische Biodiversität ausgebildet, während jüngere Ökosysteme (Hobbs et al., 2009) i. d. R. kaum spezialisierte Lebensgemeinschaften beherbergen (Hobbs et al., 2013; Radeloff et al., 2015). Bei der Bewertung der Schutzwürdigkeit besteht eine Analogie zur Bewertung von Kulturgütern, für die das Alter ebenfalls ein anerkannter Bewertungsmaßstab ist. Weitere Bewertungskriterien für die Schutzwürdigkeit waren der angenommene quantitative (absolute Artenzahl) und qualitative (relativ zu einem gewünschten Referenzzustand) Beitrag eines Schutzgutes zum Artenpool einer Naturlandschaft. Die Schutzwürdigkeit wurde ebenfalls in sechs ordinale Wertstufen eingeteilt (*HK*-Wert).

Der Naturschutzwert (*NSW*) ergibt sich aus der Berechnung des Mittelwertes der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit auf sechs ordinale Wertstufen (0 bis 5, kein bis sehr hoher Naturschutzwert).

Da die zugrundeliegenden naturschutzfachlichen *WBT*-Bewertungseinheiten für Deutschland nicht räumlich explizit verfügbar sind, wurde ein flächiges Bezugssystem benötigt. Hierfür wurde die potenzielle natürliche Vegetation (*pnV*) verwendet (Tüxen, 1956), die für Deutschland flächendeckend im Maßstab 1:5000000 vorliegt (Suck et al., 2014). Die *pnV*-Klassifizierung beschreibt den aktualistisch-hypothetischen natürlichen Klimax- oder Reifezustand von Vegetationseinheiten, den ein Standort ohne menschlichen Einfluss schlagartig aufweisen könnte. Sie kann als finales Sukzessionsstadium der Vegetation auf der Grundlage real existierender Vegetationseinheiten aufgefasst werden, wobei künftige menschliche Einflüsse oder die Auswirkungen des zukünftigen Klimawandels ausgeschlossen sind (Chiarucci et al., 2010).

Die *pnV*-Karte von Suck et al. (2014) ist in verschiedene Hierarchieebenen unterteilt. Da *WBT* nicht unmittelbar mit den Einheiten der unteren *pnV*-Hierarchieebenen kompatibel sind, wurde die Bewertung auf der Ebene der vereinfachten natürlichen Waldtypen (*NWT*) von Meyer und Engel (2016) durchgeführt. Diese stellen eine Übersetzung des zweiten und dritten Levels der *pnV*-Einheiten dar, die sowohl den *WBT* von Finck et al. (2017) als auch den natürlichen Waldgesellschaften der Bundeswaldinventur zugeordnet werden können. Als Ergebnis dieser Zuordnung liegt nun eine für Deutschland flächendeckende naturschutzfachliche *WBT*-Bewertung vor (Abbildung 33 und Tabelle 7).

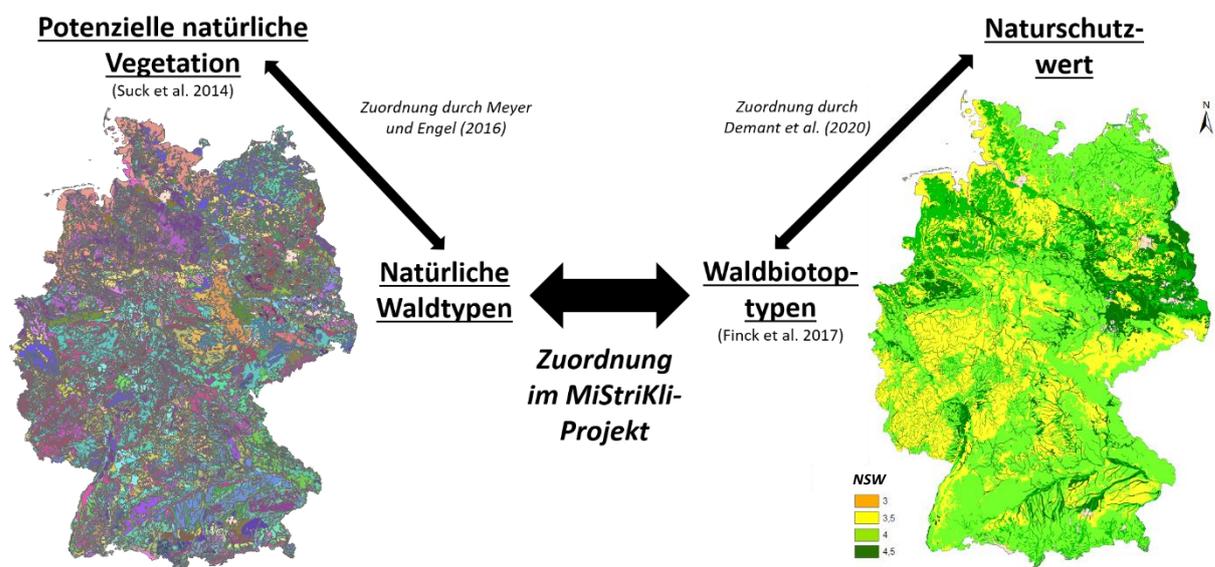


Abb. 33. Schematische Darstellung der Verknüpfungs- und Zuordnungsschritte der potenziellen natürlichen Vegetation (*pnV*) zu den natürlichen Waldtypen (*NWT*) und Waldbiototypen (*WBT*) mit einem räumlich expliziten Naturschutzwert (*NSW*) für ganz Deutschland.

Im nächsten Schritt wurden für die einzelnen *WETs* Gewichtungsfaktoren berechnet. Mit Hilfe der *HK*-Werte wurde der Anteil des bei einer bestimmten Baumartenkombination tatsächlich realisierten naturschutzfachlichen Wert eines natürlichen Biototyps berechnet (Tabelle 8). Als Grundregeln wurden festgelegt:

1. Alle autochthonen Baumarten, die zu einem *WBT* und seinen Sukzessionsstadien zählen, führen zu keiner Reduktion des maximalen NSW_{WBT} -Wertes.
2. Mitteleuropäische Baumarten, die sich außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes befinden, reduzieren NSW_{WBT} um bis zu 75 %.
3. Eingeführte Baumarten reduzieren NSW_{WBT} um 100 %.

Tabelle 7. Zuordnung der natürlichen Waldtypen (*NWT*) und Waldbiotoptypen (*WBT*) zum *WBT*-bezogenen Naturschutzwert (NSW_{WBT}).

ID	<i>NWT</i>	<i>WBT</i>	NSW_{WBT}
1	Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis feuchter Standorte (Eichen-Hainbuchenwälder frisch)	Eichen-Hainbuchenwälder staunasser bis frischer Standorte	4.5
2	Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Kiefernwälder)	Eichenwald feuchter bis frischer Standorte	4.0
3	Buchenwälder mäßig basenreicher Standorte (Buchenwälder mäßig arm)	Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte	3.5
4	Buchenwälder bodensaurer Standorte (Buchenwälder arm)	Bodensaurer Buchenwald der planaren bis submontanen Stufe	3.0
5	Buchenwälder basen-kalkreicher Standorte (Buchenwälder reich)	Buchen(misch)wälder frischer, basenreicher Standorte	3.5
6	Buchenwälder bodensaurer Standorte (Buchenwälder arm)	Montaner Buchen-Tannenwald basenarmer Standorte	3.5
7	Buchenwälder bodensaurer Standorte (Buchenwälder arm)	Montaner Buchen-Tannen-Fichtenwald basenarmer Standorte	3.5
8	Buchenwälder basen-kalkreicher Standorte (Buchenwälder reich)	Montaner Buchen-Tannen-Fichtenwald basenreicher Standorte	3.5
9	Eichen-Hainbuchenwälder trocken-warmer Standorte (Eichen-Hainbuchenwälder trocken)	Trockene Eichen-Hainbuchenwälder	4.5
10	Buchenwälder basen-kalkreicher Standorte (Buchenwälder reich)	Seggen-Buchenwald (Orchideen-Buchenwald)	4.0
11	Eichenwälder trocken-warmer bodensaurer Standorte (Eichenmischwälder trocken/arm)	Eichen-Trockenwald basenarmer Standorte	3.0
12	Eichenmischwälder trocken-warmer basenreicher Standorte (Eichenmischwälder trocken/reich)	Eichen-Trockenwald basenreicher Standorte	4.0
13	Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Kiefernwälder)	Trockene Sand-Kiefernwald basenarmer Standorte	4.0
14	Buchenwälder bodensaurer Standorte (Buchenwälder arm)	Montaner Fichten-Blockschuttwald	3.5
15	Tannenwälder	Montaner Tannen-Fichten-Buchenwald (Nadelbaumanteil > 50%)	3.5
16	Fichtenwälder (Fichtenwälder hoch)	Autochthone Fichten-Tannenwälder der planaren und kollinen Stufe	4.0
17	Birken-Eichenwälder frischer bis feuchter Standorte (Birken-Eichenwälder frisch)	Birken-Eichenwald feuchter Standorte	4.0
18	Erlen-Sumpf- und Bruchwälder (Sumpf- und Bruchwälder)	Fließgewässerbegleitende Erlen- und Eschenwälder	3.0
19	Weiden-Auenwälder (keine gesonderte Kurzform)	Weichholzaunenwälder	4.0
20	Erlen-Ulmen-Auen- und Feuchtwälder (Auen- und Feuchtwälder)	Hartholzaunenwälder	4.0
21	Erlen-Sumpf- und Bruchwälder (Sumpf- und Bruchwälder)	Erlenbruchwälder nährstoffreicherer Standorte	4.0
22	Moorwälder (keine gesonderte Kurzform)	Birken-Moorwälder	4.0
23	Moorwälder (keine gesonderte Kurzform)	Moorwälder (Nadelwälder)	4.0

Grundlage für die naturschutzfachliche *WET*-Bewertung war auch hier *HK*, mit der die Nähe zum natürlichen Verbreitungsgebiet, die *WBT*-Zugehörigkeit und ihre Sukzessionsstadien bewertet wurden. Den höchsten örtlich möglichen NSW_{WBT} -Wert erhielten Waldbestände, wenn die Baumarten sowohl autochthon als auch ein natürlicher Bestandteil des spezifischen Waldbiotoptyps einschließlich seiner Sukzessionsstadien waren. Befindet sich eine Baumart innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets, ist jedoch weder Teil der Waldbiotoptypenheit noch eine Sukzessionsbaumart, wurde der NSW_{WBT} um 50 % reduziert. Dies gilt bei einer europäischen Baumart außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes, die somit nicht dem Waldbiotoptyp angehört, aber als Sukzessionsbaumart eingestuft wird. Ist jedoch auch diese letzte Bedingung nicht erfüllt, wird NSW_{WBT} um 75 % reduziert.

Tabelle 8. Habitatkontinuität (*HK*) und deren Gewichtung im Rahmen der naturschutzfachlichen Bewertung von Waldentwicklungstypen (*WET*) zugehörigen Baumarten.

Kriterien	<i>HK</i>
Baumart ist Bestandteil des natürlichen Waldbiotoptyps und seiner natürlichen Sukzessionsstadien	1.00
Baumart befindet sich in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ist aber weder Bestandteil des natürlichen Waldbiotoptyps noch seiner natürlichen Sukzessionsstadien	0.50
Europäisch verbreitete Klimaxbaumart, die sich aber außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes befindet	0.50
Europäisch verbreitete Sukzessionsbaumart, die sich aber außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes befindet	0.25
Außereuropäische eingeführte Baumart	0.00

Ein weiteres Bewertungskriterium war die *WET*-Ausprägung (TA_{WET}) der Vegetationsform. Ist die *WET*-Baumartenzusammensetzung unvollständig, wurde der Naturschutzwert eines *WET* (NSW_{WET}) um 25 % auf 75 % reduziert. Wird beispielsweise auf einem Standort, dessen *WBT* einem montanen Bu/Ta/Fi-Wald entspricht, ein *WET* mit 100 % Buche geplant, fehlen folglich Weißtanne und Fichte, was zu einer *NSW*-Minderung um 25 % führt. Abschließend wurde der *WET*-spezifische Baumartenanteil (s_i) in die NSW_{WET} -Berechnung einbezogen:

$$NSW_{WET} = NSW_{WBT} \cdot TA_{WET} \cdot \left(\sum_{i=1}^n s_i \cdot HK \right) \quad (5)$$

Dabei ist NSW_{WET} der naturschutzfachliche Wert eines *WET*, s_i ist der *WET*-Anteil einer Baumart i , *HK* ist der Gewichtungsfaktor für Habitatkontinuität und TA_{WET} der Gewichtungsfaktor für die typische *WET*-Ausprägung.

Die naturschutzfachliche *WET*-Bewertung ist in der Abbildung 34 für drei Transekte mit 9438 Rasterzellen dargestellt. Zusätzlich wurde die naturschutzfachliche Bewertung anhand von zwei räumlich begrenzten Transekten im Harz und im Schwarzwald exemplarisch durchgeführt.

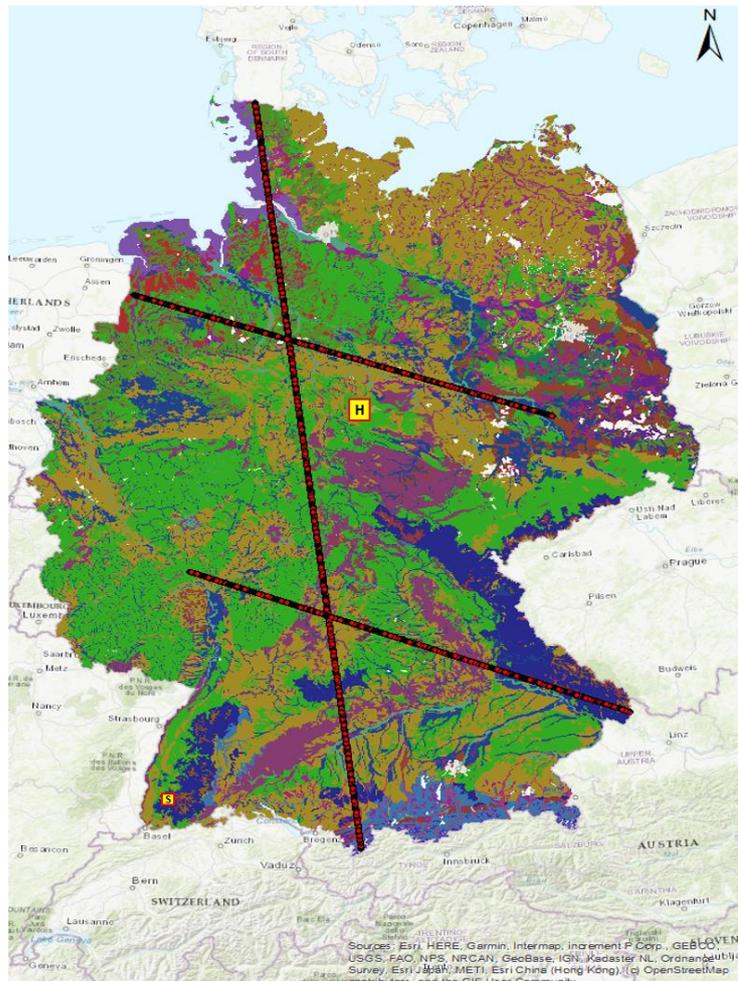


Abb. 34. Transekte zur naturschutzfachlichen *WET*-Bewertung von 9438 Rasterzellen in Nord-Süd- und Ost-West-Richtung in Deutschland (rote Punkte) und zwei räumlich begrenzten Transekten im Harz (H) und im Schwarzwald (S). Waldbiotoptypen (*WBT*) sind in verschiedenen Farben dargestellt.

2.2 Naturschutzfachliche Bewertung des Nutzungsregimes

Natürliche und anthropogene Störungen sind zeitlich und räumlich diskrete Ereignisse, die zum Verlust von lebender Biomasse führen und die Verfügbarkeit von Ressourcen in Lebensgemeinschaften mehr oder weniger schlagartig verändern. Das Störungsregime beschreibt das räumliche und zeitliche Zusammenspiel aller in einer Landschaft auftretenden Störungen und deren Interaktionen. In Mitteleuropa sind die wichtigsten natürlichen Störungsursachen Sturm, Insekten und Feuer (Schelhaas et al., 2003; Seidl et al., 2011).

Auch die Art, Intensität (Frequenz) und Stärke der forstlichen Nutzung kann als ein (anthropogenes) Störungsregime aufgefasst werden. Daher lässt sich der Grad der Übereinstimmung zwischen natürlichen und forstlichen Störungen als Maßstab für die Naturnähe der Waldbehandlung und damit zur naturschutzfachlichen Bewertung heranziehen.

Diesen Ansatz haben Seymour et al. (2002) erstmals für den Nordosten Nordamerikas operationalisiert, indem sie die Wiederkehrzeiten verschieden großer Störungsflächen an der gleichen Lokalität (Turnover) zwischen Nutzungssystemen und natürlichen Wäldern verglichen haben (Abbildung 35). Sie können zeigen, dass die Wiederkehrzeiten natürlicher Störungsflächen mit ihrer Größe ansteigen. Eine naturnahe Waldbewirtschaftung ist dadurch gekennzeichnet, dass sich die Pflege- und Ernteeingriffe innerhalb des Möglichkeitsraums des natürlichen Störungsregimes im Sinne der Wiederkehr und Größe der Hiebsflächen bewegen.

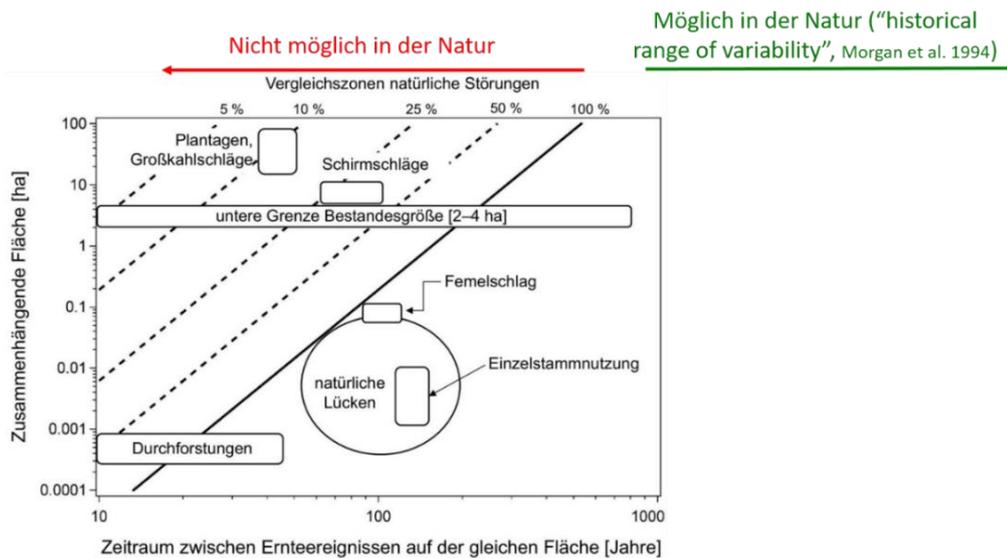


Abb. 35. Wiederkehrzeiten der durch verschiedene Hiebsformen verursachten Störungen im Vergleich zu natürlichen Störungen für die sommergrünen Laubwälder im Nordosten der USA (angepasst nach Meyer und Ammer, 2019; verändert nach Seymour et al., 2002).

Der Bewertungsrahmen für die natürlichen Wiederkehrzeiten und Störungsflächengrößen in Mitteleuropa wurde zum einen aus Luftbildzeitreihen in 15 niedersächsischen Buchen- und Buchenmisch-Naturwäldern, die seit Anfang der 1970er Jahre nicht mehr bewirtschaftet worden sind, abgeleitet. Zum anderen wurden die Ergebnisse der Störungsflächenkartierung des größten mitteleuropäischen Buchen-Urwaldgebietes „Uholka-Shyrokyi Luh“ (USL, Hobi et al., 2015) einbezogen.

Diese Ergänzung wurde für erforderlich gehalten, weil die Walddynamik in Naturwäldern durch ihre vorherige Nutzungsgeschichte stark geprägt sein kann. Insbesondere Buchen-Naturwälder zeigen in den ersten Jahrzehnten nach ihrer Ausweisung i. d. R. eine gerichtete eigendynamische Entwicklung, die durch eine Akkumulation von Biomasse und eine vergleichsweise geringen Störungsrate gekennzeichnet ist (Meyer und Schmidt, 2011). Hingegen konnte für USL im Zuge einer wiederholten Stichprobeninventur ein weitgehendes Fließgleichgewicht der Bestandesdichte belegt werden (Stillhard et al., 2022). Die für die Berechnung der Wiederkehrzeit notwendige Gleichgewichtsannahme erscheint daher für USL gerechtfertigt.

Die zur Verfügung stehenden Datenquellen schränken den Geltungsbereich der Untersuchungen auf mitteleuropäische Buchen- und Buchenmischwälder ein. Die Referenzuntersuchung von Seymour et al. (2002) im Nordosten Nordamerikas (NON) bezieht sich zwar auch auf temperate Laub- und Laubmischwälder, allerdings mit einem deutlich größeren Geltungsbereich. Durch den Vergleich zwischen den Modellen für die mitteleuropäischen Buchen- und Buchenmischwaldsysteme mit dem Modell für NON konnte geprüft werden, ob die Regionen Nordost-Nordamerika und Mitteleuropa ein vergleichbares Störungsregime aufweisen und damit ein überregional gültiger naturschutzfachlicher Bewertungsrahmen für das Nutzungsregime angesetzt werden kann. Diese Frage wurde zusätzlich aus dem Blickwinkel des Sturmregimes beleuchtet, indem der Jahresverlauf von stündlichen Windgeschwindigkeitswerten mit einer 10-jährigen Wiederkehrzeit in Nordamerika und Europa durch AP 1 modelliert wurde (Jung et al., 2022).

Bei den ausgewählten Naturwäldern handelt es sich um buchendominierte Bestände in einem Alter von größer als 100 Jahren mit einem Verbreitungsschwerpunkt im südlichen bis mittleren Niedersachsen (Abbildung 36). Die Luftbildzeitreihen decken durchschnittlich einen Zeitraum von 42 Jahren ab (1970er bis 2010er Jahre). Die Größe der Untersuchungsgebiete schwankt zwischen 4 und 25 ha (Tabelle 9).

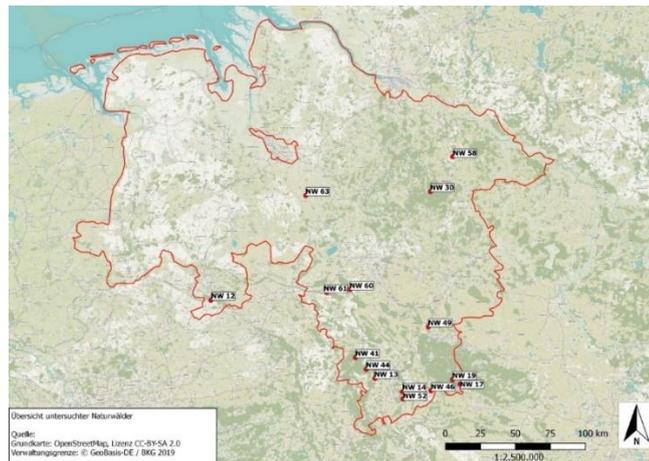


Abb. 36. Lage und Kennzeichnung der untersuchten Naturwälder (NW) in Niedersachsen.

In den untersuchten Naturwäldern wurde die zeitliche Entwicklung von Kronenlücken unterschiedlicher Größenklassen untersucht. Die Klassenbreiten orientierten sich an der Anzahl der ausgefallenen herrschenden bis mitherrschenden Bäume (1 ausgefallener Baum: Lückenklasse 1; 2 ausgefallene Bäume: Lückenklasse 2; 6-10 ausgefallene Bäume: Lückenklasse 10; 11-20 ausgefallene Bäume: Lückenklasse 20; 21-30 ausgefallene Bäume: Lückenklasse 30).

Für jede Lücke wurde je Untersuchungsperiode zwischen vollständigem Lückenschluss, Bildung einer neuen Lücke, Verkleinerung, Vergrößerung, Aufteilung und Vereinigung mit benachbarten Lücken unterschieden. Erklärende Variablen für die Lückendynamik wurden aus der Forsteinrichtung (herrschende Baumarten, Alter der herrschenden Baumarten) und einem digitalen Geländemodell (Exposition, Inklination) abgeleitet. Zudem wurde die Dauer der Nutzungsaufgabe recherchiert.

Tabelle 9. Kennzeichen von 15 niedersächsischen Naturwäldern (NW), Größe, Jahr der Naturwaldausweisung, kartierte Luftbildjahrgänge und Zeiträume, für die Luftbilder vorliegen.

NW	Nr.	Größe (ha)	Ausweisungs-jahr	Untersuchungsperiode										Zeitraum
				69-74	75-79	80-84	85-89	90-94	95-99	00-04	05-09	10-14	15-19	
Großer Freeden	12	25.3	1972		1975	1985	1995			2002	2007	2012		37
Burckhardt	13	4.2	1969		1977	1982	1989		1999		2007	2010		39
Hünstollen	14	5.3	1972	1972			1988	1991	1999		2008		2019	47
Großer Staufenberg	17	24.3	1972	1971	1979		1988	1993	1999		2007	2011	2019	48
Stöberhai	19	11.24	1972	1969	1979	1983		1993	2000	2006	2008	2012	2018	49
Lüßberg	30	19.97	1974		1977		1986	1990	2001	2004	2009	2014	2019	42
Vogelherd	41	10.15	1972			1982	1989		1999	2004		2010	2016	34
Limker Strang	44	20.04	1972			1982	1989	1992	2000	2004	2009	2014	2019	37
Königsbuche	46	12.16	1972	1969	1979		1988	1993	1997	2003	2008		2018	49
Haringer Berg	49	19.1	1972	1972		1983		1993	1998	2001		2011	2019	47
Fuchslöcher	52	23.5	1974	1972	1979		1988		1999		2008		2018	46
Lohn	58	7.13	1974	1970	1977			1992	2002	2005	2009		2015	45
Meinsberg	60	12.82	1973					1991		2001	2008		2017	26
Schrabstein	61	6.32	1974	1973	1979	1983		1992	1998		2007		2017	44
Burckhardtshöhe	63	13.34	1974		1977		1987	1992	1997	2003	2007		2017	40

Um die Wiederkehrzeit von Störungen und deren Flächengröße zu vergleichen und zur weiteren Bearbeitung und Analyse der kartierten Daten war eine Umwandlung der Punktdaten (Lückenklassen) in Flächendaten notwendig. Dafür wurde zusätzlich die Breite von 20 Baumkronen pro Luftbildjahrgang und Naturwald gemessen. Aus der durchschnittlichen Kronenbreite wurde die Kronenschirmfläche abgeleitet und eine mittlere Kronenschirmfläche der mitherrschenden bis herrschenden Bäume pro Luftbildjahrgang errechnet. Um die genaue Lückenfläche zu erhalten, wurde die Kronenschirmfläche mit der Lückenklasse multipliziert, wobei Lücken ab der Lückenklasse 10 mit der Klassenmitte multipliziert wurden. Diese Lückengröße wurde dann für alle weiteren Auswertungen verwendet. In der Tabelle 10 sind beispielhaft die relevanten Daten sowie die Entwicklung einer Lückenfläche in einem Naturwald dargestellt.

Tabelle 10. Beispielhafte Entwicklung der Kronenschirmfläche und Lückengröße im Naturwald 12 (NW12) im Westen Niedersachsens.

Jahr	Lückenklasse	Kronenschirmfläche (m ²)	Lückengröße (m ²)
1975	0	27.96	0
1985	1	47.12	47.12
1995	1	49.31	47.12
2002	3	50.22	147.55
2007	1	55.86	50.22
2012	1	55.07	50.22

In der Abbildung 37 sind die für den Naturwald „Limker Strang“ kartierten Luftbilder beispielhaft dargestellt. Es wurden acht Luftbilder von 1982 bis 2019 aufgenommen. Die Lücken wurden in einem Geographischen Informationssystem als Punkte aufgenommen. Die Lückengröße wurde dabei gutachterlich eingeschätzt. Ungefähr die Hälfte der Lückenkartierung wurde im Rahmen einer Masterarbeit durchgeführt (Klimainsky, 2020).

Die Ableitung der Lückenflächen in USL erfolgte durch Auszählen der Häufigkeiten der in Hobi et al. (2015) publizierten Kartierungsergebnisse für Lücken der folgenden Größenklassen: 51-200 m², 201-500 m², 501-1000 m², 1001-5000 m² und 5001-20000 m².

Die durchschnittliche Wiederkehrzeit einer Lückengrößenklasse ist der Kehrwert ihres im Mittel pro Jahr neu gebildeten Flächenanteils. Während in den NW die neu gebildete Lückenfläche direkt bestimmt werden konnte, wurde in USL ein Fließgleichgewicht unterstellt, bei dem die jährliche Schlussrate der Lücken ihrer Bildungsrate entspricht:

$$turnover_i = \frac{1}{ar_i} \quad (6)$$

wobei $turnover_i$ die Wiederkehrzeit (in Jahren) der Lückengrößenklasse i an der gleichen Lokalität ist, ar_i ist der jährlich neu entstandene Flächenanteil der Lückengrößenklasse i .



Abb. 37. Luftbildzeitreihe von 1982 bis 2019 für den Naturwald Limker Strang (Lückengröße beträgt 20.04 ha). Gelbe Punkte stellen die kartierten Lücken dar, kartiert wurde immer im aktuellsten Jahrgang.

Die Schlussraten (jährliche Fläche Lückenschluss in m^2 je Größenklasse) wurden auf der Grundlage eines einfachen linearen Modells mit der Ausgangsgröße der Lücken als unabhängiger Variable geschätzt. Als Datengrundlage für dieses Modell erschien die räumliche Auflösung der extensiv ausgewerteten Luftbildzeitreihen nicht ausreichend. Daher wurde auf Luftbildzeitreihen in den Buchen-Naturwäldern Lüßberg (Meyer et al., 2005) und Limker Strang (Meyer et al., 2015) zurückgegriffen, in denen die Ränder der Kronendachlücken ab 20 m^2 Größe per Stereointerpretation manuell mit hoher Genauigkeit digitalisiert worden sind. Die Zeitreihen reichen von 1977 bis 2009 (Lüßberg, 6 Jahrgänge) bzw. von 1982 bis 2009 (Limker Strang, 5 Jahrgänge).

Anschließend wurde der jährlich geschlossene Flächenanteil von Lücken einer bestimmten Größenklasse mittels der Division durch die Schlusszeit (tt) bestimmt. Unter Gleichgewichtsbedingungen entsprechen sich jährlich geschlossener und neu gebildeter Flächenanteil von Lücken der jeweiligen Größenklasse, sodass auch für USL die Wiederkehrzeiten für Lücken der verschiedenen Größenklassen ermittelt werden konnten:

$$tt_i = \frac{A_i - 50}{A_{\text{Schluss } i} \cdot a^{-1}} \quad (7)$$

wobei tt_i den Zeitraum in Jahren bis zum Schluss einer Lücke der Größenklasse i (unterschreitet eine Lücke

die Größe von 50 m², so gilt sie als geschlossen) kennzeichnet, A_i ist die Flächengröße einer Lücke der Größenklasse i und $A_{Schluss\ i} \cdot a^{-1}$ ist die jährliche Schlussrate einer Lücke der Größenklasse i .

Im folgenden Auswertungsschritt wurde das von Seymour et al. (2002) entwickelte Modell der Lückengröße in Abhängigkeit von der Wiederkehrzeit für die Datensätze NW und USL angepasst:

$$\log(ha) = a + b \cdot \log(turnover) \quad (8)$$

mit $\log(ha)$ als Logarithmus zur Basis 10 der Lückengröße; a und b sind Koeffizienten für Achsenabschnitt und Steigung und $\log(turnover)$ ist der Logarithmus zur Basis 10 der Wiederkehrzeit in Jahren.

Die Hektarwerte und Wiederkehrzeiten ergeben sich durch Umformung von (8) aus den Gleichungen (9)

$$ha = 10^a \cdot tt^b \quad (9)$$

und (10):

$$turnover = \left(\frac{ha}{10^a} \right)^{\frac{1}{b}} \quad (10)$$

Die Naturnähe des Nutzungsregimes im Sinne einer naturschutzfachlichen Bewertung wird als Quotient aus der Wiederkehrzeit einer Störungsfläche einer bestimmten Größe im Wirtschaftswald bezogen auf die minimal mögliche Wiederkehrzeit dieser Störungsfläche in einem natürlichen Wald bestimmt (Seymour et al., 2002). Diese Kenngröße wird nachfolgend als Naturnähe-Index bezeichnet.

3. Wesentliche Ergebnisse

3.1 Naturschutzfachliche Bewertung der Baumarten und Waldentwicklungstypen

3.1.1 Deutschland-Transekte

Innerhalb der deutschlandweiten Transekte waren alle untersuchten Waldbiotoptypen vorhanden. Reine Buchenwälder und Buchenmischwälder (Biotoptypen: Buchen(misch)wälder auf feuchten, basenreichen Standorten und planare / submontane Buchenwälder auf basenarmen Standorten) waren mit rund 77 % aller Koordinatenpunkte die am häufigsten vertretenen Waldbiotoptypen. Auf die Biotoptypen Eichenmischwald und Eichen-Hainbuchenwald entfielen rund 10 % und auf die montanen Bu/Ta/Fi-Wald-Biotoptypen rund 8 %. Andere Waldbiotoptypen waren kaum vertreten. Die Tabelle 11 fasst NSW_{WBT} -Werte zusammen und veranschaulicht deren Veränderung zu NSW_{WET} . Die prozentualen Verluste sind in eine Farbskala eingeordnet, wobei rote Farben für höhere, gelbe für mittlere und grüne für niedrigere Wertverluste stehen.

Eine Verringerung von NSW_{WBT} zeigte sich insbesondere bei Moor-, Auen- oder Eichen-Hainbuchenwäldern. Die natürlichen WBT -Baumarten waren in den zur Verfügung stehenden WET nicht oder nur z. T. vorhanden.

Nur wenn WET als Buchenreinbestände, Bu/Ei-Mischbestände und Ki/Bu-Mischbestände auf Standorten mit Buchenrein- oder Buchenmischwald-Biotoptyp geplant werden, konnte ein Wertverlust vermieden werden. Die Planung eines reinen Fichten- WET führte bei fast allen Waldbiotoptypen zu einem erheblichen Wertverlust (60 bis 80 %), außer wenn dieser in höheren Lagen innerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes gepflanzt wird. Die höchsten Wertverluste (75 bis 90 %) für alle Waldbiotoptypen wurden bei WET festgestellt, an denen Douglasie und Europäische Lärche Anteile von 55 bis 75 % haben.

Die vorliegende naturschutzfachliche WET -Bewertung wurde auf Baumartenebene durchgeführt und ist daher innerhalb Deutschlands in allen Bundesländern anwendbar. Da die Auswirkungen einer waldbaulich beeinflussten Baumartenwahl auf den naturschutzfachlichen Wert von Wäldern in der waldbaulichen Bestandesplanung bisher wenig berücksichtigt wurden, stellt die Entwicklung der naturschutzfachlichen WET -Bewertung einen wesentlichen Fortschritt dar. Allerdings gibt diese Bewertung noch keine Auskunft über

mögliche waldbauliche Behandlungsstrategien und ermöglicht keine Vorschläge für konkrete Umsetzungsmaßnahmen in Waldbeständen. Mit dem vorgelegten Verfahren kann eine naturschutzfachliche Bewertung unmittelbar einer primär an Produktionszielen ausgerichteten Baumartenwahl gegenübergestellt werden.

Tabelle 11. Naturschutzwert von 27 Waldentwicklungstypen (WET) innerhalb der Deutschland-Transekte (NSW_{WET}). Dargestellt in einer Farbskala sind die prozentualen Wertverluste (WV) in Bezug auf den Waldbiotoyp-bezogenen Naturschutzwert (NSW_{WBT}). Sehr hohe Wertverluste ($\geq 90\%$) sind in dunkelroten Farben dargestellt, hohe Wertverluste (< 90 bis $\geq 70\%$) in hellroten Farben, mittlere Wertverluste (< 70 bis $\geq 50\%$) in gelben Farben, geringere Wertverluste (< 50 bis $\geq 25\%$) in hellgrünen Farben und sehr geringe Wertverluste ($< 25\%$) in dunkelgrünen Farben. Die Zahlen in Klammern hinter den Waldbiotypen (WBT) geben deren ursprünglichen Naturschutzwert an. ALh: andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer.

		Waldbiotypen (WBT)														
Waldentwicklungstyp	Baumartenmischung	Bodensaurer Bu-Wälder, planar-submontane Stufe (3.0)	Bu(misch)Wälder frischer, basenreicher Standorte (3.5)		Seggen-Bu-Wälder (4.0)		Montane Ta/Fi/Bu-Wälder basenarmer Standorte (3.5)		Autochthone Fi/Ta-Wälder, planar-kolline Stufe (4.0)		Bi-Moorwälder (4.0)		Moorwälder (4.0)			
ID	WET	(%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)	NSW_{WET}	WV (%)
1	Bu	100	3.0	0.0	3.5	0.0	4.0	0.0	3.5	0.0	1.5	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5
2	Bu/Fi	75/25	2.4	18.7	2.8	18.7	3.3	18.8	3.1	12.5	2.5	37.5	1.3	67.2	1.5	62.5
3	Bu/Fi	50/50	1.9	37.4	2.2	37.4	2.5	37.5	2.6	25.0	3.0	25.0	1.1	71.9	1.5	62.5
4	Fichte	100	0.6	81.2	0.7	81.1	0.8	81.3	1.3	62.5	4.0	0.0	0.8	81.3	1.5	62.5
5	Fi/Bu	75/25	1.3	56.2	1.5	56.1	1.8	56.3	2.2	37.5	3.5	12.5	0.9	76.6	1.5	62.5
6	Bu/Lä	75/25	2.3	25.0	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9
7	Bu/Lä	50/50	1.5	50.0	1.8	50.0	2.0	50.0	1.8	50.0	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3
8	Lä/Bu	75/25	0.8	75.0	0.9	75.0	1.0	75.0	0.9	75.0	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6
9	Bu/Dgl	75/25	2.3	25.0	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9
10	Bu/Dgl	50/50	1.5	50.0	1.8	50.0	2.0	50.0	1.8	50.0	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3
11	Dgl/Bu	75/25	0.8	75.0	0.9	75.0	1.0	75.0	0.9	75.0	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6
12	Ei	100	2.3	25.0	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	1.5	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5
13	Ei/Bu	75/25	3.0	0.0	3.5	0.0	4.0	0.0	3.5	0.0	1.5	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5
14	Ei/Bu	50/50	3.0	0.0	3.5	0.0	4.0	0.0	3.5	0.0	1.5	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5
15	Ei/Kie	75/25	2.2	25.4	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	1.9	53.1	1.5	62.5	1.9	53.1
16	Ei/Kie	50/50	2.2	25.7	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	2.3	43.8	1.5	62.5	2.3	43.8
17	Kie	100	2.2	26.4	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	3.0	25.0	1.5	62.5	3.0	25.0
18	Ki/Bu	75/25	3.0	0.0	3.5	0.0	4.0	0.0	3.5	0.0	2.6	34.4	1.5	62.5	2.6	34.4
19	Kie/Bu	50/50	3.0	0.0	3.5	0.0	4.0	0.0	3.5	0.0	2.3	43.8	1.5	62.5	2.3	43.8
20	Bu/Ta/Fi	60/30/10	2.1	30.0	2.5	30.0	2.8	30.0	2.5	27.5	1.9	52.5	1.2	70.0	1.3	68.1
21	Ta/Bu/Fi	60/30/10	1.4	52.5	1.7	52.5	1.9	52.5	1.8	50.0	1.6	60.0	1.0	75.6	1.1	73.8
22	Bu/Ta/Dgl	60/30/10	2.0	32.5	2.4	32.5	2.7	32.5	2.4	32.5	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9
23	Ta/Bu/Dgl	60/30/10	1.4	52.5	1.7	52.5	1.9	52.5	1.8	50.0	1.6	60.0	1.0	75.6	1.1	73.8
24	Kie/Dgl/Bu	60/30/10	2.1	31.1	2.4	30.0	2.8	30.0	2.5	30.0	2.0	51.3	1.1	73.8	2.0	51.3
25	Bu/ALh	75/25	2.6	12.5	3.1	12.5	3.5	12.5	3.1	12.5	1.5	62.5	1.9	53.1	1.9	53.1
26	Bu/ALh	50/50	2.3	25.0	2.6	25.0	3.0	25.0	2.6	25.0	1.5	62.5	2.3	43.8	2.3	43.8
27	ALh/Bu	75/25	1.9	37.5	2.2	37.5	2.5	37.5	2.2	37.5	1.5	62.5	2.6	34.4	2.6	34.4

Tabelle 11. Fortführung.

		Waldbiotoptypen (WBT)														
Waldentwick- lungstyp	Baumarten- mischung	Bodensaurer Bu-Wäl- der, planar-submon- tane Stufe (3.0)	Bu(misch)Wälder frischer, basenrei- cher Standorte (3.5)		Seggen-Bu-Wälder (4.0)		Montane Ta/Fi/Bu- Wälder basenarmer Standorte (3.5)		Autochthone Fi/Ta- Wälder, planar-kolline Stufe (4.0)		Bi-Moorwälder (4.0)		Moorwälder (4.0)			
ID	WET	(%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)	NSW _{WET}	WV (%)
1	Bu	100	1.1	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5	1.5	62.5	1.7	62.5	1.7	62.5	1.5	62.5
2	Bu/Fi	75/25	1.0	67.2	1.3	67.2	1.3	67.2	1.5	62.5	1.5	67.2	1.5	67.2	1.3	67.2
3	Bu/Fi	50/50	0.8	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.5	62.5	1.3	71.9	1.3	71.9	1.1	71.9
4	Fichte	100	0.6	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	1.4	65.0	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3
5	Fi/Bu	75/25	0.7	76.6	0.9	76.6	0.9	76.6	1.5	62.5	1.1	76.6	1.1	76.6	0.9	76.6
6	Bu/Lä	75/25	0.8	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.3	71.9	1.3	71.9	1.1	71.9
7	Bu/Lä	50/50	0.6	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3
8	Lä/Bu	75/25	0.3	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6
9	Bu/Dgl	75/25	0.8	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.3	71.9	1.3	71.9	1.1	71.9
10	Bu/Dgl	50/50	0.6	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3	0.8	81.3
11	Dgl/Bu	75/25	0.3	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6	0.4	90.6
12	Ei	100	1.1	62.5	1.5	62.5	3.0	25.0	1.5	62.5	3.4	25.0	3.4	25.0	3.0	25.0
13	Ei/Bu	75/25	1.1	62.5	1.5	62.5	2.6	34.4	1.5	62.5	3.0	34.4	3.0	34.4	2.6	34.4
14	Ei/Bu	50/50	1.1	62.5	1.5	62.5	2.3	43.8	1.5	62.5	2.5	43.8	2.5	43.8	2.3	43.8
15	Ei/Kie	75/25	1.1	62.5	1.9	53.1	2.6	34.4	1.9	53.1	3.4	25.0	3.4	25.0	2.6	34.4
16	Ei/Kie	50/50	1.1	62.5	2.3	43.8	2.3	43.8	2.3	43.8	3.4	25.0	3.4	25.0	2.3	43.8
17	Kie	100	1.1	62.5	3.0	25.0	1.5	62.5	3.0	25.0	3.4	25.0	3.4	25.0	1.5	62.5
18	Ki/Bu	75/25	1.1	62.5	2.6	34.4	1.5	62.5	2.6	34.4	3.0	34.4	3.0	34.4	1.5	62.5
19	Kie/Bu	50/50	1.1	62.5	2.3	43.8	1.5	62.5	2.3	43.8	2.5	43.8	2.5	43.8	1.5	62.5
20	Bu/Ta/Fi	60/30/10	0.9	70.0	1.2	70.0	1.2	70.0	1.3	68.1	1.4	70.0	1.4	70.0	1.2	70.0
21	Ta/Bu/Fi	60/30/10	0.7	75.6	1.0	75.6	1.0	75.6	1.1	73.8	1.1	75.6	1.1	75.6	1.0	75.6
22	Bu/Ta/Dgl	60/30/10	0.8	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.1	71.9	1.3	71.9	1.3	71.9	1.1	71.9
23	Ta/Bu/Dgl	60/30/10	0.7	75.6	1.0	75.6	1.0	75.6	1.1	73.8	1.1	75.6	1.1	75.6	1.0	75.6
24	Kie/Dgl/Bu	60/30/10	0.8	73.8	2.0	51.3	1.1	73.8	2.0	51.3	2.2	51.3	2.2	51.3	1.1	73.8
25	Bu/ALh	75/25	1.9	37.5	1.9	53.1	1.9	53.1	2.5	37.5	2.1	53.1	2.1	53.1	1.9	53.1
26	Bu/ALh	50/50	2.3	25.0	2.3	43.8	2.3	43.8	3.0	25.0	2.5	43.8	2.5	43.8	2.3	43.8
27	ALh/Bu	75/25	2.6	12.5	2.6	34.4	2.6	34.4	3.5	12.5	3.0	34.4	3.0	34.4	2.6	34.4

Da die Waldbiotoptypen bisher nicht räumlich explizit für ganz Deutschland kartiert wurden, bestand die größte Herausforderung darin, einen flächendeckenden Raumbezug herzustellen. Der räumlich explizite Bezug wurde über *pnV* hergestellt. Die Anwendung des *pnV*-Konzepts als räumliches Bezugssystem ist nicht unumstritten. Welle et al. (2018) haben die Herausforderungen, die sich im Zusammenhang mit der Anwendung und Weiterverwendung der *pnV* ergeben können, kritisch zusammengefasst. Das Konzept wird als zu statisch kritisiert, da es die natürliche und sukzessive Dynamik von Ökosystemen, einschließlich der Unsicherheiten durch biologische Störungen sowie deren räumliche und zeitliche Variabilität, nicht berücksichtigt (Härdtle, 1995; Zerbe, 1998; Chiarucci et al., 2010; Loidi und Fernández-González, 2012).

Das Konzept der *pnV* wurde jedoch auch als Referenz für Naturnähe verwendet (Reif, 2000; Walentowski und Winter, 2007; Engel et al., 2016). Welle et al. (2018) haben bei ihrer naturschutzfachlichen Bewertung von 22 Waldtypen die *pnV* als Referenzsystem verwendet, ebenso Somodi et al. (2012). Die Daten aus der *pnV*-Karte von Suck et al. (2014), die in diesem AP4 verwendet wurden, beziehen sich ungefähr auf die Jahrtausendwende. Die naturschutzfachliche Bewertung der *WBT* und *WET* spiegelt daher nur deren aktuellen Naturschutzzustand wider. Die Bewertung ermöglicht jedoch keine Vorhersagen über eine zukünftige Entwicklung der Baumarten, da die *pnV* keine klimawandelspezifische Dynamisierung zulässt.

Auf Bundeslandebene gibt es bereits zahlreiche Veröffentlichungen und Leitfäden, die sich mit der klimangepassten Baumartenwahl für die Bestandesgründung oder den Waldumbau beschäftigen (Böckmann et al., 2019; NW-FVA, 2020a,b; MULE und NW-FVA, 2020). Diese Konzepte beschreiben, welche Baumarten in Abhängigkeit von Standort und projizierter Klimaentwicklung anbauwürdig sind. Ausschlaggebend ist meist das zukünftige Trockenstressrisiko für die Baumarten, das meist nur im Hinblick auf eine forstliche Produktionsfunktion beschrieben wird und nicht mögliche Existenzgrenzen der Verbreitungsgebiete der Baumarten darstellt. Für Deutschland gibt es derzeit mehrere Modellierungsstudien zur möglichen Entwicklung von Baumartenspektren und Verbreitungsgebieten von Waldgesellschaften unter Klimawandelbedingungen (Kölling, 2007; Hickler et al., 2012a,b; Zimmermann et al., 2013; Beierkuhnlein et al., 2014; Fischer et al., 2019). Die naturschutzfachliche Bewertung einer zukünftigen Verbreitung von Waldbaumarten war jedoch nicht Teil der Zielstellung von AP4. Das Hauptziel war die wissenschaftliche Ableitung eines naturschutzfachlichen Bewertungsverfahrens für die Baumartenwahl.

3.1.2 Harz- und Schwarzwald-Transekte

Entsprechend der Ergebnisse aus AP1 (Wintersturmatlas) und AP2 (Wintersturmschadensatlas) wurde die naturschutzfachliche Bewertung auch anhand der beiden ausgewählten Transekte für Teile des Harzes und Schwarzwaldes durchgeführt. Die natürliche Waldzusammensetzung im zentralen Harz wird in den oberen Lagen von Fichten- bzw. Fichtenmischwäldern und in den mittleren Lagen von Buchen- und Buchenmischwäldern dominiert (Abbildung 38). Diese Wälder haben einen mittleren Naturschutzwert ($3.0 < NSW_{WBT} \leq 3.5$). Vereinzelt sind in den Randlagen Eichen- oder Eschen-Hainbuchenwälder mit einem hohen Naturschutzwert ($NSW_{WBT} = 4.5$) zu finden.

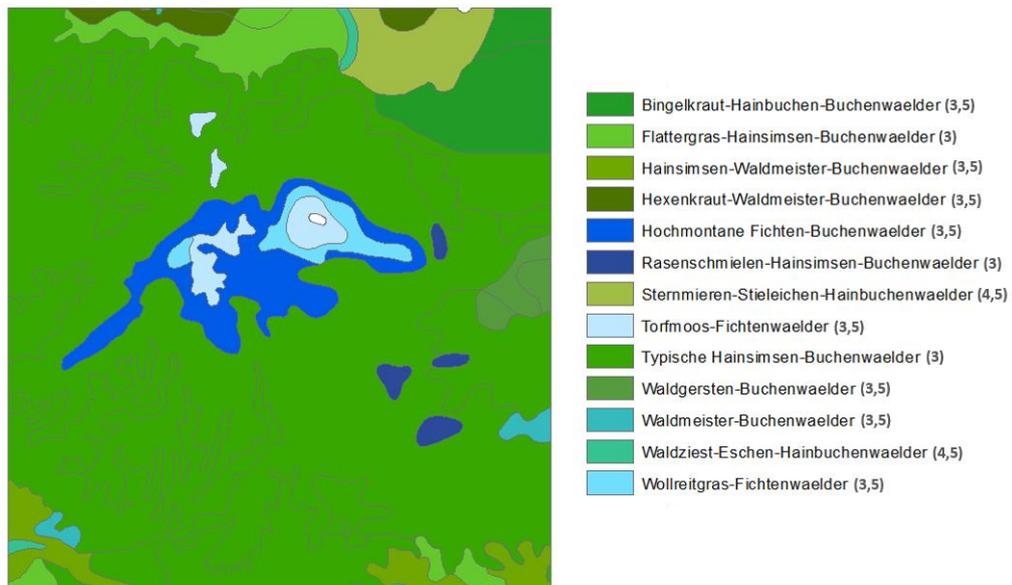


Abb. 38. Einheiten der potenziellen natürlichen Vegetation (*pnV*) des Harz-Transektes mit der Angabe des Waldbiototyp-bezogenen Naturschutzwertes (NSW_{WBT}) in Klammern.

Wenn die bereits in AP2 für die Schadpotentialabschätzung verwendeten *WETs* Fichte 100 %, Fi/Bu 75/25 %, Bu/Fi 50/50 %, Bu/Fi 75/25 % und Buche 100 % geplant werden, kommt es zu einer Veränderung von NSW_{WET} (Abbildung 39). Bei einem Fichtenreinbestand wird ersichtlich, dass nur in den oberen Lagen um den Brocken herum, der naturschutzfachliche Wert von $NSW_{WET} = 3.5$ gehalten werden kann, da die Fichte in diesen Bereichen natürlicherweise vorkommt. In allen anderen Bereichen führt ein Fichtenreinbestand zu einem sehr geringen Naturschutzwert. Je höher der Buchenanteil wird, umso weniger stark ist der Wertverlust. Jedoch führt im Umkehrschluss ein Buchenreinbestand in den oberen natürlichen Fichtenlagen um den Brocken herum ebenfalls zu einem starken Wertverlust. In den natürlichen Lagen der Buchen- und Buchenmischwälder kommt es bei einem Buchenreinbestand zu keinem Wertverlust. Aus naturschutzfachlicher Sicht wäre demnach eine Kombination der beiden *WETs* Fichte 100 % und Buche 100 % zu empfehlen, um eine möglichst natürliche Waldzusammensetzung zu erreichen.

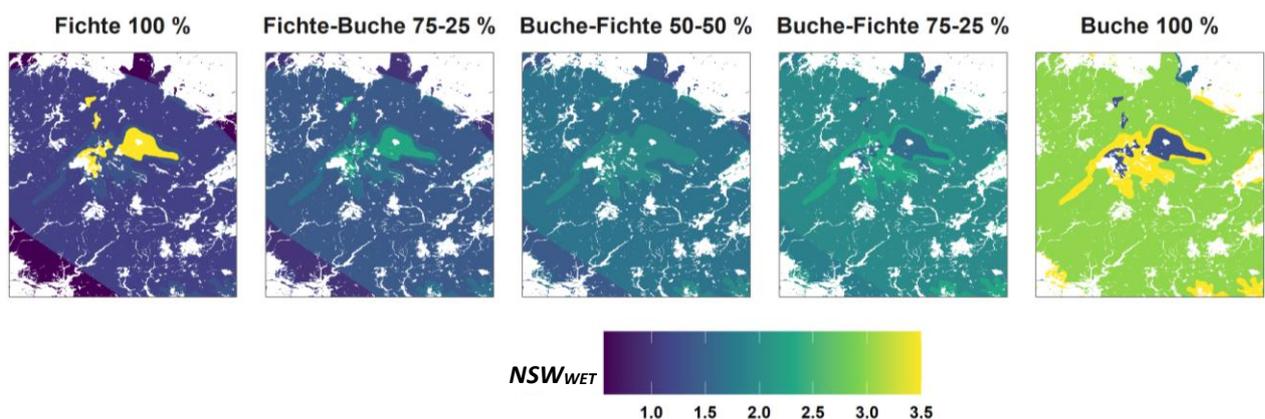


Abb. 39. Naturschutzfachliche Bewertung von fünf verschiedenen Waldentwicklungstypen (*WET*) im zentralen Harz in der Region um den Brocken. Dargestellt ist ein Mischungsgradient (%) vom Fichten- zum Buchenreinbestand und der jeweilige naturschutzfachliche *WET*-Wert (NSW_{WET}).

Für den Schwarzwald-Transekt ergibt sich ein etwas anderes Bild. Als natürliche Waldgesellschaften dominieren Buchenwälder und Mischwälder aus Weißtanne, Buche und teilweise Fichte, die alle einen mittleren naturschutzfachlichen Wert ($3.0 < NSW_{WBT} \leq 3.5$) haben (Abbildung 40).



Abb. 40. Einheiten der potenziellen natürlichen Vegetation (*pnV*) entlang des Schwarzwald-Transektes mit der Angabe des Waldbiotoyp-bezogenen Naturschutzwertes (NSW_{WBT}) in Klammern.

In diesem Transekt wurden entsprechend der Schadpotentialabschätzung durch AP2 andere *WETs* eingesetzt: Mischbestände aus 75 % Douglasie und 25 % Buche, aus 60 % Weißtanne, 30 % Buche und 10 % Fichte und aus 60 % Buche, 30 % Weißtanne und 10 % Fichte (Abbildung 41). Die Auswahl von einem zu 75 % von Douglasie dominierten Bestand würde zu einem starken Verlust des naturschutzfachlichen Wertes und damit zu einem sehr geringen bis keinen Naturschutzwert ($NSW_{WET} < 1$) führen.

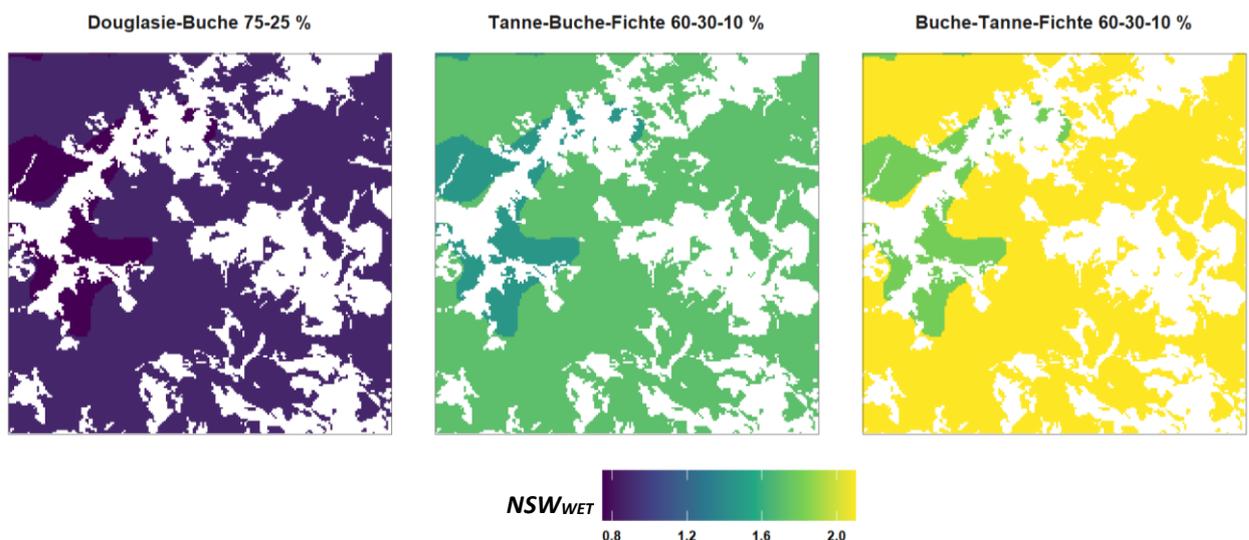


Abb. 41. Naturschutzfachliche Bewertung von drei verschiedenen Waldentwicklungstypen (*WET*) im Schwarzwald. Mischbestände aus 75 % Douglasie und 25 % Buche (links), aus 60 % Weißtanne, 30 % Buche und 10 % (Mitte) und aus 60 % Buche, 30 % Weißtanne und 10 % Fichte (rechts) und der jeweilige naturschutzfachliche *WET*-Wert (NSW_{WET}).

Mischbestände mit einem hohen Anteil an Weißtanne und Fichte können gerade in den von Buche dominierten Bereichen immer noch zu einem erheblichen Wertverlust führen ($1.5 < NSW_{WET} \leq 2.0$) bzw. einen geringeren naturschutzfachlichen Ausgangswert bedingen. Auch bei einem von Buche dominierten Ta/Fi-Mischbestand kommt es immer noch zu einem Herabsinken des naturschutzfachlichen Ausgangswertes bzw. einem geringen bis mittleren Naturschutzwert ($NSW_{WET} > 2.0$). Dies liegt daran, dass die Mischungsanteile innerhalb des *WET* nicht der Zusammensetzung der *pnV*-Waldeinheiten entsprechen.

3.2 Naturschutzfachliche Bewertung des Nutzungsregimes

Die Analyse der Luftbildzeitreihen der Naturwälder bestätigt die Vermutung einer gerichteten Entwicklung und einer geringen, aber zunehmenden Störungsrate. Im Mittel hat sich die Lückenfläche von anfänglich 4.2 auf 7.3 % im Laufe von 40 Jahren eigendynamischer Entwicklung erhöht (Tabelle 12). Die Anzahl an Lücken pro Quadratkilometer hat etwa in gleichem Umfang zugenommen.

Tabelle 12. Entwicklung des mittleren Flächenanteils und der mittleren Anzahl von Kronendachlücken in 27 seit Anfang der 1970er Jahre nicht bewirtschafteten Naturwaldbeständen in Niedersachsens Naturwaldgebieten. Inter- und Extrapolation der Werte für die fünf gewählten Stichjahre 1980, 1990, 2000, 2010 und 2020 mit proc expand mit dem Softwareprodukt SAS 9.4. Nach dem Tukey-Post hoc-Test sind die Unterschied zwischen den Jahren bei einem Schwellenwert der Irrtumswahrscheinlichkeit von 0.05 nicht signifikant.

Parameter	1980	1990	2000	2010	2020
Flächenanteil (%)	4.2	4.8	5.3	6.0	7.3
Anzahl je 100 ha	379	434	480	511	545

Die Naturwälder weisen eine linkssteile Häufigkeitsverteilung der Lückengrößen auf (Abbildung 42), wie sie auch in Urwaldbeständen typisch ist (Hobi et al., 2015; Feldmann et al., 2018). Die Flächenanteile und Lückenhäufigkeiten pro Quadratkilometer haben in allen Größenklassen von 1980 bis 2020 deutlich zugenommen. Die Zunahme ist insbesondere in den Klassen 200 und 300 m² hoch.

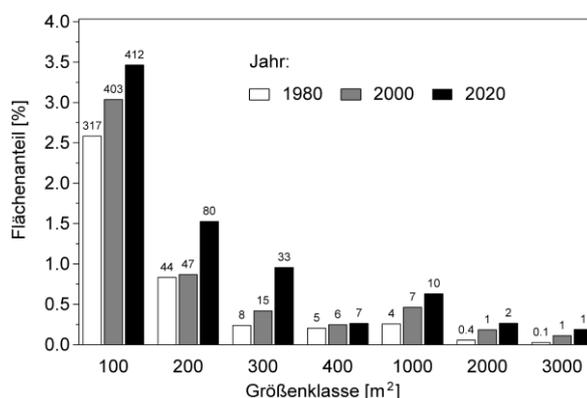


Abb. 42. Entwicklung des mittleren Flächenanteils von Lücken unterschiedlicher Größenklasse (bis 400: Mitte der Größenklasse, 1000: 501-1000 m²; 2000: 1001-2000 m²; 3000: 2001-3000 m²) in 27 seit Anfang der 1970er Jahre nicht bewirtschafteten Naturwaldbeständen in Niedersachsens Naturwaldgebieten. Zahlen über der Säule geben die Anzahl der Lücken je km² an. Datensatz und Verfahren der Inter- und Extrapolation für die Stichjahre.

Die entsprechenden Wiederkehrzeiten in den untersuchten Naturwäldern steigen mit einigen Unregelmäßigkeiten exponentiell mit der Größe der Störungsflächen an (Tabelle 13).

Tabelle 13. Die aus der Luftbildkartierung von Niedersachsens Naturwäldern (NW) abgeleiteten jährlichen Raten des neu entstandenen Flächenanteils von Lückengrößenklassen ($ar\ neu\ a^{-1}$) und die daraus abgeleitete Wiederkehrzeit in Jahren. Die Klassenbreiten wurden so angepasst, dass jede Klasse mindestens eine Beobachtung beinhaltet, da sich andernfalls keine sinnvolle Beziehung zwischen Größenklasse und Wiederkehrzeit ableiten lässt.

Größenklassenmitte (m ²)	$ar\ neu\ a^{-1}$ (‰)	Wiederkehrzeit (Jahre)
100	8.66	115
200	4.26	217
300	1.33	753
400	0.56	1779
500	0.21	4735
600	0.27	3711
700	0.14	7316
800	0.17	5927
900	0.08	11853
1200	0.01	88904
1800	0.03	31444
2300	0.09	11132
Σ Störungsflächen	15.81	63

Bereits ab der Größenklasse 251-350 m² werden sehr hohe Werte erreicht, da Lücken dieser Größe in natürlichen Buchenwäldern recht verbreitet sind (Feldmann et al., 2018). Auch dieses Ergebnis bestätigt, dass sich die Naturwälder - verglichen mit Urwäldern - in einer störungsarmen Entwicklungsphase befinden.

Bei Fortsetzung der bisherigen Entwicklung betrüge die übergreifende Wiederkehrzeit von Störungsflächen 63 Jahre. Wird das mittlere Bestandsalter der Hauptbaumart am Ende des Untersuchungszeitraumes von 162 Jahren laut Forsteinrichtungsangaben zugrunde gelegt, wäre das Kronendach durchschnittlich im Alter von 225 Jahren einmal vollständig umgesetzt. Das für die Berechnung der Wiederkehrzeiten in USL erforderliche Modell der jährlichen Lückenschlussrate in Abhängigkeit von der Ausgangsgröße einer Lücke zeigte eine befriedigende Qualität (Tabelle 14).

Tabelle 14. Modell der jährlichen Lückenschlussrate (m²) in Abhängigkeit von der Lückengröße: Achsenabschnitt (a), Steigung (b), adjustiertes Bestimmtheitsmaß (adj. R²) und Signifikanz des Gesamtmodells ($P > F$). Signifikanz der Koeffizienten a und b, $P > |t|^{***} = < 0.001$.

a	b	adj. R ²	P > F
3.497***	0.028***	0.4059	< 0.0001

Nicht lineare Formulierungen des Prädiktors (logarithmisch, exponentiell) waren hinsichtlich der Qualitätsgrößen Bestimmtheitsmaß und Akaike Informationskriterium (*AIC*) etwas überlegen, wurden jedoch nicht verwendet, da das lineare Modell den ökologisch plausibelsten Verlauf der Schlusszeiten in Abhängigkeit von der Ausgangsgröße ergab (Abbildung 43).

Mit zunehmender Lückengröße nimmt die Bedeutung der Gehölzverjüngung für den Lückenschluss in Relation zur lateralen Kronenausdehnung der Randbäume zu. Die Entwicklungsgeschwindigkeit der Gehölzverjüngung dürfte allerdings ab einem bestimmten Schwellwert nicht mehr mit der Größe der Lücken zunehmen, sodass ein asymptotischer Verlauf der Schlusszeit, wie sich dieser nur aus dem linearen Modell ergeben hatte, am plausibelsten ist.

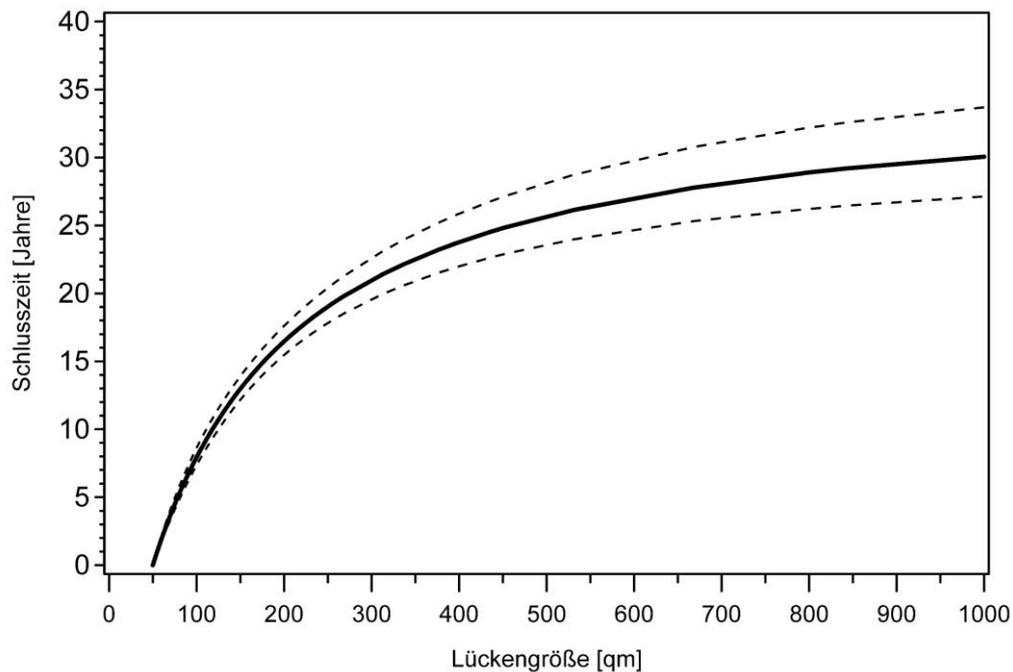


Abb. 43. Lückenschlusszeit in Abhängigkeit von der Lückengröße. Gestrichelte Linien zeigen die obere und untere Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls, das sich aus dem Modell der Lückenschlussraten ergibt.

Der Flächenanteil der Kronendachlücken ab 50 m² Größe erreicht in USL mit knapp 26 % den nahezu fünf-fachen Wert der Naturwälder in der Mitte der Untersuchungsperiode (Tabelle 15). Die Wiederkehrzeiten der Lücken ab 500 m² Größe sind in USL deutlich geringer als in NW und der Turnover des Kronendaches mit 69 Jahren erheblich schneller, da in den NW ein vollständiger Umsatz bei einem durchschnittlichen Baumalter von 225 Jahren erreicht würde.

Insgesamt erscheint die Umlaufzeit des Kronendaches in USL zu gering, da unter dieser Maßgabe das durchschnittliche Baumalter weit unter demjenigen Alter liegen würde, das Rotbuchen durchschnittlich in Urwäldern erreichen können (Di Filippo et al., 2017). Diese Inkonsistenzen lassen sich möglicherweise auf unterschiedliche Lückendefinitionen (Feldmann et al., 2019) und Ungenauigkeiten der terrestrischen Kartierung zurückführen. So ergab die parallel durchgeführte Lückenkartierung auf der Basis von Satellitenbildern lediglich einen Anteil der Kronendachlücken von 0.75 % (Hobi et al., 2015).

Tabelle 15. Die aus Hobi et al. (2015) abgeleiteten Flächenanteile von Lücken unterschiedlicher Größenklassen im Urwaldgebiet Uholka-Shyrokyi Luh, die modellierte mittlere Lückenschlusszeit, der jährlich neu entstandene Flächenanteil unter Gleichgewichtsbedingungen ($ar\ neu\ a^{-1}$) und die resultierende Wiederkehrzeit.

Größenklassemitte (m ²)	ar (%)	Schlusszeit (Jahre)	$ar\ neu\ a^{-1}$ (‰)	Wiederkehrzeit (Jahre)
125	8.9	11	8.3	120
350	6.7	23	2.9	336
750	4.8	29	1.7	594
3.000	4.8	34	1.4	701
12.500	0.3	35	0.1	11.712
Σ Störungsflächen	25.5	-	14.4	69

Die Modelle der Lückengröße in Abhängigkeit von der Wiederkehrzeit für NW und USL zeigen eine gute Qualität (Tabelle 16). Um analog zum Ansatz von Seymour et al. (2002) einen natürlichen Möglichkeitsraum der Relation zwischen der Größe einer Störungsfläche und ihrer Wiederkehrzeit abzugrenzen, wurde die Obergrenze des 95%-Konfidenzintervalls der Modelle für NW und USL regressionsanalytisch ausgeglichen. Hierdurch ergaben sich die Werte -2.550 (NW) und -3.732 (USL) für den Achsenabschnitt a sowie 0.409 (NW) und 1.169 (USL) für den Steigungskoeffizienten b .

Tabelle 16. Ergebnisse der Modellierung der logarithmierten Lückengröße als lineare Funktion der logarithmierten Wiederkehrzeit mit Achsenabschnitt (a), Steigung (b), adjustiertem Bestimmtheitsmaß (adj. R^2) und Signifikanz des Gesamtmodells ($P > F$). Signifikanz von a und b ($P > |t\text{-Wert}|$): *** < 0.001, ** < 0.01, * < 0.05.

Untersuchungsbestände	a	b	adj. R^2	$P > F$
Naturwälder (NW)	-2.747***	0.424***	0.8182	< 0.0001
Uholka-Shyrokyi Luh (USL)	-3.839**	0.999*	0.8466	0.0172
NON (Seymour et al., 2002)	-8.2	3.74	-	-

Der Vergleich mit dem Modell von Seymour et al. (2002) zeigt für NW und USL einen deutlich flacheren Verlauf (Abbildung 44). Größere Störungsflächen weisen nach dem NW-Modell sehr hohe Wiederkehrzeiten auf bzw. werden jährlich nur auf großen Flächen registriert. Auch in USL sind größere Störungsflächen selten. Auf der rund 10000 ha großen Fläche von USL würde aber immerhin jedes Jahr natürlicherweise eine Störungsfläche von rund 9 ha Flächengröße auftreten.

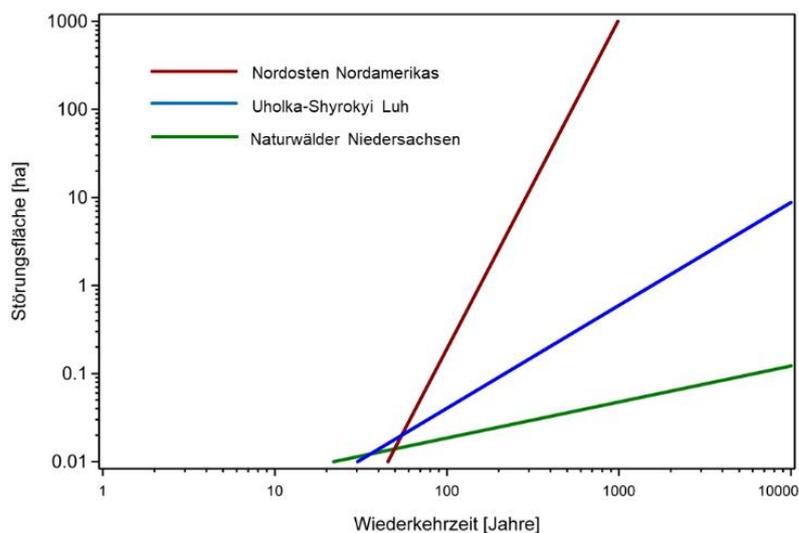


Abb. 44. Modellierte Relationen zwischen Größe einer Störungsfläche und ihrer Wiederkehrzeit für die drei Untersuchungskollektive NON, USL und NW.

Die geringere Häufigkeit und Stärke (Flächengröße) von Störungen in Mitteleuropa im Vergleich zum Nordosten Nordamerikas legt auch die Modellierung der mittleren stündlichen Windgeschwindigkeit mit einer Windkehrzeit von 10 Jahren (Jung et al., 2022) nahe (Abbildung 45).

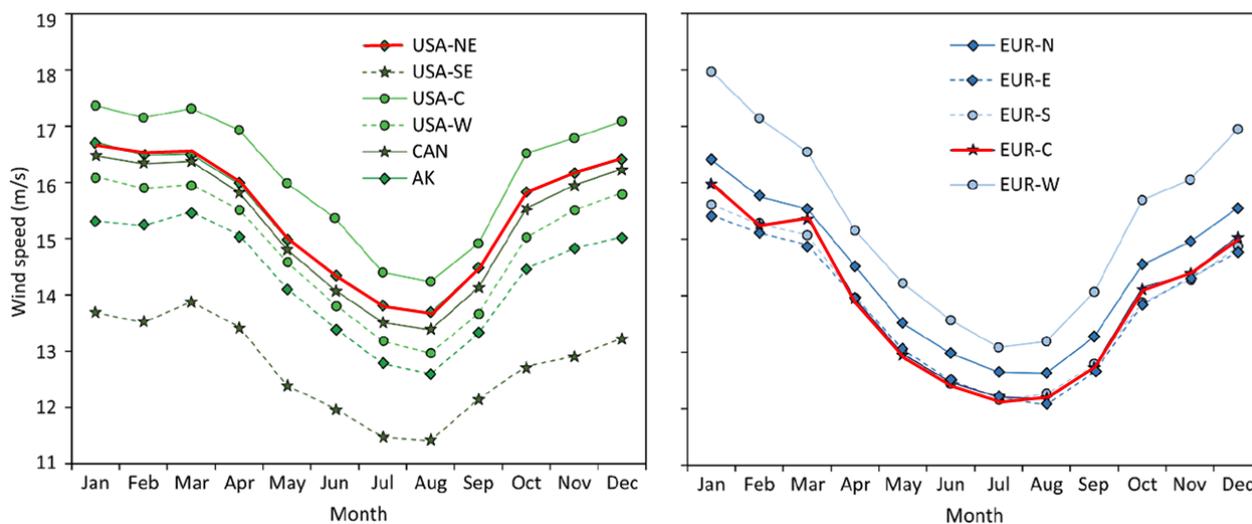


Abb. 45. Mittlerer Jahresgang der modellierten maximalen stündlichen Windgeschwindigkeit für eine 10-jährige Wiederkehrperiode (Jung et al., 2022) für Nordamerika (links; USA-NE: Nordosten der USA, USA-SE: Südosten der USA, USA-C: zentrale Regionen der USA, USA-W: Esten der USA, CAN: Kanada, AK: Alaska) und Europa (rechts; EUR-N: Nordeuropa, EUR-E: Osteuropa, EUR-S: Südeuropa, EUR-C: Mitteleuropa, EUR-W: Westeuropa).

Aus den drei Modellen für NON, NW und USL kann eine vorläufige naturschutzfachliche Bewertung verschiedener Varianten des Nutzungsregimes abgeleitet werden (Tabelle 17). Hier zeigt sich zum einen, dass größere Störungsflächen eine deutlich geringere Wiederkehrzeit und damit eine größere Naturnähe im Nordosten Nordamerikas besitzen. Werden die NW als Bewertungsmaßstab verwendet, so fällt der Naturnähe-

Index bereits ab Lückengrößen von mehr als 100 m² sehr steil ab. Wird USL als Referenz verwendet, so erreichen auch größere Lücken bei realitätsnahen Umtriebszeiten noch recht hohe Werte des Naturnähe-Index.

Tabelle 17. Naturschutzfachliche Bewertung von Varianten des Nutzungsregimes (Naturnähe-Index: Naturnähe (%) im Vergleich zu einer minimalen natürlichen Wiederkehrzeit) nach den Modellen NON (Nordosten Nordamerikas, Seymour et al., 2002), Uholka-Shyrokyi Luh (USL, Ukraine) und niedersächsische Naturwälder (NW).

Umtriebszeit (Jahre)	Lückengröße (ha)	Naturnähe-Index		
		NON	USL	NW
100	0.01	220	329	455
	0.05	143	83	9
	0.10	118	46	2
	1.00	64	6	< 1
140	0.01	308	462	636
	0.05	200	116	12
	0.10	166	64	2
	1.00	90	9	< 1
180	0.01	396	594	818
	0.05	257	150	16
	0.10	213	21	3
	1.00	116	12	< 1

3.3 Naturschutzfachliche Bedeutung von Störungsflächen im Wald

Störungsflächen im Wald sind von Bedeutung für die Biodiversität und ein möglicher Ausgangspunkt für die Entstehung von vielfältigen Waldstrukturen (Lindenmayer und Hunter, 2010; Thom und Seidl, 2016; Thorn et al., 2018; Seidl et al., 2019; Thorn et al., 2020; Wohlgemuth et al., 2020). Je nach Zusammenspiel zwischen der Störungsursache und dem gestörten System kann es zu unterschiedlich stark gestörten Flächen kommen. Kleinere Lücken und Störungsflächen mit einer Größe von kleiner als 0.5 ha sind ebenso Bestandteil einer eigendynamischen Waldentwicklung wie großflächige Störungen. Letztere sind auch in nemoralen Laubwäldern typisch, treten allerdings deutlich seltener als kleinere Störungsflächen auf (Meyer und Ammer, 2019). Durch kleinere Lücken wird das Waldgefüge nicht unterbrochen, das typische Waldinnenklima bleibt erhalten und der umgebende Bestand fördert durch laterale Kronenverbreiterung und Sameneintrag den Lückenschluss (Keenan und Kimmins, 1993). Störungsflächen mit einer Größe von größer als 0.5 ha besitzen eher den Charakter einer Freifläche (Tschermak, 1950; Röhrig et al., 2006; SFV, 2006) ohne ein Waldinnenklima. Eine natürliche Wiederbewaldung geschieht kaum durch den lateralen Kronenzuwachs der verbleibenden Bäume, sondern vorwiegend durch Ansamung und Aufwuchs von Jungpflanzen.

Die Auswirkungen von Störungen auf die Biodiversität sind langfristig betrachtet meist positiv, da die strukturelle Heterogenität und damit auch das Nischenangebot steigt (Seidl et al., 2019). Thom und Seidl (2016) haben die Effekte von Störungen auf die Biodiversität in Wäldern untersucht und herausgefunden, dass die Artenzahlen nach starken Störungen (induziert durch Wind oder Feuer) im Vergleich zu ungestörten Wäldern um bis zu 36 % ansteigen. Die Störungsflächen bieten durch die räumlich meist heterogen verteilten

Hinterlassenschaften des Vorbestandes (Wurzelteller, Wurfböden, liegendes und stehendes Totholz, Vorverjüngung, überlebende Bäume) vielseitige Lebensräume (Foster et al., 1998; Franklin et al., 2000; Seidl et al., 2014b; Meyer et al., 2021). So kann eine eigene Post-Störungs-Artenvielfalt entstehen. Diese frühen Sukzessionsphasen nach Störungen können dabei für die Biodiversität im Wald besonders entscheidend sein (Swanson et al., 2011). Typischerweise sind diese Störungsflächen durch eine Vielfalt an Kleinstrukturen sowie unterschiedliche Totholzarten charakterisiert (Wohlgemuth et al., 2020). Insbesondere Insektenarten können dabei von diesem vermehrten Totholz-, Wärme- und Lichtangebot profitieren. Beim Totholz kann gerade die Vielfalt an unterschiedlichen Strukturen (unterschiedliche Baumarten und Besonnungsintensitäten, liegendes und stehendes Totholz sowie aufgeklappte Wurzelteller) dazu führen, dass sich unterschiedlichste totholzbewohnende Arten ansiedeln (Seitz, 2010; Seibold et al., 2016). Dabei können insbesondere wärme- und lichtliebende Arten von dem erhöhten Strahlungsangebot sowie höheren Luft- und Oberflächentemperaturen profitieren. Für Singvogelarten des Offenlandes können durch den offenen Charakter der Störungsflächen sowie durch das Vorhandensein von Grobstrukturen, wie z. B. Wurzelteller oder Baumkronen, Brut- und Nahrungshabitate sowie Singwarten entstehen (Seitz, 2010). Darüber hinaus kann das stehende und liegende Alt- und Totholz höhlenbrütenden Arten zusätzlichen Brutraum bieten oder einer bereits etablierten Vorverjüngung Schutz vor extremen Wetterereignissen und vor Wildverbiss ermöglichen (Wald und Holz NRW, 2019). Jedoch werden diese frühen Sukzessionsphasen im Rahmen einer regulären Forstwirtschaft oftmals unmittelbar geräumt (Ipsen, 2021) und meist aktiv wiederbewaldet (Müller und Hilmers, 2020).

Im Vergleich zum geschlossenen Waldbestand können Interzeption, Transpiration und Nährstoffaufnahme auf den Störungsflächen je nach Standort und Lage verringert werden, sodass den verbleibenden Lebensgemeinschaften mehr Wasser und Nährstoffe zur Verfügung stehen (BAFU, 2008). Denn in den ersten Jahren nach einer Störung kann es durch eine verstärkte Zersetzung der Humusaufgabe zu einer erhöhten Freisetzung von Nährstoffen kommen. Darüber hinaus kann die verbleibende Biomasse als Erosionsschutz auch begünstigend für den Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens sein, eine natürliche Wiederbewaldung der Flächen fördern und aufkommende Konkurrenzvegetation eindämmen (Wald und Holz NRW, 2007). Bei fortschreitender Sukzession und Entwicklung der nachfolgenden Waldgeneration wird die besondere Post-Störungsartenvielfalt wieder abnehmen und durch die typischen Arten des geschlossenen Waldbestandes abgelöst werden (Meyer et al., 2021). In der Samenbank im Boden können störungsabhängige Arten überleben und viele Jahrzehnte auf das Eintreten einer erneuten Störung warten, um anschließend wieder erfolgreich auszutreiben (Fischer und Fischer, 2010).

In Bezug auf den waldbaulichen Umgang mit entstandenen Störungsflächen können drei verschiedene Behandlungsoptionen unterschieden werden: (1) die Störungsfläche wird belassen, (2) es wird eine Teilräumung oder (3) es wird eine Vollräumung durchgeführt. Es existieren bereits zahlreiche Veröffentlichungen aus Wissenschaft und Praxis, die sich mit dem Thema der Behandlung und Wiederbewaldung von Störungsflächen sowie deren naturschutzfachlicher Bedeutung auseinandergesetzt haben (Wald und Holz NRW, 2007; BAFU, 2008; Brang und Wohlgemuth, 2013; LWF, 2013; AK Waldökologie, 2019; Wald und Holz NRW, 2019).

Aus naturschutzfachlicher Sicht sollte auf eine Vollräumung verzichtet werden, da hierdurch viele positive Effekte für die Biodiversität verloren gehen (BAFU, 2008; Thom und Seidl, 2016; Wohlgemuth et al., 2020). Thorn et al. (2020) haben die Auswirkungen von Kompromisslösungen zwischen voll- und teilflächiger Räumung auf die Artenvielfalt untersucht. Demnach sind durch das Belassen von 50 % der Störungsfläche noch etwa 73 % der dazugehörigen Artenvielfalt erhalten geblieben. Werden 80 % der Fläche geräumt, sinkt der Anteil verbleibender typischer Arten auf rund 38 %.

Neben den drei Behandlungsoptionen in Bezug auf den Umgang mit der entstandenen Störungsfläche ist die Frage der Wiederbewaldung ebenfalls von Bedeutung (Wald und Holz NRW, 2007; Aldinger und Kenk,

2010; Brang und Wohlgemuth, 2013; LWF, 2013; AK Waldökologie 2019; Wald und Holz NRW, 2019). Störungsflächen im Wald können einer natürlichen Sukzession überlassen werden. Im Laufe der natürlichen Sukzession können sich, neben den Baumarten der aufwachsenden Vorverjüngung, dabei Vorwaldgesellschaften mit Pionierbaumarten wie Birken, Erlen und Kiefern entwickeln, welche mit zunehmender Zeit von den Baumarten späterer Sukzessionsstadien abgelöst werden.

Andererseits kann (zusätzlich oder ausschließlich) eine künstliche Begründung des Folgebestandes durch Pflanzung und Saat vorgenommen werden. Diese Maßnahme ist jedoch auf vollständig belassenen Flächen aufgrund der verminderten Zugänglichkeit nur schwer umzusetzen. Ein Grund für eine unterstützende Kulturbegründung kann eine vorhandene Voraus- und aufkommende Naturverjüngung aus unerwünschten Baumarten sein.

Die Naturwaldforschung bietet in diesem Zusammenhang eine Möglichkeit, die natürlichen Entwicklungsprozesse im Wald besser zu verstehen. Auch wenn es kaum noch echte Urwälder in Mitteleuropa gibt (Sabatini et al., 2018, 2020), können die neu ausgewiesenen Wälder mit natürlicher Entwicklung genutzt werden, um die langfristigen Folgen von natürlichen und anthropogenen Störungen zu untersuchen und mögliche Handlungsempfehlungen abzuleiten. Sie stellen eine Referenz für natürliche Entwicklungsprozesse dar und können als Anschauungsobjekte der eigendynamischen Waldentwicklung dienen. Durch ein ökologisches Monitoring konnte bereits die Bandbreite der selbstregulierten Regeneration nach verschiedenen Störungen gezeigt werden (Meyer et al., 2022).

Arbeitspaket 5

1. Ziel und Gegenstand

Das Ziel dieses Arbeitspakets ist die Bereitstellung von Managementoptionen, die ein Potenzial haben, die negativen Auswirkungen von Sturmschäden in Deutschlands Wäldern zu minimieren. Auf der Grundlage der Ergebnisse von AP1 bis AP4 wurde dafür eine Kombination optimaler Bestandesbehandlungsoptionen in Abhängigkeit von Standorteigenschaften, naturschutzfachlichen Kriterien und Managementzielen erarbeitet. Diese Bestandesbehandlungsoptionen beziehen sich auf *WETs* unter dem Einfluss von Winterstürmen und des Klimawandels. Sich klimawandelbedingt verändernde Standorteigenschaften und Sturmgefährdung wurden für *WETs* auf der Mikro- (einzelne Probeflächen) und Makroskala (Landschaftsebene) im Hinblick auf unterschiedliche Managementzielkombinationen verglichen.

2. Methodik

Zur Entwicklung verschiedener Managementszenarien wurde die folgende Evaluierung und Optimierung anhand von Änderungen von *BHD*, p und NSW_{WET} durchgeführt. Diese Werte wurden für das rezente und zukünftige Klima auf der Grundlage von CORDEX-Klimamodelldaten generiert und in sich vier überschneidende Umtriebszeitabschnitte untergliedert. Entlang der drei, bereits vorgestellten Transekte wurde jeder Probefläche ein p -, *BHD*-, NSW_{WET} -Wert zugeordnet.

Für die Evaluierung der individuellen Probeflächen wurde der durchschnittliche *BHD*-Zuwachs und die p -Entwicklung über 120 Jahre berechnet. Dafür wurden die Baumartenanteile an den *WETs* mit *BHD* und p für die drei Keimjahre 1950, 1975 und 2000 multipliziert und ein NSW_{WET} -Wert zugeteilt. Die *WET*-Werte wurden als eine Funktion von *BHD*, p und NSW_{WET} normiert. Anschließend wurde eine Multikriterielle Entscheidungsanalyse nach Merganic et al. (2020) durchgeführt. Das Ergebnis dieser Analyse ist die relative Anzahl der probeflächenassoziierten Managementstrategien. Es basiert auf einer positiven Gewichtung von NSW_{WET} und *BHD* und einer negativen Gewichtung von p . Die Gewichtung entspricht den Prioritäten der untersuchten Managementoptionen hinsichtlich *BHD*, p und NSW_{WET} . Die Optimierung wurde für alle Probeflächen entlang der Transekte mit unterschiedlichen Gewichtungen des Einflusses von *BHD*, p und NSW_{WET} durchgeführt:

$$ZG = \sum_{x=1}^m NSW_{WET,x} W_{NSW_{WET}} + BHD_x W_{BHD} - p_x W_p \quad (11)$$

Dabei ist *ZG* die Zielgröße der Optimierung, m ist die auf einer Probefläche untersuchte *WET*-Anzahl, x definiert auf einer Probefläche vorhandene *WETs*, *BHD* bildet den jährlichen Zuwachs bis ins Alter 120 Jahre ab und W kennzeichnet die relative Gewichtung von *BHD*, p und NSW_{WET} . Die Optimierung wurde für insgesamt 7756 Probeflächen, die auf drei repräsentativen, deutschlandweiten Transekten liegen, durchgeführt.

3. Wesentliche Ergebnisse

Das in der Abbildung 46 verwendete ternäre Diagramm fasst beispielhaft verschiedene *BHD*-, p - und NSW_{WET} -Gewichtungskombinationen einer Probefläche, auf der sieben *WETs* untersucht wurden, zusammen. Der Waldentwicklungstyp, der eine Gleichgewichtung in den drei Faktoren bestens erfüllt, ist in diesem Fall eine Lä/Bu-Mischung im Verhältnis 75% / 25%. Wird ausschließlich der Zuwachs über den *BHD* gewichtet, ist die Baumartenmischung Dgl 75% / Bu 25 % die optimale Bewirtschaftungsoption. Soll ausschließlich die Sturmschadenswahrscheinlichkeit über eine Gewichtung von p minimiert werden, ist die Option Eichenmonokultur (Ei 100 %) auf dieser Probefläche optimal. Ist das Bewirtschaftungsziel den Naturschutzwert NSW_{WET}

zu maximieren, dann sollte die waldbauliche Behandlung auf dieser Probefläche auf das Erreichen der Baumartenmischung Fi 75 % / 25 % Bu ausgerichtet sein. Beträgt die Gewichtung von BHD und NSW_{WET} jeweils 50 %, während keine Maßnahmen zur Vermeidung von Wintersturmschäden ergriffen werden ($W_p = 0 \%$), dann ergibt sich die Baumartenmischung Ki 60 % / Dgl 30 % / Bu 10 %.

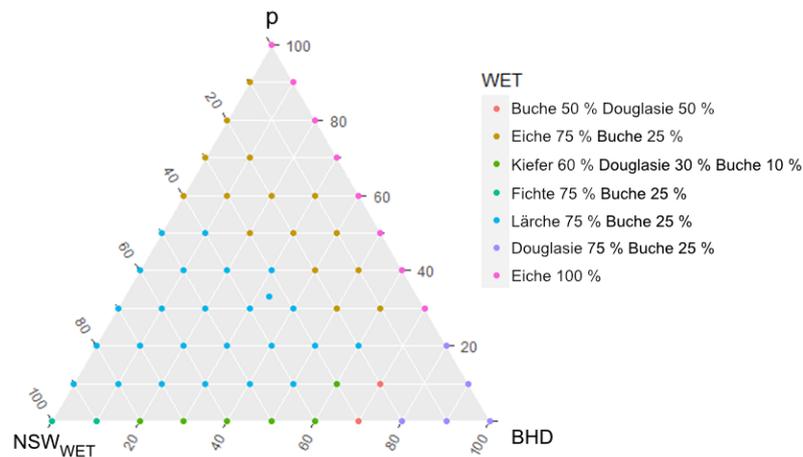


Abb. 46. Darstellung der Gewichtung (W) von Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p), Durchmesserzuwachs (BHD) und Naturschutzwert (NSW_{WET}) auf einer Skala von 0 bis 100 % auf einer Probefläche (ID = A1856) mit einem ternären Diagramm. Aus den Schnittpunkten der Gewichtungen W_p , W_{BHD} und $W_{NSW_{WET}}$ ergeben sich die Baumartenmischungen, die im Rahmen der Bestandesbehandlung unter Klimawandelbedingungen angestrebt werden sollten.

In der Abbildung 47 wird die Anzahl der $WETs$, die sich auf den 7756 Probeflächen bei der Gleichgewichtung $W_p = W_{BHD} = W_{NSW_{WET}}$ als die optimale Bewirtschaftungsoption herauskristallisiert haben, veranschaulicht. Die fünf $WETs$, die am häufigsten als die optimale Bestandesbehandlungsoption bestimmt wurden, sind (1) Bu 100 %, (2) Ei 50 % / Bu 50 %, (3) Kie 60 % / Dgl 30 % / Bu 10 %, (4) Kie 75 % / 25 % und (5) Ei 100 %.

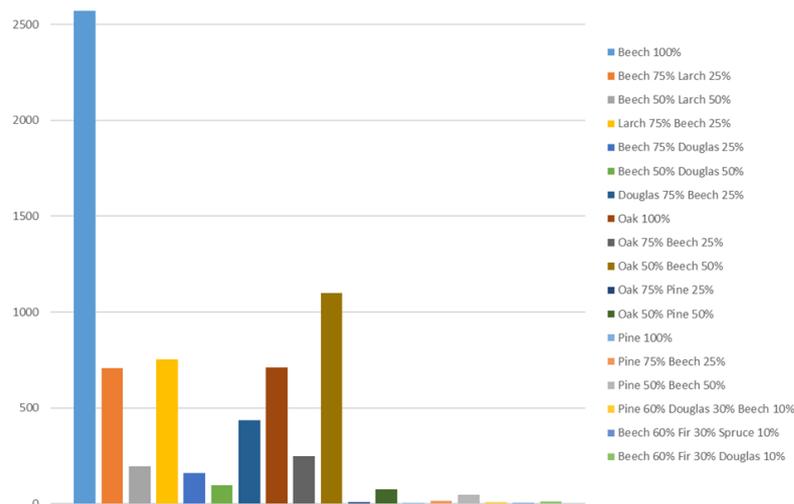


Abb. 47. Anzahl von Waldentwicklungstypen (WET), die sich bei einer Gleichgewichtung $W_p = W_{BHD} = W_{NSW_{WET}}$ von Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p), Durchmesserzuwachs (BHD) und Naturschutzwert (NSW_{WET}) in drei repräsentativen, deutschlandweiten Transekten als die optimale Bewirtschaftungsoption ergeben haben.

Die Abbildung 48 zeigt die räumlich explizite Verteilung der *WET*-basierten, optimalen Behandlungsoptionen unter der Annahme $W_p = W_{BHD} = W_{NSW_{WET}}$ entlang der drei in die Untersuchung einbezogenen Transekte. Mit dieser Darstellung wird die kleinräumige Vielfalt der daraus resultierenden Bestandesbehandlungsoptionen in verschiedenen Regionen Deutschlands evident.

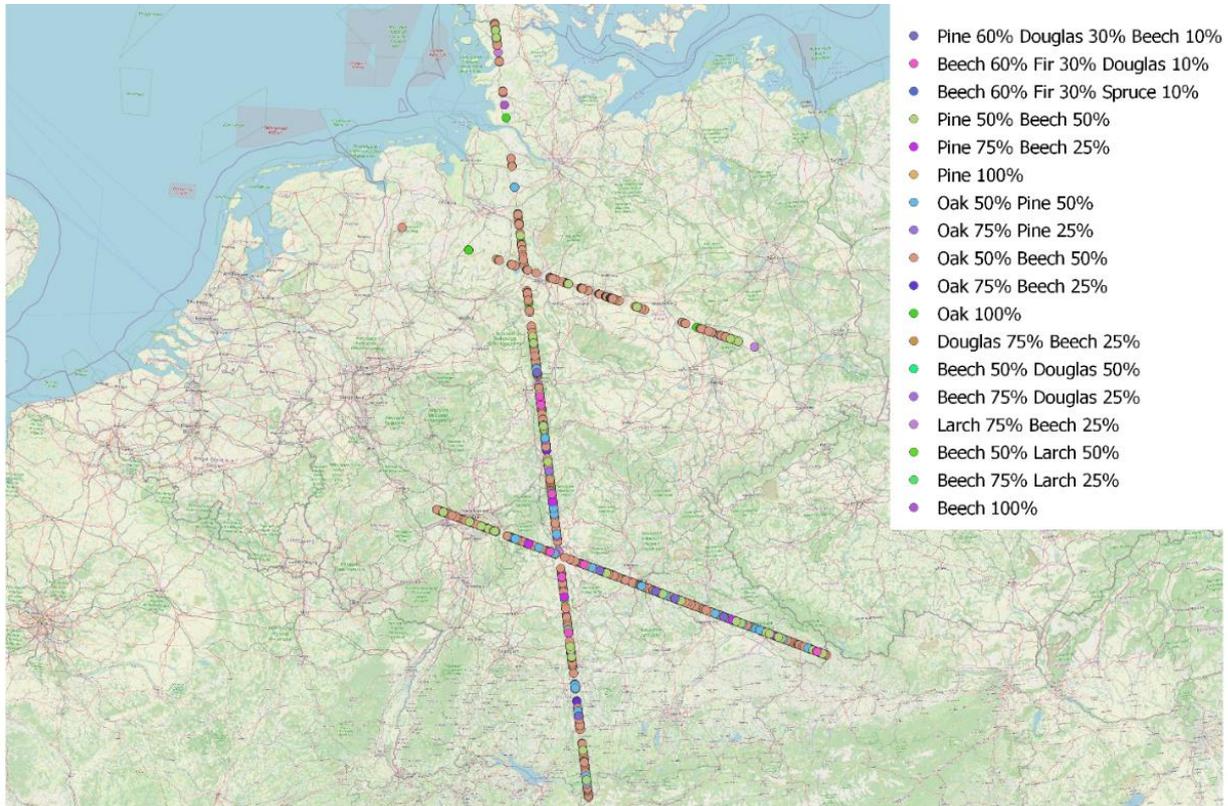


Abb. 48. Räumlich explizite Verteilung der waldentwicklungstypbasierten, optimalen Bestandesbehandlungsoptionen bei einer Gleichgewichtung $W_p = W_{BHD} = W_{NSW_{WET}}$ von Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p), Durchmesserzuwachs (BHD) und Naturschutzwert (NSW_{WET}) auf 7756 Probeflächen entlang von drei durch Deutschland verlaufenden Transekten.

Die Abbildung 49 zeigt für die 7756 Probeflächen die *WET*-Anzahl bei unterschiedlicher Gewichtung von BHD , p und NSW_{WET} . Für $W_p = 100\%$ erwiesen sich vor allem die Laubbaumartenmischungen Ei 75 % / Bu 25 % und Ei 50 % / Bu 50 % als geeignete Bestandesbehandlungsoptionen, was sich auf die fehlende Belaubung im Winter zurückführen lässt. Steht die Optimierung des Zuwachses über BHD im Vordergrund von Managementstrategien, dann sollten für die zukünftige Bestandesentwicklung Mischungen aus Laub- und Nadelbaumarten wie z. B. Douglasie und Buche berücksichtigt werden. Steht eine naturschutzfachliche Ausrichtung im Mittelpunkt von Managementszenarien ($W_{NSW_{WET}} = 100\%$), dann ergeben sich für die Probeflächen keine dominanten *WETs*. Bei einer gleichmäßigeren Gewichtung der drei Bewirtschaftungsziele führen Douglasie-Buche-Mischungen und Mischungen aus einer Laub- und zwei Nadelholzarten zu einem optimalen Ergebnis.

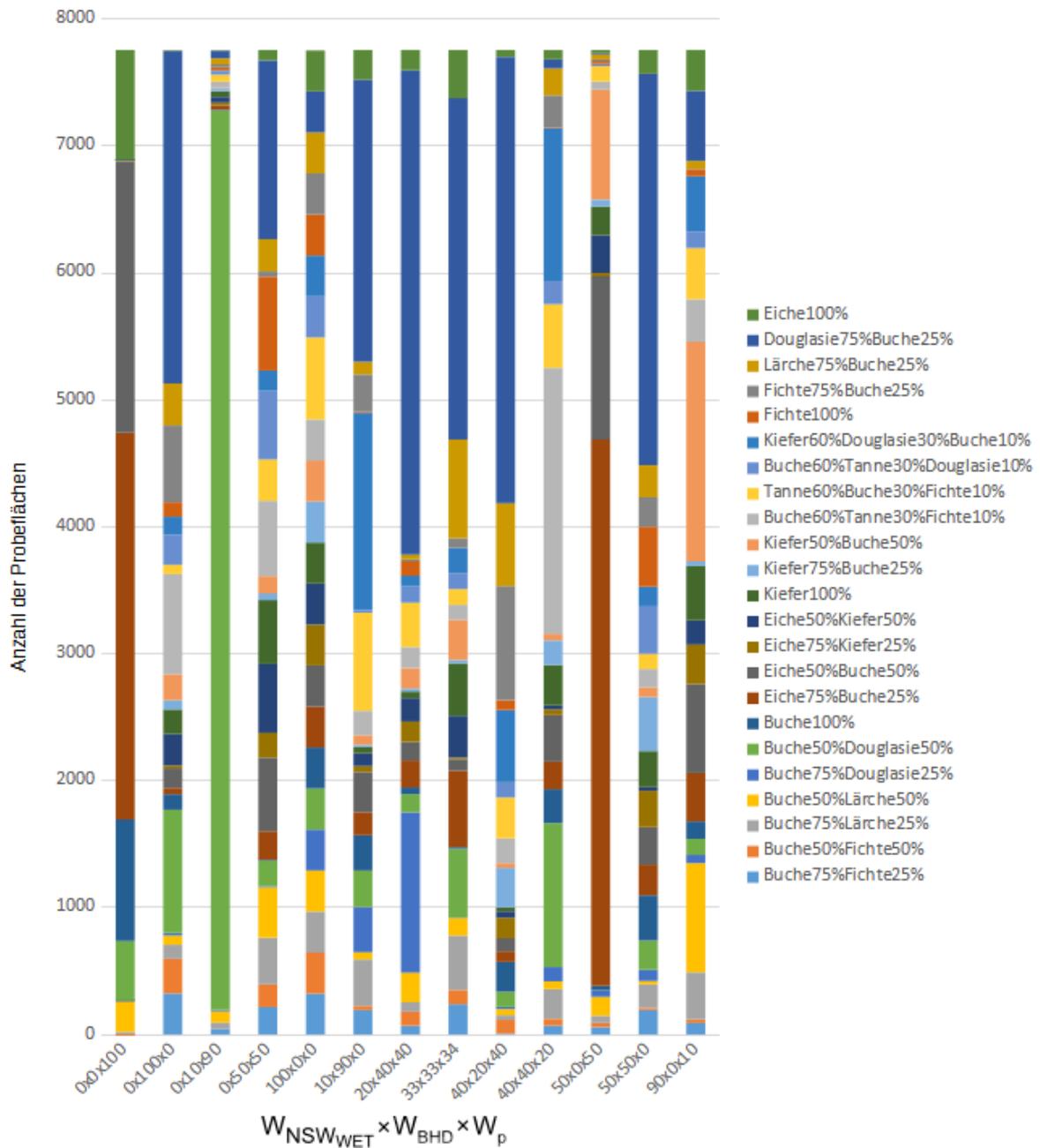


Abb. 49. Anzahl von Waldentwicklungstypen (*WET*) auf 7756 Probestflächen in drei repräsentativen, deutschlandweiten Transekten, die sich aus verschiedenen Gewichtungskombinationen von Sturmschadenswahrscheinlichkeit (p), Durchmesserzuwachs (BHD) und Naturschutzwert (NSW_{WET}) ergeben ($W_p \times W_{BHD} \times W_{NSW_{WET}}$).

Literaturverzeichnis

- AK Waldökologie, 2019: Wissenschaftler sehen Störungen in Wäldern auch als Chance für biologische Vielfalt und Klimaanpassung. Gesellschaft für Ökologie. Verfügbar unter: <https://gfoe.org/de/node/69>.
- Albrecht A, Jung C, Schindler D, 2019: Improving empirical storm damage models by coupling with high-resolution gust speed data. *Agricultural and Forest Meteorology* 268: 23-31.
- Albrecht A, Hanewinkel M, Bauhus J, Kohnle U, 2012: How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research* 131: 229-247.
- Albrecht A, Kohnle U, Hanewinkel M, Bauhus J, 2013: Storm damage of Douglas-fir unexpectedly high compared to Norway spruce. *Annals of Forest Science* 70: 195-207.
- Albrecht A, Fortin M, Kohnle U, Ningre F, 2015: Coupling a tree growth model with storm damage modelling – Conceptual approach and results of scenario simulations. *Environmental Modelling and Software* 69: 63-76.
- Albrecht A, Schindler D, Grebhan K, Kohnle U, Mayer H, 2008: Sturmaktivität über der nordatlantisch-europäischen Region vor dem Hintergrund des Klimawandels – eine Literaturübersicht. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 180: 109-118.
- Aldinger E, Kenk G, 2000: Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen. FVA-Merkblatt 51/2000.
- Almeida A, Sands P, Bruce J, Siggins A, Leriche A, Battaglia M, Batista T, 2009: Use of a spatial process-based model to quantify forest plantation productivity and water use efficiency under climate change scenarios. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17 Juli 2009, Verfügbar unter: <http://mssanz.org.au/modsim09>.
- Anonymous, 2007: The storm “Kyrill” and its effect on European forests. *Forest Policy Economics* 9: 1134-1135.
- Augter G, Roos M, 2011: Berechnung von Sturmintensitäten für Deutschland. Berichte des Deutschen Wetterdienstes. Deutscher Wetterdienst. Offenbach am Main, Deutschland, Nr. 236.
- Augustynczyk A, Augustynczyk D, Hartig F, Minunno F, Kahle HP, Diaconu D, Hanewinkel M, Yousefpour R, 2017: Productivity of *Fagus sylvatica* under climate change – a Bayesian analysis of risk and uncertainty using the model 3-PG. *Forest Ecology and Management* 401: 192-206.
- Augustynczyk A, Asbeck T, Basile M, Jonker M, Knuff A, Yousefpour R, Hanewinkel M, 2020: Reconciling forest profitability and biodiversity conservation under disturbance risk: the role of forest management and salvage logging. *Environmental Research Letters* 15: 1-12.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2008: Sturmschaden-Handbuch. Vollzugshilfe für die Bewältigung von Sturmschadenereignissen von nationaler Bedeutung im Wald. Umwelt-Vollzug Nr. 0801. Bundesamt für Umwelt, Bern. 3. überarbeitete Auflage, 241 S.
- Beierkuhnlein C, Jentsch A, Reineking B, Schlumprecht H, Ellwanger G, 2014: Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 137: 1-484.
- Belušić Vozila A, Güttler I, Ahrens B, Obermann-Hellhund A, Telišman Prtenjak M, 2019: Wind over the Adriatic region in CORDEX climate change scenarios. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres* 124: 110-130.
- BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie), 2019: Digitales Basis-Landschaftsmodell (Ebenen) (Basis-DLM). Verfügbar unter: <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-basis-landschaftsmodell-ebenen-basis-dlm-ebenen.html>. Aufgerufen am 04.11.2021
- Böckmann T, Hansen J, Hauskeller-Bullerjahn K, Jensen T., Nagel J, Nagel R-V, Overbeck M, Pampe A, Petereit-Bitter A, Schmidt M, Schröder M, Schulz C, Spellmann H, Stüber V, Suttmöller J, Wollborn P, 2019: Klima-

- angepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt; Niedersächsische Landesforsten (Hrsg.): *Aus dem Walde - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen*, 61: 1-170.
- Brang P, Wohlgemuth T (Hrsg.), 2013: Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen in der Schweiz. Schlussbericht des Projektes Wiederbewaldung Windwurfflächen 2008-2012. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, 99 S.
- Bryars C, Maier C, Dehai Z, Kane M, Borders B, Rodney W, Teskey R, 2012: Fixed physiological parameters in the 3-PG model produced accurate estimates of loblolly pine growth on sites in different geographic regions. *Forest Ecology and Management* 289: 501-514.
- Bürkner P-C, 2018: Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *The R Journal* 10: 395-411.
- Chiarucci A, Araújo MB, Decocq G, Beierkuhnlein C, Fernández-Palacios JM, 2010: The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* 21: 1172-1178.
- Constanza R, d'Arge R, de Groot R, et al., 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Coops N, Hember R, Waring R, 2010: Assessing the impact of current and projected climates on Douglas-fir productivity in British Columbia, Canada, using a process-based model (3-PG). *Canadian Journal of Forest Research* 40: 511-524.
- Copernicus, 2018a: EU-DEM v1.1. Verfügbar unter: <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1>. Aufgerufen am 20.03.2018.
- Copernicus, 2018b: CORINE Land Cover. Verfügbar unter: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>. Aufgerufen am 20.03.2018.
- Copernicus, 2020: Copernicus DEM - Copernicus Digital Elevation Model. Verfügbar unter: https://space-data.copernicus.eu/documents/20126/0/GEO1988-CopernicusDEM-SPE-002_ProductHandbook_I1.00.pdf. Product handbook. Aufgerufen am 04.11.2021.
- Dee DP, Uppala SM, Simmons AJ, Berrisford P, Polia P, Kobayashi S, et al., 2011: The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 137: 553-597.
- Demant L, Meyer P, Sennhenn-Reulen H, Walentowski H, Bergmeier E, 2019: Seeking consensus in German forest conservation: An analysis of contemporary concepts. *Nature Conservation* 35: 1-23.
- Demant L, Bergmeier E, Walentowski H, Meyer P, 2020: Valuation of forest conservation objects and suitable measures for implementation in privately-owned forests in Germany. *Nature Conservation* 42: 89-112.
- Demant L, 2022: Concepts, objectives and values in German forest conservation – a comparative analysis, an assessment of practicability and future prospects. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen. Verfügbar unter: <http://dx.doi.org/10.53846/goediss-9181>
- Demant L, Hagge J, Mölder A, Schmidt M, Steinacker C, Meyer P, 2022: Bleibt der günstige Erhaltungszustand der FFH-Wald-Lebensraumtypen auch im Klimawandel ein sinnvolles Ziel? Angenommen bei *BfN-Skripten*.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson R T, Molnár Z, et al., 2018: Assessing nature's contributions to people. *Science* 359: 270-272.
- Donat MG, Leckebusch GC, Pinto JG, Ulbrich U, 2010: Examination of wind storms over Central Europe with respect to circulation weather types and NAO phases. *International Journal of Climatology* 30: 1289-1300.
- Donis J, Kitenberga M, Šņepsts G, Dubrovskis E, Jansons Ā, 2018: Factors affecting windstorm damage at the stand level in hemiboreal forests in Latvia: case study of 2005 winter storm. *Silva Fennica* 52: 4.
- von Drachenfels O, 2010: Klassifikation und Typisierung von Biotopen für Naturschutz und Landschaftsplanung. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 47, 322 S.

- DWD (Deutscher Wetterdienst), 2020. Climate data center. Verfügbar unter: https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/sunshine_duration/ (Zugriff am 01.06.2020)
- Engel F, Bauhus J, Gärtner S, Kühn A, Meyer P, Reif A, Schmidt M, Schultze J, Späth V, Stübner S, Wildmann S, Spellmann H, 2016: Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung, *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 145: 1-221.
- Eser U, Potthast T, 1999: Naturschutzethik – Eine Einführung in die Praxis. Nomov Verlag, Baden-Baden, 104 S.
- Etienne C, Lehmann A, Goyette S, Lopez-Moreno JI, Beniston M, 2010: Spatial predictions of extreme wind speeds over Switzerland using generalized additive models. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 49: 1956-1970.
- Feldmann E, Drößler L, Hauck M, Kucbel S, Pichler V, Leuschner C, 2018: Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management* 415-416: 38-46.
- Feldmann E, Demant L, Drößler L, Hobi M, Lorenz K, Stillhard J, Tabaku V, Meyer P, 2019: How does canopy gap definition affect gap fraction and size-distributions in virgin beech forests? - A methodological comparison. Poster auf der Tagung "Temperate and boreal primeval forests in the face of global change" 2-4 September 2019, Lviv, Ukraine. Verfügbar unter: <https://www.slf.ch> am 27.06.2022.
- Felton A, Petersson L, Nilsson O, Witzell J, Cleary M, Felton A, Björkman C, Sang A, Jonsell M, Holmström E, Nilsson U, Rönnberg J, Kalén C, Lindbladh M, 2016: The tree species matters: Biodiversity and ecosystem service implications of replacing Scots pine production stands with Norway spruce. *Ambio* 49: 1035-1049.
- Di Filippo A, Biondi F, Piovesan G, Ziaco E, 2017: Tree ring-based metrics for assessing old-growth forest naturalness. *Journal of Applied Ecology* 54: 737-749.
- Finck P, Heinze S, Rath U, Riecken U, Ssymank A, 2017: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - dritte fortgeschriebene Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 1-637.
- Fischer A, Fischer HS, 2010: Sturmwurf – und was dann? 25 Jahre Waldentwicklung mit und ohne forstlichen Eingriff. *LWF aktuell* 77: 46-49
- Fischer HS, Michler B, Fischer A, 2019: High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. *Tuexenia* 39: 9-40.
- Foster DR, Knight DH, Franklin JF, 1998: Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems* 1: 497-510.
- Forrester DI, Tang X, 2016: Analysing the spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests and the effects of stand density using the 3-PG model. *Ecological Modelling* 319: 233-254.
- Forrester DI, Hobi ML, Mathys AS, Stadelmann G, Trotsiuk V, 2021: Calibration of the process-based model 3-PG for major central European tree species. *European Journal of Forest Research* 140: 847-868.
- Forrester D, Tachauer I, Annighoefer P, Barbeito I, Pretzsch H, Ruiz-Peinado R, Stark H, Vacchiano G, Zlatanov T, Chakraborty T, Saha S, Sileshi G, 2017: Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management* 396: 160-175.
- Franklin JF, Lindenmayer D, MacMahon JA, McKee A, Magnuson J, Perry DA, Waide R, Foster D, 2000: Threads of Continuity. There are immense differences between even-aged silvicultural disturbances (especially clearcutting) and natural disturbances, such as windthrow, wildfire, and even volcanic eruptions. *Conservation in Practice* 1: 8-17.
- Friedrich S, Paul C, Brandl S, Biber P, Messerer K, Knoke T, 2019: Economic impact of growth effects in mixed stands of Norway spruce and European beech – A simulation based study. *Forest Policy and Economics* 104: 65-80.

- Gardiner B, Byrne K, Hale S, Kamimura K, Mitchell SJ, Peltola H, Ruel J-C, 2008: A review of mechanistic modeling of wind damage risk to forests. *Forestry* 81: 447-463.
- Gardiner B, Blennow K, Carnus J-M, Fleischer P, Ingemarson F, Landmann G, et al., 2010: Destructive storms in European forests: Past and forth-coming impacts. Final report to European Commission - DG Environment, European Forest Institute.
- Gregow H, Laaksonen A, Alper ME, 2017: Increasing large scale windstorm damage in Western, Central and Northern European forests, 1951-2010. *Scientific Reports* 7: 46397.
- Griess V, Acevedo R, Härtl F, Staupendahl K, Knoke T, 2012: Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267: 284-296.
- Grodzinska-Jurczak M, Cent J, 2011: Expansion of nature conservation areas: Problems with Natura 2000 implementation in Poland? *Environmental Management* 47: 11-27
- Haines-Young R, Potschin M, 2018: Common International Classification of Ecosystem Services (CIC-ES) V5.1; Guidance on the Application of the Revised Structure. Verfügbar unter: <https://cices.eu/>.
- Hanewinkel M, Hummel S, Albrecht A, 2010: Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. *European Journal of Forest Research* 130: 329-351.
- Hanewinkel M, Kuhn Th, Bugmann H, Lanz A, Brang P, 2014: Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. *Forestry* 87: 525-534.
- Härdtle W, 1995: On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. *Folia Geobotanica* 30: 263-276.
- Hickler T, Vohland K, Feehan J, Miller PA, Smith B, Costa L, Giesecke T, Fronzek S, Carter TR, Cramer W, Kühn I, Sykes MT, 2012a: Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model: Future changes in European vegetation zones. *Global Ecology and Biogeography* 21: 50-63.
- Hickler T, Bolte A, Hartard B, Beierkuhnlein C, Blaschke M, Blick T, Brüggemann W, Dorow WHO, Fritze M-A, Gregor T, Ibsch P, Kölling C, Kühn I, Musche M, Pompe S, Petercord R, Schweiger O, Seidling W, Trautmann S, Waldenspuhl T, Walentowski H, Wellbrock N, 2012b: Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In Mosbrugger V, Brasseur GP, Schaller M, Stribrny B (Hrsg.): Klimawandel und Biodiversität: Folgen für Deutschland. Kapitel 8. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 164-220.
- Hobbs RJ, Higgs E, Harris JA, 2009: Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 599-605.
- Hobbs RJ, Higgs ES, Hall CM, 2013: Defining Novel Ecosystems. In: RJ Hobbs, ES Higgs, CM Hall (Hrsg.), Novel Ecosystems.
- Hobi ML, Ginzler C, Commarmot B, Bugmann H, 2015: Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 76: 15.
- Hübener H, Bülow K, Fooker C, Früh B, Hoffmann P, Höpp S, Keuler K, Menz C, Mohr V, Radtke K, Ramthun H, Spekat A, Steger C, Toussaint F, Warrach-Sagi K, Woldt M, 2017: ReKliEs-De Ergebnisbericht. Verfügbar unter: <https://reklies.hlnug.de/fileadmin/tmp/reklies/dokumente/ReKliEs-De-Ergebnisbericht.pdf>.
- Ipsen J, 2021: Schäden an Waldbeständen durch den Sturm Friederike und nachfolgende Schadereignisse in Südniedersachsen 2018 / 2019 Auswertung einer Luftbildzeitreihe. Abschlussbericht Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldschutz (Abt. B), Sachgebiet Fernerkundung / GIS (SG 4). Göttingen, 1-28.
- Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen OB, Bouwer LM, Braun A, Colette A, Déqué M, Georgievski G, Georgopoulou E, Gobiet A, Menut L, Nikulin G, Haensler A, Hempelmann N, Jones C, Keuler K, Kovats S, Kröner N, Kotlarski S, Kriegsmann A, Martin E, van Meijgaard E, Moseley C, Pfeifer S, Preuschmann S, Radermacher C, Radtke K, Rechid D, Rounsevell M, Samuelsson P, Somot S, Soussana J-F, Teichmann C, Valentini R, Vautard R, Weber B, Yiou P, 2014: EURO-CORDEX: New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change* 14: 563-578.

- Jung C, Schindler D, 2015: Statistical modeling of near-surface wind speed: a case study from Baden-Wuerttemberg (Southwest Germany). *Austin Journal of Earth Science* 2: 1006.
- Jung C, Schindler D, 2016: Modelling monthly near-surface maximum daily gust speed distributions in Southwest Germany. *International Journal of Climatology* 36: 4058-4070.
- Jung C, Schindler D, 2019a: Historical Winter Storm Atlas for Germany (GeWiSA). *Atmosphere* 10: 387.
- Jung C, Schindler D, 2019b: Precipitation Atlas for Germany (GePrA). *Atmosphere* 10: 737.
- Jung C, Schindler D, 2021: Does the winter storm-related wind gust intensity in Germany increase under warming climate? – A high-resolution assessment. *Weather and Climate Extremes* 33: 100360.
- Jung C, Schindler D, Albrecht AT, Buchholz A, 2016: The role of highly-resolved gust speed in simulations of storm damage in forests at the landscape scale: a case study from Southwest Germany. *Atmosphere* 7: 7.
- Jung C, Schindler D, Buchholz A, Laible J, 2017: Global gust climate evaluation and its influence on wind turbines. *Energies* 10: 1474.
- Jung C, Demant L, Meyer P, Schindler D, 2022: Highly resolved modeling of extreme wind speed in North America and Europe. *Atmospheric Science Letters*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1002/asl.1082>
- Keenan RJ, Kimmins JP, 1993: The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1, 121-144.
- Kenderes K, Aszalos R, Ruff J, Barton Z, Standovar T, 2007: Effects of topography and tree stand characteristics on susceptibility of forests to natural disturbances (ice and wind) in the Börzsöny Mountains (Hungary). *Community Ecology* 8: 209-220.
- Klimainsky M, 2020: Störungsregime in Buchennaturwäldern Niedersachsens Untersuchung der Lückendynamik auf Basis von Luftbildzeitreihen. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen.
- Knoke T, Messerer K, Paul C, 2017: The role of economic diversification in Forest Ecosystem Management. *Current Forestry Reports* 3: 93-106.
- Krisans O, Samariks V, Donis J, Jansons A, 2020a: Structural Root-Plate Characteristics of Wind-Thrown Norway Spruce in Hemiboreal Forests of Latvia. *Forests* 11: 1143.
- Krisans O, Matisons R, Rust S, Burnevica N, Bruna L, Elferts D, Kalvane L, Jansons A, 2020b: Presence of root rot reduces stability of Norway Spruce (*Picea abies*): Results of Static Pulling Tests in Latvia. *Forests* 11: 416.
- Kölling C, 2007: Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ-DerWald* 62: 1242-1245.
- Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 1993: Hilfstabellen für die Forsteinrichtung. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Stuttgart.
- Landsberg J, Sands P, 2011: Physiological Ecology of Forest Production. Principles, Processes and Models. Terrestrial Ecology Series Bd. 4.
- Lindenmayer D, Hunter M, 2010: Some guiding concepts for conservation biology. *Conservation Biology* 24: 1459-1468.
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J, 2006: General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.
- Lindroth A, Lagergren F, Grelle A, Klemendsson L, Langvall O, Weslien P, Tuulik J, 2009: Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology* 15: 346-355.
- Loidi J, Fernández-González F, 2012: Potential natural vegetation: reburying or reborning? *Journal of Vegetation Science* 23: 596-604.
- LWF - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2013: Wiederbewaldung von Sturmflächen. Merkblatt 23. Freising, 4 S.
- Mason B, Valinger E, 2013: Managing Forests to Reduce Storm Damage. Chapter 4b, p. 87–96. In: Gardiner

- B, Schuck A, Schelhaas M-J, Orazio C, Blennow K, Nicoll B. (Hrsg.) Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us 3. European Forest Institute. ISBN 978-952-5980-08-0.
- Merganic J, Merganicova K, Vybostók J, Valent P, Bahyl J, Yousefpour R, 2020: Searching for Pareto fronts for forest stand wind stability by incorporating timber and biodiversity values. *Forests* 11, 583.
- Meyer P, 1997: Probleme und Perspektiven der Naturwaldforschung am Beispiel Niedersachsens. *Forstarchiv* 68, 87-98.
- Meyer P, 2013a: Forstwirtschaft und Naturschutz – Konfliktpotenzial und Synergien am Beispiel von Natura 2000. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131: 177-197.
- Meyer P, 2013b: Biodiversität im Wald. *AFZ-DerWald* 68: 24-25.
- Meyer, P, Engel F, 2016: Repräsentativität der Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland. In: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. *Naturschutz Und Biologische Vielfalt* 145: 151-190.
- Meyer P, Ammer C, 2019: Waldnutzungen - Anthropogene Störungen; Kapitel 6.1. In: Wohlgemuth T, Jentsch A, Seidl R. (Hrsg.), Störungsökologie. Haupt, Bern, 273-303.
- Meyer P, Lorenz K, Mölder A, Steffens R, Schmidt W, Kompa T, Wevell von Krüger A, 2015: Naturwälder in Niedersachsen - Schutz und Forschung, Bd. 2: Niedersächsisches Bergland. NW-FVA, Göttingen, 396 S.
- 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, Schmidt M, Feldmann E, Willig J, Larkin R, 2021: Long-term development of species richness in a central European beech (*Fagus sylvatica*) forest affected by windthrow—Support for the intermediate disturbance hypothesis? *Ecology and Evolution* 11: 12801-12815.
- Meyer P, Mölder A, Feldmann E, Demant L, Schmidt M, 2022: Neue Naturwälder in Deutschland – Hotspots für Forschung und biologische Vielfalt im Klimawandel. *Geographische Rundschau* 1/2-2022, 28-31
- Meyer P, Wevell von Krüger A, Steffens R, Unkrig W, 2006: Naturwälder in Niedersachsen - Schutz und Forschung. Bd. 1: Niedersächsisches Tiefland. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Braunschweig, 339 S.
- Minnunno F, Xenakis G, Perks M, Mencuccini M, 2010: Calibration and validation of a simplified process-based model for the prediction of the carbon balance of Scottish Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 2411-2426:
- Mölter T, Schindler D, Albrecht A, Kohnle U, 2016: Review on the projections of future storminess over the North Atlantic European Region. *Atmosphere* 7: 60.
- Mori AS, Lertzman KP, Gustafsson L, 2017: Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54: 12-27.
- MULE, NW-FVA - Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie des Landes Sachsen-Anhalt, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), 2020: Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt, 1-72. Verfügbar unter: <https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/software/baem/hessen>. Aufgerufen am 14.11.2021
- Müller F, 2002: Modellierung von Sturm-, Schnee- und Rotfäulerisiko in Fichtenbeständen auf Einzelbaumbene. Dissertation, Technische Universität München.
- Müller J, Hilmers T, 2020: Katastrophen für den Menschen – Segen für die Biodiversität. *LWF Aktuell - Störungsökologie* 3, 13-15.
- Nölte A, Meilby H, Yousefpour R, 2018: Multi-purpose forest management in the tropics: Incorporating values of carbon, biodiversity and timber in managing *Tectona grandis* (teak) plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 422: 345-357.
- NW-FVA - Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), 2020a: Waldentwicklungsziele (WEZ) für den

- hessischen Kommunal- und Privatwald, 1-33. Verfügbar unter: <https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/software/baem/hessen>. Aufgerufen am 14.11.2021
- NW-FVA - Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), 2020b: Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl in Hessen - Ergebnisse aus dem Integrierten Klimaschutzplan Hessen 2025: Projekt L-12 „Klimarisiko- und Zielbestockungskarten Forst“, 1-12. Verfügbar unter: <https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/software/baem/hessen>. Aufgerufen am 14.11.2021
- Pinto JG, Reyers M, 2017: Winde und Zyklonen. In: Brasseur G, Jacob D, Schuck-Zöller S (Hrsg.), Klimawandel in Deutschland. Springer Spektrum.
- Plachter H, 1992: Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* 67: 9-48.
- Potithec S, Yasuoka Y, 2011: Application of the 3-PG Model for gross primary productivity estimation in deciduous broadleaf forest: a study area in Japan. *Forests* 2, 590-609.
- Quine CP, Gardiner B, 2007: Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakage, and canopy gap formation. In: Johnson EA, Miyanishi K, (Hrsg.): Plant disturbance ecology. The process and the response. Elsevier Amsterdam, Niederlande.
- R Core Team, 2021: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Verfügbar unter: <https://www.R-project.org/>.
- Radeloff VC, Williams JW, Bateman BL, Burke KD, Carter SK, Childress ES, Cromwell KJ, Gratton C, Hasley AO, Kraemer BM, Latzka AW, Marin-Spiotta E, Meine CD, Munoz SE, Neeson TM, Pidgeon AM, Rissman AR, Rivera RJ, Szymanski LM, Usinowicz J, 2015: The rise of novelty in ecosystems. *Ecological Applications* 25: 2051-2068.
- Reif A, 2000: Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 239-250.
- Röhrig E, Bartsch N, Lüpke BV, 2006: Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Aufl. Ulmer, Stuttgart, 479 S.
- Roessiger J, Griess V, Härtl F, Clasen C, Knoke T, 2013: How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species. *Ecological Modelling* 255: 58-69.
- Sabatini FM, Burrascano S, Keeton WS, Levers C, Lindner M, Pötzschner F, Verkerk PJ, Bauhus J, Buchwald E, Chaskovsky O, Debaive N, Horváth F, Garbarino M, Grigoriadis N, Lombardi F, Duarte IM, Meyer P, Midteng R, Mikac S, Mikoláš M, Motta R, Mozgeris G, Nunes L, Panayotov M, Óder P, Ruete A, Simovski B, Stillhard J, Svoboda M, Szwagrzyk J, Tikkanen O-P, Volosyanuck R, Vrska T, Zlatanov T, Kuemmerle T, 2018: Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24: 1426-1439.
- Sabatini FM, Keeton WS, Lindner M, Svoboda M, Verkerk PJ, Bauhus J, Bruelheide H, Burrascano S, Debaive N, Duarte I, Garbarino M, Grigoriadis N, Lombardi F, Mikoláš M, Meyer P, Motta R, Mozgeris G, Nunes L, Óder P, Panayotov M, Ruete A, Simovski B, Stillhard J, Svensson J, Szwagrzyk J, Tikkanen O-P, Vandekerckhove K, Volosyanuck R, Vrska T, Zlatanov T, Kuemmerle T, 2020: Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions* 26: 1646-1662.
- Saidani N, 2004: Erkennung von Sturmschäden im Wald auf der Basis kleinmaßstäbiger Luftbilder und Entwicklung eines Modells zur Abschätzung der Sturmgefährdung der Wälder auf der Basis von räumlichen Daten. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Samariks V, Krisans O, Donis J, Silamikele I, Katrevics J, Jansons A, 2020: Cost-benefit analysis of measures to reduce windstorms impact in pure Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands in Latvia. *Forests* 11: 576.
- Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Schuck A, 2003: Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620-1633.
- Schindler D, Jung C, 2020: Winterstürme über Deutschlands Wäldern 1981-2018. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190: 205-214.
- Schindler D, Jung C, Buchholz, A, 2016: Using highly resolved maximum gust speed as predictor for forest

- storm damage caused by the high-impact winter storm Lothar in Southwest Germany. *Atmospheric Science Letters* 17: 462-469.
- Schindler D, Grebhan K, Alberecht A, Schönborn J, Kohnle U, 2012: GIS-based estimation of the winter storm damage probability in forests: a case study from Baden-Wuerttemberg (Southwest Germany). *International Journal of Biometeorology* 56: 57-69.
- Schmidt M, 2020: Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 190: 136-160.
- Schmidt M, Hanewinkel M, Kändler G, Kublin E, Kohnle U, 2010: An inventory-based approach for modeling single tree storm damage - experiences with the winter storm 1999 in southwestern Germany. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1636-1652.
- Schuck A, Schelhaas M-J, 2013: Storm damage in Europe – An overview. In: What Science Can Tell Us. Living with Storm Damage to Forests. Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B., (Hrsg.), European Forest Institute, Barcelona, Spain, 15-23.
- Schütz J-P, Götz M, Schmid W, Mandallaz D, 2006: Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125: 291-302.
- Seibold S, Bässler C, Brandl R, Büche B, Szallies A, Thorn S, Ulyshen MD, Müller J, 2016: Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*. 53: 934-943.
- Seidl R, Schelhaas M-J, Lexer MJ, 2011: Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17: 2842-2852.
- Seidl R, Schelhaas M-J, Rammer W, Verkerk PJ, 2014a: Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4: 806-810.
- Seidl R, Rammer W, Spies TA, 2014b: Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Application* 24: 2063-2077.
- Seidl R, Müller J, Wohlgemuth T, 2019: Störungen und Biodiversität. In: Wohlgemuth, T, Jentsch A, Seidl R (Hrsg.), Störungsökologie. Bern, Haupt Verlag, 355-373.
- Seitz D, 2010: Nutzung von Windwurfflächen durch Vögel. Strukturelle Untersuchungen im Nationalpark Kellerwald-Edersee. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42: 267-274
- Seymour RS, White AS, de Maynadier PG, 2002: Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155: 357-367.
- SFV (Schweizerischer Forstverein), 2006: Chancen und Grenzen des Kahlschlags. Ad-hoc-Arbeitsgruppe des Schweizerischen Forstvereins.
- Somodi I, Molnár Z, Ewald J, 2012: Towards a more transparent use of the potential natural vegetation concept – an answer to Chiarucci et al. *Journal of Vegetation Science* 23: 590-595.
- Stillhard J, Hobi ML, Brang P, Brändli U-B, Korol M, Pokynchereda V, Abegg M, 2022: Structural changes in a primeval beech forest at the landscape scale. *Forest Ecology and Management* 504: 119836.
- Suck R, Bushart M, Hofmann G, Schröder L, 2014: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands. Band I Grundeinheiten. *BfN-Skripten* 348: 1-449.
- Swanson ME, Franklin JF, Beschta RL, Crisafulli CM, DellaSala DA, Hutto RL, Lindenmayer DB, Swanson FJ, 2011: The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and Environment* 9: 117-125.
- Thom D, Seidl R, 2016: Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. *Biological Reviews* 91: 760-781.

- Thorn S, Bässler C, Brandl R, Burton PJ, Cahall R, Campbell JL, Castro J, Choi CY, Cobb T, Donato DC, Durska E, Fontaine JB, Gauthier S, Hebert C, Hothorn T, Hutto RL, Lee EJ, Leverkus AB, Lindenmayer DB, Obrist MK, Rost J, Seibold S, Seidl R, Thom D, Waldron K, Wermelinger B, Winter MB, Zmihorski M, Müller J, 2018: Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55: 279-289.
- Thorn S, Chao A, Georgiev KB, Müller J, Bässler C, Campbell JL, Castro J, Chen Y-H, Choi C-Y, Cobb TP, Donato DC, Durska E, Macdonald E, Feldhaar H, Fontaine JB, Fornwalt PJ, Hernández RMH, Hutto RL, Koivula M, Lee E-J, Lindenmayer D, Mikusiński G, Obrist MK, Perlik M, Rost J, Waldron K, Wermelinger B, Weiß I, Žmihorski M, Leverkus AB, 2020: Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity. *Nature Communications* 11: 4762.
- Trotsiuk V, Hartig F, Cailleret M, Babst F, Forrester D, Baltensweiler A, Buchmann N, Bugmann H, Gessler A, Gharun M, Minunno F, Rigling A, Rohner B, Stillhard J, Thürig E, Waldner P, Ferretti M, Eugster W, Schaub M, 2020: Assessing the response of forest productivity to climate extremes in Switzerland using model-data fusion. *Global Change Biology* 26: 2463-2476.
- Tschermak L, 1950: Waldbau auf pflanzengeographisch-ökologischer Grundlage. Springer-Verlag Wien GmbH, 740 S.
- Tüxen R, 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 13: 5-42.
- UNECE/FAO, 2000: Effects of the December 1999 storms on European timber markets. Forest products and market review. Economic Commission for Europe, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 23-37.
- Usbeck T, Wohlgemuth T, Pfister C, Volz R, Beniston M, Dobbertin M, 2010: Wind speed measurements and forest damage in Canton Zurich (Central Europe) from 1891 to winter 2007. *International Journal of Climatology* 30: 347-358.
- Usher MB, Erz W, 1994: Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Valinger E, Fridmann J, 2011: Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 262: 398-403.
- Vautard R, van Oldenborgh GJ, Otto FEL, You P, de Vries H, van Meijgaard E, Stepek A, Soubeyroux J-M, Philip S, Kew SF, Costella C, Singh R, Tebaldi C, 2019: Human influence on European winter wind storms such as those of January 2018. *Earth System Dynamics* 10: 271-286.
- Wald und Holz NRW, 2007: Empfehlungen für die Wiederbewaldung der Orkanflächen in Nordrhein-Westfalen. Arnsberg, 80 S.
- Wald und Holz NRW, 2019: Praxisleitfaden Walderneuerung nach Schadereignissen. Münster, 52 S.
- Walentowski H, Winter S, 2007: Naturnähe im Wirtschaftswald - was ist das? *Tuexenia* 27: 19-26.
- Waring R, Coops N, Mathys A, Hilker T, Latta G, 2014: Process-based modelling to assess the effects of recent climatic variation on site productivity and forest function across Western North America. *Forests* 5: 518-534.
- WCED (World Commission on Environment and Development), 1987: Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Oxford.
- Welle T, Sturm K, Bohr Y, 2018: Alternativer Waldzustandsbericht. Eine Waldökosystemtypen-basierte Analyse des Waldzustandes in Deutschland anhand naturschutzfachlicher Kriterien. Naturwald Akademie, Lübeck, 1-263.
- Wilson JD, 1984: Determining a topex score. *Scottish Forestry* 38: 251-256.
- Wohlgemuth T, Jentsch A, Seidl R (Hrsg.), 2019: Störungsökologie. UTB Ulmer Verlag.
- Wohlgemuth T, Bürgi M, Conedera M, Rigling A, Wermelinger B, Gossner M, 2020: Die Wirkung von natürlichen Störungen auf die Waldbiodiversität. *WSL Berichte* 100, Forum für Wissen, 55-63.

- Wood SN, 2003: Thin-plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 65: 95-114.
- Yousefpour R, Hanewinkel M, 2014: Balancing decisions for adaptive and multipurpose conversion of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) monocultures in the Black Forest area of Germany. *Forest Science* 60: 73-84.
- Yousefpour R, Temperli C, Jacobsen JB, Thorsen BJ, Meilby H, Lexer MJ, Lindner M, Bugmann H, Borges JB, Palma JHN, Ray D, Zimmermann NE, Delzon S, Kremer A, Kramer K, Reyer CPO, Lasch-Born P, Garcia-Gonzalo J, Hanewinkel M, 2017: A framework for modelling adaptive forest management and decision making under climate change. *Ecology and Society* 22: 40.
- Zamora-Pereira JC, Yousefpour R, Cailleret M, Bugmann H, Hanewinkel M, 2021: Magnitude and timing of density reduction are key for the resilience to severe drought in conifer-broadleaf mixed forests in Central Europe. *Annals of Forest Science* 78: 68.
- Zerbe S, 1998: Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. *Applied Vegetation Science* 1: 165-172.
- Zhao M, Xiang W, Peng C, Tian D, 2009: Simulating age-related changes in carbon storage and allocation in a Chinese fir plantation growing in southern China using the 3-PG model. *Forest Ecology and Management* 257: 1520-1531.
- Zimmermann NE, Jandl R, Hanewinkel M, Kunstler G, Kölling C, Gasparini P, Breznikar A, Meier ES, Normand S, Ulmer U, Gschwandtner T, Veit H, Naumann M, Falk W, Mellert K, Rizzo M, Skudnik M, Psomas A, 2013: Potential future ranges of tree species in the Alps. In: GA Cerbu, M Hanewinkel, G Gerosa, R Jandl (Hrsg.), *Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks*, 37-48.