

Szenarien der Waldentwicklung unter veränderten Klimabedingungen

Sachbericht zum Teilvorhaben 1 und Teilvorhaben 4

Berlin/Darmstadt,
29.08.2025

Verbundvorhaben: Waldentwicklung als Folge von Veränderung der Holznachfrage, Klimaveränderung, natürlichen Störungen und Politikanforderungen - Eine Analyse der Reaktionsmöglichkeiten von Forst- und Holzwirtschaft

Dealing with Impacts on Forests under Changing End-Use Demand, Climate Change, Natural Disturbances and Policy Goals (DIFENs)

Förderkennzeichen: 2220WK32A4 WKF – Waldklimafonds

Laufzeit: 01.12.2021 – 31.05.2025

Autorinnen und Autoren

Dr. Mirjam Pfeiffer, Dr. Klaus Hennenberg, Judith Reise, Anke Benndorf, Dr. Hannes Böttcher
Öko-Institut e.V.

Mats Nieberg
PIK Potsdam

Kontakt

info@oeko.de
www.oeko.de

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Borkumstraße 2
13189 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	10
Zusammenfassung	11
Summary	15
1 Einleitung	17
2 Fragestellungen und Entwicklung der Szenarien	20
2.1 Themenfeld Klimawandel – Welchen Effekt hat das Klima?	20
2.2 Themenfeld Störungen und Mortalität	21
2.3 Themenfeld Holzverwendung	22
2.4 Themenfeld Waldmanagement – Schutzgebiete	23
2.5 Themenfeld Waldmanagement – Waldumbau als Strategie zur Anpassung an den Klimawandel	24
2.6 Themenfeld Waldmanagement – Mortalitätsholzentnahme	25
2.7 Auswahl und Begründung des Basisszenarios für die Szenarienmodellierung	26
2.8 Gesamtübersicht über Fragestellungen und Szenarien	27
3 Methoden	29
3.1 Allgemeine Kurzbeschreibung von FABio-Forest	29
3.2 Erweiterung von FABio-Forest: nachfragebasierte Holzentnahme	29
3.3 Erweiterung von FABio-Forest: klimasensitive Zuwachsfunktionen	30
3.4 Erstellung der Klimazeitreihen für die Projektionsszenarien	33
3.4.1 Räumliche Umverteilung der Anomalienmuster	34
3.4.2 Erzeugung der Klimasequenzen für die Szenarien-Simulationen	35
3.5 Kalibrierung der Zuwachsfunktionen für die Historie von 2013 bis 2022	36
3.6 Wesentliche Treiber für die Simulations-Szenarien	37
3.7 Anbindung der Modellergebnisse an die THG-Berichterstattung	37
4 Ergebnisse	40
4.1 Ergebnisse des Basisszenarios	41
4.1.1 Auswirkung der Klimadarstellungsvarianten	41
4.1.2 Holzverfügbarkeit, Entnahme und Mortalität im Basisszenario	45

4.1.3	Zuwachs im Basisszenario	50
4.1.4	Vorratsentwicklung im lebenden Bestand	51
4.1.5	Vorratsentwicklung im Totholz	53
4.1.6	Entwicklung des CO ₂ -Speichers und Senkenpotenzials	54
4.2	Themenfeld Klima – welchen Effekt hat das Klima auf die Waldentwicklung und Holzverfügbarkeit?	56
4.3	Themenfeld Störungen	65
4.3.1	K2: Welchen Effekt hat eine erhöhte Laubholz mortalität?	65
4.3.2	K3: Wie wirken sich häufigere Sturmereignisse aus?	69
4.3.3	W1: Wie wirkt sich ein optimiertes Käfermanagement aus?	74
4.4	Themenfeld Waldmanagement: Variation der Mortalitätsholzentnahme	80
4.5	Themenfeld Waldmanagement: Waldumbau	84
4.5.1	Auswirkungen der Douglasien-Förderung auf Nadelholzvorräte und -verfügbarkeit (WUB-DGL)	85
4.5.2	Effekte der Laubholzförderung auf Waldentwicklung, Bestandesstrukturen und CO ₂ -Speicherung	90
4.6	Themenfeld Waldmanagement: Naturschutz und Schutzgebietsszenarien	95
4.7	Themenfeld Holzverwendung und Holzentnahme	104
5	Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für verschiedene Akteursgruppen	110
5.1	Wissenschaftsgemeinschaft	110
5.2	Holzwirtschaft	110
5.3	Forstwirtschaft	111
5.4	Fazit	112
	Literaturverzeichnis	113
	Anhänge	118

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Szenarienbaum	20
Abbildung 3-1: Schematische Übersichtsdarstellung des Arbeitsflusses zur Integration klimasensitiver Zuwachsfunktionen in das Waldmodell FABio-Forest.	31
Abbildung 3-2: Artgruppenspezifische sigmoidale Funktionen zur Ermittlung eines Korrekturfaktors bei negativer klimatischer Wasserbilanz	33
Abbildung 3-3: Klimasensitive Modellierung der Jahre 2014 bis 2023 und Anbindung an das THG-Inventar	38
Abbildung 4-1: Zuwachs im lebenden Bestand nach Artengruppen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022	42
Abbildung 4-2: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand nach Artengruppen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022	43
Abbildung 4-3: CO ₂ -Senkenbilanz nach Biomasse-Typen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022	44
Abbildung 4-4: Entnommene Holzmenge im Verhältnis zur Gesamtnachfrage und Defizite im Verhältnis zur Holznachfrage	45
Abbildung 4-5: Ausgeschiedener Vorrat nach Artengruppen und nach Ausscheide-Ursache	47
Abbildung 4-6: Durchforsteter und geernteter Vorrat nach Artengruppen	48
Abbildung 4-7: Abgestorbener Vorrat nach Baumartengruppen und nach Durchmesserklassen für Laub- und Nadelholz	49
Abbildung 4-8: Zuwachs des lebenden Bestands nach Artengruppen	50
Abbildung 4-9: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand nach Baumartengruppen	51
Abbildung 4-10: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand für Laub- und Nadelbäume nach Durchmesserklassen	52
Abbildung 4-11: Vorratsentwicklung im Totholz nach Baumartengruppen	53
Abbildung 4-12: CO ₂ -Speicherung und Senkenleistung der Waldbiomasse	55
Abbildung 4-13: THG-Bilanz der lebenden Bäume im Basisszenario und Anbindung an die THG-Berichterstattung	56
Abbildung 4-14: Holzverfügbarkeit und Nachfrage-Defizite nach Sortimenten abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen	58
Abbildung 4-15: Ausgeschiedener Holzvorrat nach Ausscheide-Ursache abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen	59

Abbildung 4-16: Zuwachs des lebenden Bestands nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen.	60
Abbildung 4-17: Vorrat des lebenden Bestands nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen	61
Abbildung 4-18: Totholzvorrat nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen	62
Abbildung 4-19: CO ₂ -Bilanz im lebenden Bestand und im Totholz abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen	63
Abbildung 4-20: Klimasensitive THG-Bilanz des lebenden Bestands (Bi-Dekaden) im Abgleich mit der THG-Berichterstattung	64
Abbildung 4-21: Effekt einer erhöhten Laubholzmortalität auf die Vorratsentwicklung der Bestände (Abweichung vom Basisszenario)	66
Abbildung 4-22: Effekt einer erhöhten Laubholzmortalität auf die Zuwächse der Bestände (Abweichung vom Basisszenario)	67
Abbildung 4-23: Effekt einer erhöhten Laubholzmortalität auf den ausscheidenden Vorrat (Abweichung vom Basisszenario)	68
Abbildung 4-24: Effekt einer erhöhten Laubholzmortalität auf die Totholzvorräte (Vergleich zum Basisszenario)	69
Abbildung 4-25: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf die Vorratsentwicklung (Abweichung vom Basisszenario)	71
Abbildung 4-26: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf mortalitätsbedingt ausscheidende Vorräte, differenziert nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario).	72
Abbildung 4-27: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf mortalitätsbedingt ausscheidende Vorräte, kumuliert über die Zeit und dargestellt für Laub- und Nadelholz (Abweichung vom Basisszenario)	73
Abbildung 4-28: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf den CO ₂ -Speicher in der Waldbiomasse (Abweichung vom Basisszenario)	74
Abbildung 4-29: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf die Vorratsentwicklung nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario)	76
Abbildung 4-30: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf den abgestorbenen Vorrat nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario)	77
Abbildung 4-31: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf den kumulierten ausgeschiedenen Vorrat nach Grund des Ausscheidens (Abweichung vom Basisszenario)	78
Abbildung 4-32: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf die CO ₂ -Speicherung in der Waldbiomasse (Abweichung vom Basisszenario)	79

Abbildung 4-33: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf die Holzverfügbarkeit (Vergleich zum Basisszenario)	81
Abbildung 4-34: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf Holzvorrat, Zuwachs und Totholzvorrat (Vergleich zum Basisszenario)	82
Abbildung 4-35: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf Laubholzvorräte nach Durchmesserklassen (Vergleich zum Basisszenario)	83
Abbildung 4-36: Vorrats- und Zuwachsentwicklung im Douglasien-Förderszenario (WUB-DGL) im Vergleich zum Basisszenario	86
Abbildung 4-37: Entwicklung des kumuliert ausscheidenden Vorrats im Douglasienförderszenario (WUB-DGL) im Vergleich zum Basisszenario	87
Abbildung 4-38: Entwicklung der zeitlich kumulierten Ernte-Entnahme und des Vorrats nach Durchmesserklassen im Nadelholz im Douglasien-Förderszenario im Vergleich zum Basisszenario	89
Abbildung 4-39: Abweichung der CO ₂ -Speicherung und CO ₂ -Senke zwischen Douglasien-Förderszenario und Basisszenario	89
Abbildung 4-40: Vorratsentwicklung in den Laubholz-Förderszenarien WUB-LB und WUB-LB+ im Vergleich zum Basisszenario	91
Abbildung 4-41: Veränderung im Abgang im Szenario WUB-LB+ gegenüber dem Basisszenario, differenziert nach Grund des Ausscheidens	92
Abbildung 4-42: Veränderung der Vorräte im Laubholz in den Laubholz-Förderszenarien WUB-LB und WUB-LB+ gegenüber dem Basisszenario, differenziert nach Durchmesserklassen	93
Abbildung 4-43: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf Vorrat, Zuwachs und kumulierten ausgeschiedenen Vorrat	98
Abbildung 4-44: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den kumulierten ausgeschiedenen Vorrat, aufgeschlüsselt nach Ausscheideursachen	100
Abbildung 4-45: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den Totholzvorrat, differenziert nach Artengruppen	101
Abbildung 4-46: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den lebenden und abgestorbenen Laubholz-Vorrat im Szenario LH100 differenziert nach Durchmesserklassen	102
Abbildung 4-47: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die Holzverfügbarkeit	105
Abbildung 4-48: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf Holzvorrat und Zuwachs	106
Abbildung 4-49: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die Laubholzvorräte nach Durchmesserklassen	107

Abbildung 4-50: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die CO₂-Speicherung in der Waldbiomasse 108

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Annahmen und Modelleinstellungen für das Basisszenario	27
Tabelle 2-2: Übersicht zu Fragestellungen, Szenarienbeschreibung und -benennung	28
Tabelle 4-1: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld „Klimadarstellungsvarianten“	41
Tabelle 4-2: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Klima-Effekte	57
Tabelle 4-3: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Störungen: erhöhte Laubholzmortalität	65
Tabelle 4-4: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Störungen: häufigere Sturmereignisse	70
Tabelle 4-5: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld biotische Störungen	75
Tabelle 4-6: Mittlere CO ₂ -Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083 im Basisszenario und im Szenario ohne biotische Mortalität	80
Tabelle 4-7: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Mortalitätsholzentnahme	80
Tabelle 4-8: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Waldumbau	85
Tabelle 4-9: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Waldmanagement - Schutzgebietsszenarien	95
Tabelle 4-10: Szenarienspezifische Vorratsabweichung im Jahr 2083 im Vergleich zum Basisszenario	96
Tabelle 4-11: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf die mittlere CO ₂ -Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083	103
Tabelle 4-12: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Holzverwendung und Holzentnahme	104
Tabelle 4-13: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die mittlere CO ₂ -Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083	109

Abkürzungsverzeichnis

BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BWI	Bundeswaldinventur
BWI-2, BWI-3, BWI-4	2., 3., 4. Bundeswaldinventur
DWD	Deutscher Wetterdienst
DIFENs	Dealing with Impacts on Forests under Changing End-Use Demand, Climate Change, Natural Disturbances and Policy Goals
FABio-Forest	Empirisches Waldmodell des Öko-Instituts (Forestry and Agriculture Biomass Model)
GDD5	Growing Degree Days (Wachstumsgradtage) über 5 °C
HV	Holzverwendungsszenario (Basisszenario aus der Holzverwendungsmodellierung mit TRAW)
IH	Industrieholz (Durchmesser 7 cm – 20 cm)
LH	Laubholz
LH100, LH50, LH0	Schutzgebiet-Szenarien mit unterschiedlichen Laubholzanteilen (100 % alte, durchmesserstarke Laubbestände; 50 % alte durchmesserstarke Laubbestände + 50 % zufällig ausgewählte Laubbestände; 100 % zufällig ausgewählte Laubbestände)
MW	Mittelwertfortschreibung für die Klimadaten der jeweilig betrachteten Klimareferenzperiode
MS	Mixed Sequence: zufällige Sequenzdurchmischung der jährlichen Klimadaten aus der jeweiligen Klimareferenzperiode zur Erzeugung des Klimas in der Projektionsperiode
NH	Nadelholz
NN	Naturschutzfachlich wertvolle Bestände (Schutzgebietskulissen-Szenario)
RH	Restholz (Durchmesser < 7 cm oder undefiniert)
RS	Repeated Sequence: zyklische Klimafortschreibung der jährlichen Klimadaten aus der jeweiligen Klimareferenzperiode zur Erzeugung des Klimas in der Projektionsperiode
SH	Stammholz (Durchmesser > 20 cm)
ST+2, ST+3, ST+4	Zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade (2,3,4)
THG	Treibhausgas
THG-Inventar	Treibhausgasinventar
TRAW	Total Ressource Assessment of Wood (Holzverwendungsmodell)
WUB	Waldumbau
WUB-DGL	Waldumbau Douglasie (Douglasien-Förderszenario)
WUB-LB	Waldumbau klimastabile Laubmischwälder (Laubbaum-Förderszenario)
WUB-LB	Waldumbau klimastabile Laubmischwälder mit zusätzlich modifizierten Entnahme-Intensitäten (Laubbaum-Förderszenario)
WZE	Waldzustandserhebung

Zusammenfassung

Kontext und Herausforderungen

Der Wald in Deutschland steht vor tiefgreifenden Herausforderungen durch den fortschreitenden Klimawandel, veränderte Holznachfrage, natürliche Störungen sowie steigende gesellschaftliche und politische Erwartungen. Hitze, Dürre und Sturmereignisse haben während der letzten 10 Jahre bereits zu starken Schäden geführt, insbesondere in Nadelholzbeständen, die an ihre Standorte oft nur eingeschränkt angepasst sind. Auch Laubbaumarten wie Buche und Eiche zeigen zunehmende Vitalitätsverluste. Zusätzlich begünstigen Trockenphasen Massenvermehrungen von Schadinsekten wie Borkenkäfer, was die Wälder weiter schwächt. Neben der Substanzsicherung des Waldes wird erwartet, dass dieser als Kohlenstoffsенке dient, den nachwachsenden Rohstoff Holz bereitstellt, eine hohe biologische Vielfalt sichert und Erholungsraum bietet. Die vorliegende Studie wurde im Rahmen des Waldklimafond-Projekts DIFENS durchgeführt und analysiert die zukünftige Entwicklung der Wälder in Deutschland unter Berücksichtigung veränderter Klimabedingungen, sich potenziell verschiebender Nutzungsmuster sowie der Auswirkungen verschiedener Managementstrategien.

Zentrale Zielstellung und Methodik

Das DIFENS-Projekt adressiert diese Herausforderungen, indem es die zukünftige Waldentwicklung in Deutschland unter unterschiedlichen Szenarien betrachtet. Dabei werden umfangreiche Projektionen bis zum Jahr 2083 auf Basis holzmarktgetriebener und klimadynamischer Szenarien dargestellt, die Erkenntnisse zur Holznutzung und Klimaschutzfunktion bzw. Resilienz der Wälder bieten. Das Projekt verbindet empirische Waldwachstumsmodellierung (FABio-Forest, Öko-Institut) mit prozessbasierten Ansätzen (4C-Modell, PIK Potsdam), um Wechselwirkungen zwischen Klima, Bestandsstruktur, Bewirtschaftung und Holznutzung besser zu verstehen. Dieser kombinierte Ansatz nutzt die Vorteile verschiedener Methoden. Zum einen ermöglicht das empirische Modell eine gute Kalibrierung und Validierung anhand realer Inventurdaten. Außerdem lassen sich mit diesem Bewirtschaftungseffekte und die Historie der Waldentwicklung nachstellen. Zum anderen können durch die Anbindung an das prozessbasierte Modell kurzfristige und langfristige Effekte durch die Klimaentwicklung berücksichtigt werden, die das empirische Modell nicht abbilden kann.

Für die Szenarien wurden historische Klimadatensätze (u.a. die Klimajahre 2013–2022 als Basisszenario), Marktmodellergebnisse zur Holznachfrage und verschiedene Managementstrategien miteinander kombiniert. Insgesamt wurden 35 Szenarien simuliert, die sich in Bezug auf Klimaentwicklung, Störungen, Holznutzung und Schutzgebietsanteile unterscheiden.

Zentrale Ergebnisse

Klimaeffekte als stärkster Steuerfaktor

Es wurden **fünf Klimareferenzperioden** mit unterschiedlichen Repräsentationen von moderaten und extremen Trockenjahren simuliert, die in zeitlichen Klimasequenzen ab 2024 über 60 Jahre fortgeschrieben wurden. Häufigkeit und Intensität von Extremjahren (Hitze, Dürre, Sturm) bestimmen die Entwicklung der Wälder maßgeblich. Ungünstige Klimafortschreibungen führen dazu, dass insbesondere Nadelholzzuwächse verringert werden und ihre Vorräte sogar schrumpfen. Dadurch steht weniger Holz für eine Nutzung zur Verfügung. In keinem Szenario kann die angenommene Nachfrage nach Nadelholz über die modellierte Periode gedeckt werden („Versorgungsengpass“). Der Zeitpunkt, ab dem der Versorgungsengpass für Nadelholz auftritt, variiert je nach Klimaszenario

um mehr als zehn Jahre von 2039 bis 2052. Die Laubholznachfrage kann in allen Szenarien gedeckt werden. Während Laubholzvorräte sogar in den extremen Klimaszenarien noch leicht zunehmen, sind in allen Klimaszenarien Vorratsabnahmen beim Nadelholz zu verzeichnen. In Zukunftsszenarien mit sehr ungünstigen Klimabedingungen wird der Wald im Mittel zur Kohlenstoffquelle, vor allem infolge von Vorrats- und Zuwachsverlusten bei den Nadelbäumen. Unter moderateren Klimaannahmen bleibt der Wald eine Kohlenstoffsenke. Insgesamt wird deutlich, dass die Klimaentwicklung zu einer großen Bandbreite an möglichen Waldentwicklungen beiträgt und sie damit einen wichtigen Faktor für den zukünftigen Wald und seine Ökosystemleistungen darstellt.

Störungen: Mortalität, Sturm und Schadorganismen

In den Szenarien wird die Mortalität in Abhängigkeit von der Klimaentwicklung modelliert, abgeleitet aus historischen Daten der Waldzustandserhebung. Es besteht die Vermutung, dass für Laubbäume längerfristige Schädigungen zu einer Steigerung der Mortalität führen kann, dies aber in der genutzten Datengrundlage noch nicht sichtbar ist. Daher wurde eine **Zunahme der Baumsterblichkeit beim Laubholz** in verschiedenen Intensitäten simuliert. Ein Anstieg der Laubholzmortalität (z. B. Verdopplung) führt zu einem merklich geringeren Laubholzvorrat (–9 % am Ende der Simulationsperiode), steigert den Totholzanteil und schwächt die CO₂-Senkenleistung, gefährdet aber unter den angenommenen Nutzungsverhältnissen nicht die Versorgung mit Laubholz. **Häufigere Sturmjahre** verschärfen insbesondere die Vorrats- und Zuwachsverluste im Nadelholz. **Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen** („optimales Käfermanagement“) hat positive Effekte auf Fichte und Kiefer: Hier stünden nach 60 Jahren etwa 20 % (Fichte) bzw. 4 % (Kiefer) mehr Vorrat zur Verfügung. Der reduzierte Anfall von Mortalitätsholz führt allerdings zu einer Verschiebung in der Entnahme hin zu mehr regulärer Ernte aus den lebenden Nadelholzbeständen. Insgesamt zeigen die Szenarien zum Themenfeld „Störungen“ deutliche Wechselbeziehungen zwischen Mortalitätsregimen, Vorratsentwicklung und CO₂-Bilanz.

Waldmanagement: Waldumbau, Mortalitätsholznutzung und Schutzgebiete

Das Projekt analysierte verschiedene Managementstrategien wie Waldumbau, Mortalitätsholznutzung und Schutzgebietsausweisung, und untersuchte deren Auswirkungen auf die Waldentwicklung.

Eine gezielte **Förderung der Douglasie** im Rahmen von Waldumbaumaßnahmen erweist sich als wirksam, um langfristig die Nadelholzvorräte zu steigern und klimabedingte Vorratsverluste zu senken. Bis zum Ende des Simulationszeitraums kann der Anteil an Douglasie am Nadelholz bei intensiver Förderung deutlich zunehmen. Allerdings sind damit ökologische Risiken verbunden. Insbesondere bestehen Bedenken zu Auswirkungen der Douglasie als fremdländische Art auf die biologische Vielfalt und zu ihrem Einfluss auf die Funktionalität heimischer Waldökosysteme.

Die **verstärkte Etablierung klimaresilienter Laubmischwälder** durch Waldumbaumaßnahmen mit naturschutzfachlichem Schwerpunkt führt langfristig zu einer Stabilisierung der Vorräte und einer erhöhten Bestandesvielfalt. Gleichzeitig geht dies jedoch, zumindest kurzfristig, zulasten des Gesamtzuwachses und der Versorgung mit Nadelholz: Die Vorräte im Laubholz nehmen deutlich zu, während die Nadelholzvorräte stetig sinken.

Bei der **Nutzung von Mortalitätsholz** zeigt sich, dass eine intensivere Verwertung von abgestorbenem Holz den Zeitpunkt des Nadelholzenspasses verzögert, die lebenden Vorräte schont und deren CO₂-Bilanz verbessert. Allerdings wird durch diese Maßnahme der Totholzvorrat im Wald reduziert, was negative Auswirkungen für den Artenschutz haben kann, da Totholz wertvolle Lebensräume

bietet. Eine geringere Nutzung von Mortalitätsholz führt hingegen zu einem früheren und stärkeren Versorgungsengpass beim Nadelholz und lässt den Totholzbestand im Wald ansteigen.

Die **Ausweitung von Schutzgebieten** – insbesondere das Unterschutzstellen zusätzlicher Laubholzbestände oder naturschutzfachlich wertvoller Waldflächen bis zu einer Schutzgebietsquote von zehn Prozent – führt im Modellverlauf allein zu keiner Erhöhung der Gesamtvorräte oder einer Verbesserung der CO₂-Bilanz, sofern die Holznachfrage unverändert bleibt. In diesem Fall verschiebt sich lediglich die Nutzungsintensität auf andere, nicht geschützte Flächen. Das liegt daran, dass angenommen wurde, dass die fehlende Holzernte in Schutzgebieten durch vermehrten Holzeinschlag andernorts kompensiert wird. Laubholzvorräte sinken dabei insgesamt leicht, während Nadelholzvorräte stabil bleiben oder lokal sogar etwas steigen. Eine wesentliche Erkenntnis aus den Schutzgebietsszenarien ist daher: Schutzgebiete können lokal Naturschutz- und Senkenziele erreichen, aber erst wenn parallel die Gesamtnachfrage nach Holz entsprechend sinkt – etwa durch effizientere Holzverwendung wie mehr Recycling oder Verringerte Nutzung von Brennholz –, lassen sich im Wald merkbare Steigerungen der Vorräte und positive Effekte für die CO₂-Speicherung erzielen.

Holzverwendung und Nachfrageoptimierung

Durch technische und politische Maßnahmen kann die Nachfrage nach Primärwaldholz deutlich gesenkt werden – etwa durch ein **gesteigertes Altholzrecycling** und eine **Reduzierung von Verschnittverlusten** in der Verarbeitung. Eine **verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung** kann die Holzentnahmeintensität von Nadelholz verringern.

Eine Kombination dieser Maßnahmen kann den Nadelholzenspass um über ein Jahrzehnt nach hinten verschieben. Allerdings führt ein massiver Ersatz von Nadelholz durch Laubholz zu erheblichen Vorratsverlusten bei alten, durchmesserstarken Laubbäumen, die wichtig für den Naturschutz sind. Zudem wird die langfristige CO₂-Senkenleistung geschwächt. Demgegenüber verbessern Recycling und Verschnittreduktion sowohl die Ressourcenschonung als auch die Klimabilanz.

Wesentliche Empfehlungen und Grenzen

Die Studienergebnisse zeigen, dass weder ein alleiniger Fokus auf Anpassungsmaßnahmen gegen negative Auswirkungen durch den Klimawandel noch ein ausschließlicher Fokus auf Maßnahmen der verbesserten Waldbewirtschaftung oder Nutzungspolitik die Zukunftsherausforderungen im Wald bewältigen können. Die Waldentwicklung hängt maßgeblich davon ab, wie klimaresilient die Baumarten des zukünftigen Waldes sind, wie flexibel die Bewirtschaftung auf Störungen reagieren kann, wie hoch die Holzentnahme ist und ob die Holznutzung mit Blick auf ökologische Grenzen und Klimaziele weiter optimiert werden kann. Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt und effiziente, senkenorientierte Nutzung ergänzen sich idealerweise. Kritisch bleibt dabei der Zeithorizont, denn Vorratsaufbau und Strukturänderungen in den Waldbeständen brauchen Jahrzehnte.

Modelle wie FABio-Forest stellen wertvolle Entscheidungshilfen dar, um Pfade für die Waldentwicklung unter Unsicherheit zu skizzieren und die Wirkung von Maßnahmen transparent zu machen. Dabei ist es sinnvoll, dass statt einzelner Szenarien Wahrscheinlichkeitskorridore und Spannenbrieten berechnet werden, die die Unsicherheit der Annahmen vermitteln können. Ähnlich wie Klimaszenarien des IPCC als sogenannte Ensembles gerechnet werden, sollten auch in der Waldentwicklungsmodellierung zukünftig verschiedene Modelle stärker kombiniert und parallel eingesetzt werden.

Fazit: Der Wald der Zukunft wird unter derzeitigen Rahmenbedingungen ohne Neuausrichtung der Holznutzung und konsequente Anpassung im Management zunehmend unter Druck geraten. Ein intelligenter Mix aus Waldumbau, effizienter Holznutzung, Schutzgebietsmanagement und der gezielten Förderung klimaresilienter Bestände kann helfen, ökologische, ökonomische und klimapolitische Zielkonflikte zu lösen, benötigt aber langfristige Strategien, Monitoring und klare Prioritäten.

Summary

Context and challenges

Forests in Germany are undergoing profound transformations due to climate change, shifting timber demand, natural disturbances, and rising societal and political expectations. Over the past decade, heat waves, droughts, and storms have caused severe damage, particularly in conifer stands that are often maladapted to their sites. Even broadleaf species such as beech and oak increasingly show signs of reduced vitality. Prolonged droughts also foster mass outbreaks of bark beetles and other biotic pests, further weakening forest resilience. At the same time, expectations for forests are expanding, expecting them to act as carbon sinks, to safeguard biodiversity, supply sustainable timber, and provide recreational spaces. This study, conducted within the DIFENs project, analyzes the future development of forests in Germany under changing climatic conditions, shifting patterns of use, and a variety of management strategies.

Core aims and methodology

The DIFENs project investigates these challenges by simulating forest development in Germany up to the year 2083 under multiple climate and timber market scenarios. The analysis aims to provide insights into forest resilience, timber use, and the climate regulation functions of forests. Two modeling approaches were combined: an empirical growth model (FABio-Forest, Öko-Institut) calibrated and validated against forest inventory data, and a process-based eco-physiological model (4C, PIK Potsdam). This combination allows robust representation of present-day forest dynamics while simultaneously allowing expansion of empirical growth functions to include climate-sensitive terms. In total, 35 scenarios were simulated, differing in assumptions regarding climate evolution, disturbance regimes, timber demand, and the extent of protected areas. Historical climate data from the reference period 2013–2022 were used to establish a baseline scenario serving as reference for comparison of scenarios.

Key results

Climate change effects as strongly dominating driver

Climate change emerged as a dominant driver of future forest development. Simulations of five climate reference periods—with variable inclusion of drought years—demonstrated that the frequency and severity of extreme events strongly determine long-term dynamics. Adverse climate sequences cause pronounced declines in conifer stock and growth, with the timing of conifer “supply bottlenecks” differing by more than a decade across scenarios. While broadleaf stocks increase even under unfavorable conditions, conifer stocks consistently decline. Under the most severe scenarios, forests on a temporal average turn into net carbon source role, largely driven by conifer mortality. More moderate climate assumptions, however, let forests remain a carbon sink, underscoring the wide range of potential trajectories.

Disturbances: mortality, storm occurrence and biotic pests

Disturbance regimes showed significant interactions with forest development. **Elevated broadleaf mortality** reduced stocks (–9% by the end of the simulation period), accelerated deadwood accumulation, and weakened CO₂ sequestration, though broadleaf timber supply remained sufficient to address demands. **More frequent storm years** disproportionately affected the volume of conifer stocks, while optimized bark beetle control markedly improved conifer stocks—by up to 20% for

spruce and 4% for pine after 60 years. However, this also reduced salvage wood availability, shifting harvest pressure toward living conifer stands.

Forest management: forest conversion, use of salvage wood, and protected areas

Management strategies produced differentiated effects. Active **forest conversion through Douglas fir planting** increased long-term conifer stocks and reduced climate-induced losses. However, a strongly fostered planting of Douglas fir raises ecological concerns due to non-native species effects and biodiversity risks. **Fostering of climate-resilient broadleaf mixtures** stabilized stocks and enhanced structural diversity at the cost of lower short-term growth and declining conifer supply. Intensive salvage use of mortality wood delayed timber bottlenecks and improved CO₂ balance, but reduced deadwood habitats critical for biodiversity. Reduced salvage, conversely, increased deadwood accumulation but accelerated coniferous timber shortfalls.

Expanding protected areas up to 10% of forest cover had little effect on total stocks or the CO₂ balance, as harvested volumes shifted to unprotected stands. Only a reduction in total timber demand—through improved efficiency and recycling—can therefore produce substantial gains in stocks and climate mitigation.

Timber use and optimization of forest wood demand

Optimizing timber use emerged as a central lever. Increasing the **substitution of conifer wood with broadleaf timber, enhancing recycling rates, and reducing processing losses** postponed conifer bottlenecks by over a decade. However, excessive reliance on broadleaf substitution risked depleting large, old deciduous trees of high ecological value and reduced long-term carbon storage. By contrast, recycling and loss reduction simultaneously enhanced efficiency and climate performance.

Key recommendations and limitations

The findings emphasize that addressing future challenges requires an integrated strategy rather than reliance on single measures. Forest adaptive capacity depends on the resilience of tree species under changing climates, flexible management responses to disturbances, and continued optimization of timber use in line with ecological and climate goals. Measures targeting biodiversity, efficient resource use, and CO₂ sink functions can be mutually supportive, but their effects unfold across decades, requiring patience and persistence. Models such as FABio-Forest are valuable for exploring forest development under uncertainty and for transparently communicating not only single projections but also ranges of plausible outcomes, as practiced by the IPCC.

Conclusions

Without consistent adaptation of forest management and a reorientation of timber use, forests in Germany will face mounting pressures under ongoing climatic change. A strategic combination of forest conversion, efficient wood utilization, targeted promotion of climate-resilient stands, and balanced use of protected areas can help reconcile ecological, economic, and climate-policy objectives. Such pathways demand long-term commitment, clear priorities, and sustained monitoring to ensure resilience and multifunctionality of forests in the decades ahead.

1 Einleitung

Der Wald in Deutschland steht im Spannungsfeld tiefgreifender ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Veränderungen. Der fortschreitende Klimawandel manifestiert sich bereits heute in einer Häufung von Extremereignissen wie Dürren, Hitzewellen und Stürmen, die in den vergangenen Jahren großflächige Schäden in den Wäldern verursacht haben (BMLEH 2025). Besonders stark betroffen waren in Deutschland dabei Waldbestände, die nicht optimal an ihren Standort angepasst sind, wie etwa viele fehlbestockte Nadelholzbestände im Flachland und den Mittelgebirgen (Bolte et al. 2021). Neben den direkten Schäden durch Witterungsextreme treten zunehmend auch indirekte Folgeschäden auf. So begünstigen anhaltende Trockenphasen beispielsweise Massenvermehrungen von Borkenkäfern in Fichtenbeständen, fördern allgemein in Waldbeständen den Befall mit pathogenen Organismen und führen zu neuartigen Erscheinungen wie der zunehmend beobachtbaren Vitalitätsschwäche bei der Buche (Langer und Bußkamp 2023; Rukh et al. 2023). Die bereits stattgefundenen und sich für die Zukunft abzeichnenden Negativentwicklungen verdeutlichen die Verletzlichkeit der Wälder in Deutschland gegenüber klimatischen Veränderungen und unterstreichen die Dringlichkeit, Anpassungsstrategien zu entwickeln und umzusetzen (Leuschner et al. 2023).

Gleichzeitig steigen die gesellschaftlichen und politischen Erwartungen an den Wald, wie in der Waldstrategie des Bundes vor einigen Jahren beschrieben (BMEL 2021). Er soll nicht nur im Rahmen einer auf Bioökonomie ausgerichteten Wirtschaft als nachhaltige Quelle für den Rohstoff Holz dienen¹, sondern auch als Kohlenstoffspeicher und -senke einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung nationaler und internationaler Klimaschutzziele leisten (Migliavacca et al. 2025). Darüber hinaus wird erwartet, dass die Wälder ihre Funktion als vielfältiger Lebensraum für zahlreiche Arten nicht nur erhalten, sondern idealerweise weiter stärken und ausbauen. Zugleich soll die Widerstandsfähigkeit der Wälder gegenüber zukünftigen Störungen gezielt erhöht werden (Europäische Kommission 2021). Diese unterschiedlichen und teils konkurrierenden Anforderungen machen die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder zu einer komplexen Herausforderung, die ein tiefgreifendes Verständnis der zugrunde liegenden ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Prozesse erfordert.

Vor diesem Hintergrund gewinnen wissenschaftlich fundierte Informationen zur Entwicklung von Waldbeständen, zur Holzverwendung und zu den Auswirkungen verschiedener Managementstrategien zunehmend an Bedeutung. Modelle spielen hierbei eine zentrale Rolle, da sie es ermöglichen, die komplexen Wechselwirkungen zwischen Klima, Waldwachstum, Holznutzung und politischen Rahmenbedingungen zu analysieren. Durch die Entwicklung und Anwendung von Waldwachstumsmodellen können verschiedene Szenarien simuliert und die potenziellen Auswirkungen zukünftiger Entwicklungen und Maßnahmen abgeschätzt werden (Bohn et al. 2014).

Empirische Waldwachstumsmodelle basieren auf umfangreichen historischen Daten wie den Ergebnissen der Bundeswaldinventur, Felddaten aus Forstinventuren oder den Daten langfristiger Versuchsflächen (Korzukhin et al. 2024; Boukhris et al. 2025). Sie spiegeln somit reale Wachstumsprozesse und Standortbedingungen wider und liefern praxisrelevante, überprüfbare Ergebnisse. Die direkte Überprüfbarkeit von Hypothesen und Theorien anhand beobachteter Daten erhöht die wissenschaftliche Nachvollziehbarkeit und Validität der Ergebnisse. Allerdings sind rein empirische Modelle in ihrer Gültigkeit weitgehend auf die Bedingungen und Zeiträume beschränkt, aus denen die

¹ <https://biooekonomie.de/themen/dossiers/der-wald-als-ressource>

Daten, auf denen sie aufbauen, stammen. Bei stark veränderten Klimabedingungen oder neuartigen Störungen stoßen sie an ihre Grenzen, da sie dynamische Veränderungen, etwa durch Klimawandel, Schädlingsdruck oder neue Managementmaßnahmen nur bedingt abbilden und somit außerhalb des beobachteten Datenraums nur eingeschränkt zuverlässige Prognosen liefern können.

Prozessbasierte Waldmodelle simulieren Wachstum, Entwicklung und Dynamik von Wäldern basierend auf physiologischen, chemischen und physikalischen Prozessen, wodurch Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Umweltfaktoren wie Klima, Bodeneigenschaften und Wasserhaushalt und Waldwachstum abgebildet werden können (Korzukhin et al. 2024; Lindeskog et al. 2021). Daher sind prozessbasierte Modelle auch unter veränderten Umweltbedingungen, wie beispielsweise im Klimawandel, oder unter neuen Störungsregimes, einsetzbar und können Entwicklungen simulieren, für die keine historischen Daten vorliegen (Cuddington et al. 2013). Allerdings setzen prozessbasierte Modelle ein hohes Maß an Fachwissen für die Entwicklung, Anwendung und Interpretation der Ergebnisse voraus, sind oft daten- und ressourcenintensiv, durch die Vielzahl an simulierten Prozessen komplex in Bezug auf Parametrisierung, Kalibrierung und Anwendung, und mit Unsicherheiten behaftet, wenn Prozesse oder Eingabedaten nicht ausreichend bekannt sind. Unvollständiges Prozessverständnis und schwierig messbare Parameter erschweren die Validierung, was zu Unsicherheiten in den Modellergebnissen führt (Huber et al. 2020; Fischer et al. 2025).

Die Verknüpfung empirischer Waldmodellierung mit prozessbasierten Ansätzen bietet entscheidende Vorteile für die Analyse und Prognose der Waldentwicklung unter veränderten Klimabedingungen (Bosela et al. 2023; Gilson et al. 2025). Empirische Daten ermöglichen eine verlässliche Kalibrierung und Validierung, während prozessbasierte Komponenten die Übertragbarkeit der Modelle auf neue Standorte und zukünftige Klimaszenarien deutlich erhöhen. Dadurch lassen sich sowohl kurzfristige, datenbasierte Effekte als auch langfristige, prozessgesteuerte Auswirkungen von Managementmaßnahmen oder Störungen realistisch abbilden. Diese integrative Modellierung erlaubt eine umfassende Bewertung der Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen und schafft damit eine wissenschaftlich fundierte Grundlage für nachhaltige Waldbewirtschaftung und die Entwicklung wirksamer Anpassungsstrategien – als Entscheidungshilfe für Praxis und Politik.

Das Teilvorhaben 'Waldmodellierung' des DIFENs-Projekts begegnet diesen Herausforderungen, indem es innovative Modellierungsansätze entwickelt und anwendet, die Elemente aus empirischen (in diesem Fall FABio-Forest, entwickelt am Öko-Institut) und prozessbasierten Modellen (4C, entwickelt am PIK-Potsdam) miteinander verbinden. So werden zentrale Fragestellungen der Waldbewirtschaftung im Klimawandel unter dem Einfluss von Extremereignissen und unter neuen politischen Vorgaben beantwortet. Im Fokus des Teilvorhabens „Waldmodellierung“ stehen dabei folgende Fragestellungen:

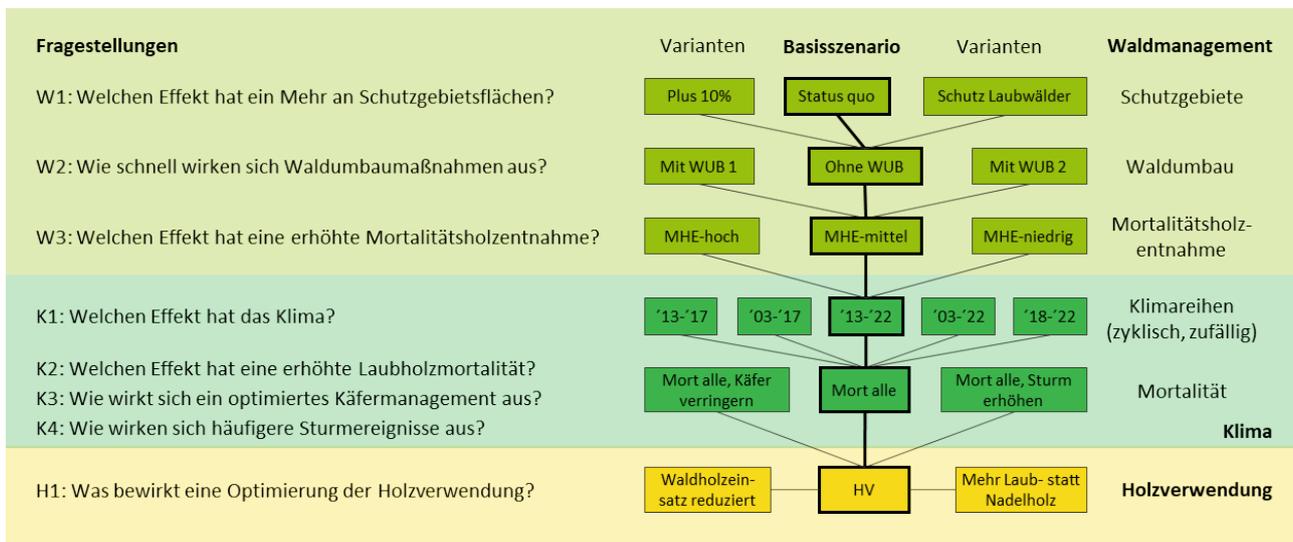
- Wie beeinflussen veränderte Klimabedingungen das Wachstum und das Absterben von Bäumen und die Entwicklung der Bestände, und welche Konsequenzen ergeben sich, wenn davon ausgegangen werden muss, dass künftig auch Laubbaumarten verstärkt von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen sein könnten?
- Welche Effekte ergeben sich für die Kohlenstoffspeicherung im Wald?
- Inwieweit kann der Wald in Deutschland den zukünftigen Holzbedarf decken, und welches Potenzial birgt eine ressourceneffizientere Holznutzung?
- Welche Auswirkungen hätte eine Ausweitung von Schutzgebieten auf die Entwicklung der Wälder sowie auf die Versorgung mit Holzrohstoffen?

- Wie kann die Waldbewirtschaftung auf sich verändernde Rahmenbedingungen reagieren, und mit welcher Geschwindigkeit wirken beispielsweise Maßnahmen zum Waldumbau auf die Stabilität und Produktivität der Wälder?

2 Fragestellungen und Entwicklung der Szenarien

Eine Übersicht der im Projekt adressierten Themenfelder und Fragestellungen ist als Szenarienbaum in Abbildung 2-1 dargestellt. Zentral sind Fragen zu den Auswirkungen des Klimawandels, die mithilfe eines Szenarienkorridors aus fünf unterschiedlich extremen Klimafortschreibungen adressiert werden. Dadurch lässt sich ein Wahrscheinlichkeitsraum abschätzen, innerhalb dessen sich zukünftige Entwicklungen bewegen dürften. Ausgehend von einem als für die Zukunft potenziell realistisch zu erachtenden Klimaszenario werden weitergehende Fragestellungen aus den Themenfeldern Klima, Holzverwendung und Waldmanagement mittels Szenarienanalyse untersucht. Details zu den Themenfeldern und Fragestellungen werden im Folgenden näher erläutert.

Abbildung 2-1: Szenarienbaum



Quelle: Öko-Institut, eigene Darstellung. WUB = Waldumbau, MHE = Mortalitätsholzentnahme, '13-'22 = Jahre 2013-2022, Mort = Mortalität, HV = Holzverwendungsszenario.

2.1 Themenfeld Klimawandel – Welchen Effekt hat das Klima?

Die zukünftige Entwicklung der Wälder in Deutschland wird maßgeblich durch die Veränderungen der Klimabedingungen in den kommenden Jahren und Jahrzehnten bestimmt. Insbesondere die zunehmende Häufigkeit extremer Klima- und Störungsereignisse, wie sie in den Extremjahren 2018 bis 2022 beobachtet wurden, dürfte erhebliche Auswirkungen auf das Wachstum und die Mortalität der Bäume sowie die Entwicklung der Bestandesvorräte und die CO₂-Speicher- und Senkenleistung der Wälder haben (Patacca et al. 2023; Popkin 2021).

Die klimatische Variabilität im Zeitraum 2003 bis 2022 war beträchtlich. Besonders die Jahre 2018, 2019, 2020 und 2022 zeichneten sich durch außergewöhnliche Trockenheit und Hitze aus und wirkten sich großflächig negativ auf die Waldentwicklung in Deutschland aus². Das Jahr 2022 war – gemeinsam mit 2018 – das wärmste Jahr seit Beginn der Wetteraufzeichnungen. Beide Jahre waren zudem durch eine außergewöhnlich hohe Sonnenscheindauer und ein deutliches Niederschlagsdefizit geprägt (Imbery et al. 2023). Auch das Jahr 2003 bleibt als sehr heißes und trockenes Jahr in Erinnerung. In den genannten Jahren (2003, 2018, 2019, 2020 und 2022) kam es zu erheblichen

² <https://www.bmleh.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html>

Wachstumseinbußen und Dürreschäden, was sich in einer deutlich verminderten Vitalität und einer erhöhten Absterberate der Bäume widerspiegelte.

Neben den klimatischen Extremen führten auch Sturmereignisse zu erheblichen Waldschäden. So verursachte der Orkan Kyrill im Jahr 2007 großflächig einen der schwersten Sturmschäden der letzten Jahrzehnte (Schöpfer und Schmid-Haas 2008). Weitere schwere Stürme traten im Herbst 2017 auf, die insbesondere in Fichtenwäldern Schäden nach sich zogen. Im Januar 2018 richtete der Orkan Friederike erhebliche Schäden an, sodass allein in Nordrhein-Westfalen rund zwei Millionen Festmeter Holz durch Windwurf anfielen (Schröder et al. 2019). Im Februar 2022 kam es mit den Orkanen Ylenia, Zeynep, Antonia und Xandra zu einer Serie schwerer Sturmereignisse (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen 2022). Besonders Zeynep verursachte mit nahezu einer Million Festmeter Bruch- und Wurfholz allein in Brandenburg beträchtliche Schäden (Landesbetrieb Forst Brandenburg 2022).

Um die Auswirkungen klimatischer Einflüsse auf die Waldentwicklung quantitativ zu erfassen, wurden im Rahmen des Projekts DIFENS mithilfe der klimasensitiven Version des Waldmodells FABio Forest (FABio 2.0) fünf verschiedene Klimaszenarien für den Zeitraum 2024 bis 2083 simuliert. Grundlage hierfür waren räumlich differenzierte Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) für den historischen Zeitraum 2002 bis 2022.

Als Klimareferenzperioden wurden folgende Zeiträume ausgewählt:

- **2003–2017:** Enthält das Trockenjahr 2003 und das Sturmjahr 2007.
- **2013–2017:** Weitestgehend ohne klimatische Extreme.
- **2003–2022:** Umfasst die Trockenjahre 2003, 2018, 2019, 2020 und 2022 sowie die Sturmjahre 2007, 2018 und 2022.
- **2013–2022:** Knapp die Hälfte der Jahre sind Trockenjahre. Die Sturmjahre 2018 und 2022 sind berücksichtigt.
- **2018–2022:** 80 % der Jahre sind Trockenjahre. Die Sturmjahre 2018 und 2022 sind wiederum berücksichtigt.

Dieses methodische Vorgehen ermöglicht eine differenzierte Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher klimatischer Rahmenbedingungen auf die zukünftige Entwicklung der Wälder in Deutschland.

2.2 Themenfeld Störungen und Mortalität

Im Rahmen der jährlich erhobenen Waldzustandserhebung liegen Daten vor aus denen sich ableiten lässt, in welchem Umfang die Mortalitätswahrscheinlichkeit der Bäume in den Hauptartengruppen gegenüber der mittleren Mortalität des Zeitraums zwischen BWI-2 und BWI-3 zu- und abnehmen (siehe Details in Pfeiffer et al. 2023). Diese Information fließt für jedes fortgeschriebene Jahr zusammen mit den Klimadaten in die Modellierung ein. Ausgehend von dieser Grundmortalität wurden im Rahmen des Projekts verschiedene Szenarien im Hinblick auf erhöhte Störungseignisse sowie auf die potenzielle Reduzierung von Störungseffekten untersucht. Ziel war es, die Auswirkungen unterschiedlicher Annahmen zu Störungen und Mortalität auf die zukünftige Entwicklung der Waldbestände und die Holzverfügbarkeit zu quantifizieren.

Zum einen wurde angenommen, dass infolge des Klimawandels künftig auch Laubbaumarten höhere Mortalitätsraten aufweisen könnten als in der Vergangenheit. Hierzu wurden Szenarien

simuliert, in denen die Mortalität von Laubbäumen um den Faktor 1,5 beziehungsweise 2,0 erhöht wurde. Zum anderen wurde berücksichtigt, dass mit einer Zunahme von Sturmereignissen zu rechnen ist, die insbesondere durch Windwurf zu erhöhter Mortalität führen. In diesem Zusammenhang wurden Szenarien mit zwei, drei beziehungsweise vier zusätzlichen Sturmereignissen pro Bi-Dekade (Periode von 20 Jahren) betrachtet, wobei die Mortalität in den betroffenen Jahren analog zu den Beobachtungen im Sturmjahr 2007 angesetzt wurde.

Darüber hinaus wurde ein optimales Schädlingsmanagement als weiteres Szenario implementiert, bei dem biotische Mortalitätsursachen vollständig eliminiert wurden. Dies ermöglicht eine Abschätzung, inwieweit eine Reduktion biotisch verursachter Mortalität – etwa durch effektive Bekämpfung von Schadinsekten und pathogenen Organismen – die Entwicklung der Bestände und die Verfügbarkeit von Holz beeinflussen könnte.

Im Einzelnen wurden folgende Szenarien simuliert:

- Erhöhung der Laubbaummortalität um den Faktor 1,5,
- Erhöhung der Laubbaummortalität um den Faktor 2,0,
- Zwei zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade (mit erhöhter Mortalität entsprechend dem Sturmjahr 2007),
- Drei zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade (mit erhöhter Mortalität entsprechend dem Sturmjahr 2007),
- Vier zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade (mit erhöhter Mortalität entsprechend dem Sturmjahr 2007),
- Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen (optimales Schädlingsmanagement).

Durch die Analyse dieser Szenarien können die potenziellen Auswirkungen verschiedener Störungsregime und Managementstrategien auf die Stabilität, Produktivität und Resilienz der Wälder unter zukünftigen Klimabedingungen umfassend bewertet werden.

2.3 Themenfeld Holzverwendung

Im Themenfeld „Holzverwendung“ wurde untersucht, inwieweit eine Optimierung der Nutzung von Holzressourcen zur Entlastung der Wälder beitragen kann. Ziel war es, durch verschiedene Szenarien die potenziellen Effekte einer effizienteren und ressourcenschonenderen Holzverwendung auf die Nachfrage nach Waldholz zu quantifizieren (Details in Mantau 2025).

Eine erste Annahme war, dass durch verbessertes Altholzrecycling künftig ein größerer Anteil von Holz am Ende des Lebenszyklus erneut genutzt und im Wertstoffkreislauf gehalten werden kann. Dies würde dazu führen, dass weniger Primärholz aus dem Wald benötigt wird und somit die Nachfrage nach Waldholz sinkt.

Ein weiteres Szenario betrachtete die verstärkte Substitution von Nadelholz durch Laubholz. Es wurde angenommen, dass technologische Fortschritte es ermöglichen, zukünftig mehr Laubholz in Anwendungsbereichen einzusetzen, in denen bislang überwiegend Nadelholz verwendet wird – beispielsweise im Bauwesen. Dadurch würde sich die Nachfrage nach Nadelholz aus dem Wald verringern, während gleichzeitig durch Verlagerungseffekte die Nachfrage nach Laubholz ansteigt.

Des Weiteren wurde die Reduzierung von Verschnitt in Sägewerken als Optimierungsmaßnahme betrachtet. Hier war die Annahme, dass durch den Einsatz effizienterer Verarbeitungstechnologien der Anteil an Verschnitt verringert werden kann, was wiederum den Bedarf an Waldholz senkt.

Abschließend wurde ein kombiniertes Szenario analysiert, in dem alle drei genannten Maßnahmen – verbessertes Altholzrecycling, verstärkter Einsatz von Laubholz anstelle von Nadelholz sowie eine Reduzierung des Verschnitts – gemeinsam umgesetzt werden. Dieses Szenario dient dazu, das Potenzial einer multidimensionalen Optimierung der Holzverwendung und die daraus resultierende Veränderung der Nachfrage nach Waldholz umfassend zu bewerten.

Durch die Analyse der Waldentwicklung in diesen Szenarien lassen sich wichtige Erkenntnisse darüber gewinnen, wie technologische Innovationen und eine effizientere Ressourcennutzung zur nachhaltigen Entlastung der Wälder und zur Sicherung der Holzversorgung beitragen können.

2.4 Themenfeld Waldmanagement – Schutzgebiete

Im Themenfeld „Waldmanagement“ wurde der Aspekt des Flächenschutzes in Form von vier Szenarien im Rahmen eines klimaangepassten Waldmanagements betrachtet. Ziel war es, die Auswirkungen einer Ausweitung von Schutzgebieten auf die Waldentwicklung und die Holzverfügbarkeit zu analysieren. In der Basiseinstellung von FABio-Forest findet auf 4,0% der Waldfläche keine Nutzung statt. Diese Flächen werden zusammenfassend als „Schutzgebiete“ bezeichnet, sie sind aber nicht deckungsgleich mit rechtlich ausgewiesenen Schutzgebieten. Es wurde angenommen, dass zusätzlich zu diesen bestehenden Schutzgebieten weitere Flächen aus der forstlichen Nutzung genommen werden, sodass insgesamt auf 10 % der Waldfläche in Deutschland ein Nutzungsausschluss erfolgt.

Für die Auswahl der zusätzlichen Schutzgebietsflächen wurden verschiedene Kriterien herangezogen, um unterschiedliche naturschutzfachliche Zielsetzungen und deren potenzielle Auswirkungen abzubilden:

- Im ersten Szenario wurden die zusätzlichen Schutzflächen ausschließlich aus alten, durchmesserstarken Laubholzbeständen ausgewählt, wobei die Auswahl zufällig erfolgte. Diese Bestände sind von besonderer Bedeutung, da sie eine Vielzahl von Habitaten für zahlreiche waldbewohnende Arten bieten.
- Im zweiten Szenario wurden 50 % der zusätzlichen Schutzflächen in zufällig ausgewählten alten, durchmesserstarken Laubholzbeständen ausgewiesen (siehe Szenario 1), während die übrigen 50 % in sonstigen laubdominierten Beständen lagen, unabhängig von deren Alters- und Durchmesserstruktur.
- Im dritten Szenario erfolgte die Auswahl der zusätzlichen Schutzflächen vollständig zufällig aus allen laubdominierten Beständen, ohne Berücksichtigung von Alter oder Durchmesserstruktur.
- Im vierten Szenario wurden die zusätzlichen Schutzflächen zufällig aus denjenigen Beständen ausgewählt, die in der Bundeswaldinventur als naturschutzfachlich besonders wertvoll eingestuft wurden, unabhängig von Baumartenkomposition, Alters- oder Durchmesserstruktur.

Durch die Szenarienanalyse dieser unterschiedlichen Auswahlstrategien können die ökologischen und ökonomischen Effekte einer gezielten Ausweitung von Schutzgebieten unter verschiedenen

naturschutzfachlichen Prämissen umfassend bewertet werden. Dies liefert wichtige Erkenntnisse für die Entwicklung eines klimaangepassten und biodiversitätsorientierten Waldmanagements.

2.5 Themenfeld Waldmanagement – Waldumbau als Strategie zur Anpassung an den Klimawandel

Wälder stehen infolge des Klimawandels vor vielfältigen Herausforderungen. Längere Trockenphasen, häufigere Sturmereignisse und die Ausbreitung biotischer Schadfaktoren gefährden die langfristige Stabilität, Leistungsfähigkeit und Produktivität der Waldbestände. Der Waldumbau – verstanden als gezielte Veränderung der Baumarten- und Bestandeszusammensetzung – gilt daher als zentrales Instrument einer zukunftsfähigen, anpassungsorientierten Waldentwicklung.

Im Rahmen des Projekts wurden drei unterschiedliche Waldumbauszenarien simuliert, die wesentliche Anpassungsstrategien an den Klimawandel abbilden: die gezielte Förderung der Douglasie, die intensivere Einbringung klimaresilienter Laubhölzer, sowie eine Kombination aus Laubbaumförderung und angepasster Holzentnahmestrategie.

1. Douglasienförderszenario (WUB-DGL)

Die heute häufig vertretenen heimischen Nadelbaumarten – insbesondere Fichte und Kiefer – zeigen in weiten Teilen Deutschlands bereits deutliche Wachstumseinbußen sowie erhöhte Mortalitätsraten infolge von Trockenstress, Schädlingsbefall und Sturmereignissen. Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) gilt im Vergleich dazu als klimaresilienter: Sie weist eine höhere Trocken- und Temperaturtoleranz auf, verfügt über ausgezeichnete Holzeigenschaften und eine im Vergleich zur Fichte deutlich höhere Wuchsleistung (Liepe und Liesebach 2017). Aus forstökonomischer Sicht wird sie daher als wichtige potenzielle Nadelholzlieferantin der Zukunft betrachtet. Ihre gezielte Einbringung kann das Risiko von Bestandsverlusten mindern und die künftige inländische Nadelholzverfügbarkeit stabilisieren.

Im simulierten Förderszenario wurde ab dem Jahr 2024 bis zum Ende der Projektionsperiode eine jährliche Einbringung von 50 % Douglasie in nadeldominierten Beständen definiert. In laubholzdominierten Beständen wurde ein Anteil von 10 % der jährlich einwachsenden Individuen auf Douglasie festgelegt. Die verbliebenen 50 % bzw. 90 % des Einwuchses entsprechen den an einem Standort bereits vorhandenen Baumarten.

2. Förderung klimaresilienter, artenreicher Laubmischwälder durch intensivierete Laubbaumeinbringung in alle Bestände (WUB-LB)

Laubbaumarten wie Buche, Eiche, Ahorn sowie Linden- und Ulmenarten weisen ein breiteres Spektrum an klimatischer Anpassungsfähigkeit auf als viele heimische Nadelholzarten. Artenreiche, standortangepasste Laubmischwälder gelten in weiten Teilen Deutschlands als robuster gegenüber klimabedingten Stressfaktoren und sind weniger anfällig für Störungen wie Trockenheit, Sturm oder biotische Schäden. Die gezielte Mischung klimatisch geeigneter Laubbaumarten – insbesondere in bisher artenarmen nadeldominierten Beständen – kann die Resilienz langfristig erhöhen und gleichzeitig aus ökologischer Sicht zur Förderung von Strukturvielfalt und Biodiversität beitragen.

Im ersten Laubholz-Förderszenario wurde daher ab 2024 in allen Beständen ein fixer Mindestanteil des jährlichen Einwuchses für sechs ausgewählte Laubbaumarten bzw. -artengruppen festgelegt: (1) Buche, (2) Eiche, (3) Ahorn, (4) Linde und Ulme sowie (5) die

Artengruppe „weitere langlebige Laubbäume“. Für jede dieser Gruppen wurde ein Einwuchsanteil von 10 % vorgegeben, sodass sich der Gesamtanteil des Laubbaumeinwuchses in allen Beständen auf mindestens 50 % belief. Die verbliebenen 50 % des Einwuchs entsprechen wiederum den an einem Standort bereits vorhandenen Baumarten.

In nadeldominierten Beständen führt dieser Mindestanteil zugleich zu einer deutlichen Reduktion des Einwuchses von Nadelbaumarten, da die Anzahl der jährlich einwachsenden Jungbäume pro Bestand durch Wachstumsraum und Ressourcenverfügbarkeit begrenzt ist. In Laubbaumbeständen, die stark von einer einzelnen Baumart wie z.B. der Buche dominiert sind, wird die Baumartenvielfalt erhöht.

3. Laubbaumförderung mit angepasster Entnahmestrategie (WUB-LB+)

Zusätzlich zum zweiten Szenario wurde ein drittes Förderszenario simuliert, das ebenfalls die jährliche Einbringung von mindestens 50 % Laubbaumarten vorsah, jedoch mit einer modifizierten Bewirtschaftungsstrategie kombiniert wurde. Konkret wurde hierbei die Entnahmeintensität für Nadelbäume erhöht, während gleichzeitig die Entnahmeintensität für Laubbaumarten reduziert wurde.

Ziel war es, durch beschleunigten Abbau instabiler Nadelholzanteile sowie durch zurückhaltendere Nutzung der Laubholzanteile die Entwicklung robuster Laubmischbestände nicht nur über den Einwuchs, sondern auch strukturell über selektive Entnahme zu fördern. Dieses Szenario bildet marktorientierte oder waldbauliche Strategien ab, die etwa auf erhöhte Nachfrage nach Nadelholz oder eine priorisierte Förderung von standortangepassten Laubmischungen reagieren.

Die drei entworfenen Szenarien ermöglichen eine differenzierte Bewertung waldbaulicher Anpassungsstrategien im Hinblick auf zentrale Nachhaltigkeitsdimensionen: Holzvorräte und Holzverfügbarkeit, Bestandesstrukturen und CO₂-Speicherung. Darüber hinaus geben sie Aufschluss darüber, wie rasch sich waldbauliche Maßnahmen im Zuge des Waldumbaus in messbaren Veränderungen zeigen, und welche Langfristwirkungen aus verschiedenen Maßnahmenkombinationen resultieren können.

2.6 Themenfeld Waldmanagement – Mortalitätsholzentnahme

Im Rahmen des Themenfeldes Waldmanagements wurde auch der Umgang mit Mortalitätsholz – also Holz von Bäumen, die durch klimatische oder biotische Störungen absterben – näher untersucht. Im Basisszenario wurde angenommen, dass von dem durch Mortalität anfallendem Holz 60 % des Stammholzes, 30 % des Industrieholzes sowie 20 % des Restholzes aus dem Wald entnommen und einer weiteren Nutzung zugeführt werden. Diese Annahmen spiegeln gegenüber den Ergebnissen der Waldinventuren eine als realistisch angenommene mittlere Bergungsrate wider.

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten zu analysieren, wurden zwei weitere Szenarien simuliert:

- Im Szenario der konservativeren Nutzung wurde eine deutlich geringere Bergungsrate für Mortalitätsholz unterstellt, bei der lediglich 30 % des Stammholzes, 15 % des Industrieholzes und 5 % des Restholzes von abgestorbenen Bäumen aus dem Wald entnommen werden.

Dieses Szenario berücksichtigt mögliche Einschränkungen bei der Holzbergung, etwa aufgrund logistischer, ökologischer oder ökonomischer Rahmenbedingungen.

- Im Szenario der intensiveren Nutzung wurde hingegen eine erhöhte Bergungsrate für Mortalitätsholz angenommen, bei der 90 % des Stammholzes, 60 % des Industrieholzes und 25 % des Restholzes von abgestorbenen Bäumen genutzt werden. Dieses Szenario spiegelt eine optimierte Holzbergung wider, die auf eine maximale Nutzung der verfügbaren Holzressourcen abzielt.

Die Simulation dieser unterschiedlichen Bergungsraten ermöglicht eine fundierte Bewertung der Effekte variierender Mortalitätsholzentnahmen auf die Holzverfügbarkeit und die Waldbestände. So können Empfehlungen für eine effiziente und zugleich ökologisch verträgliche Nutzung von Mortalitätsholz unter Berücksichtigung verschiedener Rahmenbedingungen abgeleitet werden.

2.7 Auswahl und Begründung des Basisszenarios für die Szenarienmodellierung

Für die quantitative Bewertung der Auswirkungen unterschiedlicher Management- und Nutzungsszenarien ist die Definition eines Basisszenarios unerlässlich. Das Basisszenario dient dabei als Referenzpunkt, an dem die relativen Effektstärken der einzelnen Szenarien aus den verschiedenen Themenfeldern gemessen und verglichen werden können. Insbesondere ermöglicht es, die Auswirkungen alternativer Annahmen und Maßnahmen in Bezug auf das Waldwachstum, die Holzverfügbarkeit und die Kohlenstoffspeicherung nachvollziehbar und konsistent zu quantifizieren.

Im Rahmen der Klimaszenarien bestand die Herausforderung darin, aus den fünf für die Zukunft fortgeschriebenen Klimaperioden ein geeignetes Basisszenario auszuwählen. Aufgrund der Komplexität und des erheblichen Rechenaufwands war es nicht praktikabel, sämtliche Szenarien aus den verschiedenen Themenfeldern jeweils für alle fünf Klimaszenarien zu simulieren. Auch aus Gründen der Übersichtlichkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurde daher die Festlegung auf ein zentrales Bezugsszenario notwendig.

Für die weiterführenden Szenarien, die über die rein klimatischen Einflüsse hinausgehen, wurde entschieden, die Klimaperiode 2013 bis 2022 als Grundlage für die Fortschreibung zu verwenden. Diese Entscheidung basiert auf der Annahme, dass das zukünftige Klima durch eine erhöhte Häufigkeit von Extremereignissen geprägt sein wird, wie sie in den Trockenjahren 2018, 2019, 2020 und 2022 in rascher Folge beobachtet wurden. Gleichzeitig wurde bewusst darauf verzichtet, das extremste der verfügbaren Klimaszenarien – die Fortschreibung der Periode 2018 bis 2022 – als Basisszenario zu wählen, da dies eine zu pessimistische Annahme darstellen würde. Es ist wahrscheinlich, dass auch in Zukunft Jahre mit feuchteren Bedingungen oder anderen Extremausprägungen (z. B. Starkniederschläge, Unwetter) auftreten werden. Daher wurde ein Szenario gewählt, das die jüngsten Entwicklungen und die beobachtete Zunahme von Extremereignissen abbildet, ohne ausschließlich von den ungünstigsten Bedingungen auszugehen. Mit dieser Herangehensweise wurde sichergestellt, dass die Modellierung nicht zu optimistische Annahmen trifft, sondern potenzielle Risiken angemessen berücksichtigt.

Die weiteren Einstellungen und Annahmen zu Holzverwendung, Störungen und Waldbewirtschaftung für das Basisszenario sind in Tabelle 2-1 dargestellt.

Tabelle 2-1: Annahmen und Modelleinstellungen für das Basisszenario

Modellierung	Themenfeld	Beschreibung
Holzentnahme	Holzverwendung	Holzverwendungsszenario (HV) nach Modellierung mit TRAW
Wetterreihe	Klima	2013 bis 2022, zyklische Wiederholung der Klima-sequenz (RS)
Mortalität	Klima (Störungen)	Jahresscharfe Skalierung der Basismortalität mit-hilfe der WZE-Daten für das jeweilige Klimajahr
Schutzgebiete	Waldbewirtschaftung	Zuweisung von Nullnutzung für 4,0% der Waldflä- che
Waldumbau	Waldbewirtschaftung	Nicht forciert, d.h. kein aktiver Waldumbau (Ein- wuchs 90% wie vorheriger Bestand, 10% zufällige Auswahl weitere Arten)
Mortalitätsholzentnahme	Waldbewirtschaftung	60% vom Stammholz, 30% vom Industrieholz, 20% vom Restholz (mMHE)

Quelle: Öko-Institut, eigene Darstellung. WZE =Waldzustandserhebung, RS = repeated sequence, mMHE = mittlere Mortalitätsholzentnahme.

2.8 Gesamtübersicht über Fragestellungen und Szenarien

Die in Abbildung 2-1 als Übersicht dargestellten Themenfelder und Fragestellungen wurden im Projekt durch eine Zusammenstellung entsprechender Szenarien adressiert. Tabelle 2-2 bietet eine Kurzbeschreibung der jeweils zu den Fragestellungen simulierten Szenarien. Insgesamt wurden 35 verschiedene Szenarien simuliert.

Tabelle 2-2: Übersicht zu Fragestellungen, Szenarienbeschreibung und -benennung

Nr.	Fragestellung	Szenarienbeschreibung	Benennung
Klima			
K1	Welchen Effekt hat das Klima?	Wetterreihen-Fortschreibung aus 5 historischen Klimareferenzperioden in drei Klimadarstellungsvarianten (Mittelwertsfortschreibung (MW), zyklische Wiederholung (RS), zufällige Sequenzdurchmischung (MS)); 15 Szenarien insgesamt	13-17RS 03-17RS 03-22RS 13-22RS (Klimabasis) 18-22RS
K2	Welchen Effekt hat eine erhöhte Laubholzmortalität?	Die Mortalität für Laubbäume wird um den Faktor 1,5 und 2,0 erhöht (2 Varianten)	13-22RS_LHMx1.5 13-22RS_LHMx2.0
K4	Wie wirken sich häufigere Sturmereignisse aus?	2, 3, und 4 zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade; erhöhte Mortalitätsskalierung für Sturmjahre nach WZE	13-22RS_ST2x 13-22RS_ST3x 13-22RS_ST4x
Waldmanagement			
K3	Wie wirkt sich ein optimiertes Käfermanagement aus?	Die biotischen Mortalitätsanteile werden aus der WZE-Skalierung eliminiert	13-22RS_oB
W3	Welchen Effekt hat eine erhöhte Mortalitätsholzentnahme?	3 Bergungsintensitäten für Stamm-(S), Industrie- (I) und Restholz (R): a) SIR = 30%, 15%, 5% b) SIR = 60%, 30%, 20% c) SIR = 90%, 60%, 25%	13-22RS_MHE30-15-5 13-22RS_MHE60-30-20 (Basis) 13-22RS_MHE90-60-25
W2	Wie schnell wirken sich Waldumbaumaßnahmen aus?	Drei Waldumbauszenarien: Douglasien-Förderszenario durch verstärkte Einbringung in den Einwuchs; Laubmischwald-Förderszenario durch Förderung im Einwuchs; Laubmischwaldszenario mit zusätzlicher Modifikation der Entnahmeintensitäten in Nadel- und Laubholzbeständen	13-22RS_WUB_DGL 13-22RS_WUB_LB 13-22RS_WUB_LB+
W1	Welchen Effekt hat ein Mehr an Schutzgebietsflächen?	Erhöhung der Nullnutzungsflächen von 4% auf 10% durch Nutzungsaufgabe in Laubbeständen (LH) und naturschutzfachlich wertvollen Beständen (NN)	13-22RS_PR_NN 13-22RS_PR_LH1.0Z 13-22RS_PR_LH1.0alt 13-22RS_PR_LH_0.5alt_0.5Z
Holzentnahme / -verwendung			
H1	Wie wirkt sich ein Verschieben von Nadel- zu Laubholznutzung aus?	Siehe Mantau 2025	VEN_13-22RS
H2	Wie wirkt sich eine verbesserte Altholzrecyclingquote aus?	Siehe Mantau 2025	ATH_13-22RS
H3	Wie wirkt sich eine Reduktion der Sägeverschnittmengen aus?	Siehe Mantau 2025	VER_13-22RS
H4	Wie wirkt sich eine kombinierte Umsetzung von H1 – H3 aus?	s.o.	ALL-13-22RS

Quelle: Öko-Institut, INFRO, eigene Darstellung. NN = Naturschutzfachlich wertvolle Bestände, basierend auf BWI-3; LH1.0Z = 100 % zufällig ausgewählte laubdominierte Bestände; LH1.0alt = 100 % alte, durchmesserstarke laubdominierte Bestände; LH_0.5alt_0.5Z = 50% alte, durchmesserstarke laubdominierte Bestände + 50 % zufällig ausgewählte laubdominierte Bestände.

3 Methoden

3.1 Allgemeine Kurzbeschreibung von FABio-Forest

Das empirische Waldmodell FABio-Forest wird im Detail in Böttcher et al. 2018 und Pfeiffer et al. 2023 beschrieben. Es basiert auf Daten der zweiten und dritten Bundeswaldinventur (BWI) und beschreibt das Wachstum einzelner durch die Inventuren erfasster Bäume als distanzunabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell für 24 in der BWI erfasste Artengruppen. Dabei werden die Bäume mit unterschiedlichen Eigenschaften, wie Art, Alter, Durchmesser, Höhe, etc. im Modell beschrieben und mittels Wachstumsfunktionen fortgeschrieben. Die Modellierung erfolgt auf Basis der in der BWI-3 erhobenen Trakte und Traktecken.

Folgende Sub-Modelle sind in FABio-Forest implementiert:

- Zuwachsmo­dell: Zu­wachs einzelner Bäume in Abhängigkeit von Baumart, Durchmesser, Höhe, Konkurrenz, Standortbedingungen und Klimaparametern (siehe Details in Kap. 3.3 und 3.4),
- Mortalitätsmodell: Mortalität einzelner Bäume in Abhängigkeit von Baumart, Durchmesser, Alter, Konkurrenz, Standortbedingungen und Baumartenvielfalt sowie eine zusätzliche dynamische Skalierung der artspezifischen Grundfunktionen durch jährlich vorliegende Mortalitätsdaten aus der Waldzustandserhebung (WZE),
- Holznachfrage-Modell: Die Holzentnahme über Ernte wird in FABio-Forest durch die Nachfrage nach Stamm- und Industrieholz³ für Nadel- und Laubbäume im Rahmen der Waldbewirtschaftungsregeln gesteuert (siehe Details in Kap. 3.2).
- Weitere Sub-Modelle sind das Einwuchsmodell, das Totholzmodell und das Bodenkohlenstoff-Modell (siehe Details in Böttcher et al. 2018 und Pfeiffer et al. 2023).

Als Bewirtschaftungsregeln wurden für laubdominierte Bestände die Einstellungen aus dem WEHAM-Basis­zenario und für nadeldominierte Bestände die Einstellungen aus dem WEHAM-Holzintensiv­zenario übernommen (Oehmichen et al. 2018).

Mithilfe der Sub-Modelle lassen sich die meisten relevanten Waldbau- und Waldbewirtschaftungsmaßnahmen mit Klimaschutzwirkung darstellen und quantifizieren. Im Zeitrahmen des Projekts DIFENS wurden in FABio-Forest die Modellfunktionen zur Steuerung der Holzentnahme (Kap. 3.2) und zur Klimasensitivität der Zuwachsfunktion der Bäume (Kap. 3.3 und 3.4) weiterentwickelt. Zudem erfolgte eine Kalibrierung der Modellfunktionen anhand der Ergebnisse der Treibhausgasinventur 2017 und der BWI-4 (Kap. 3.5).

3.2 Erweiterung von FABio-Forest: nachfragebasierte Holzentnahme

Ein zentrales methodisches Element im Projekt DIFENS war die Umstellung der Holzentnahme im Modell von einer aufkommensbasierten auf eine nachfragebasierte Routine. Ziel dieser Umstellung war es, die Simulation der Holzentnahme stärker an realen Marktmechanismen und Bedarfen auszurichten und so eine praxisnähere Abbildung der Holzflüsse im Modell zu gewährleisten. Gleichzeitig wird erreicht, dass die Gesamtholznachfrage, die mit der Holzverwendungsmodellierung

³ Stammholz = Abschnitte eines Stamms mit einem Durchmesser inklusive Rinde von 20 cm und mehr; Industrieholz = Abschnitte eines Stamms mit einem Durchmesser inklusive Rinde von 7-20 cm; Restholz = Holz mit einem Durchmesser < 7 cm bzw. undefiniertem Durchmesser.

bestimmt wird, als Treiber die Waldentwicklung steuert. Die nachfragebasierte Holzentnahme wurde im Modell in einem dreistufigen Verfahren implementiert:

1. Nutzung von Holz aus Mortalität:

Zu Beginn jedes Simulationsjahres wird ermittelt, welche Holzmen gen durch aktuell abgestorbene Bäume anfallen. Basierend auf vorgebbaren Entnahmeraten für Mortalitätsholz (vgl. Kap. 2.6) wird – getrennt nach Laub- und Nadelholz - ein Anteil dieses Mortalitätsholzes geborgen, den Sortimentsklassen Stammholz, Industrieholz und Restholz zugeordnet und auf die Holznachfrage angerechnet.

2. Nutzung von Holz aus Durchforstung:

Im nächsten Schritt wird die turnusmäßige Durchforstung simuliert. Bewirtschaftungsregeln geben differenziert nach Flächenkategorie-Typen vor, welche Durchmesser klassen in die Durchforstung fallen und mit welcher Intensität die Flächentypen durchforstet werden. Eine Durchforstung erfolgt auf bewirtschafteten Flächen alle 8 bis 10 Jahre. Steht sie auf einer Fläche an, werden Holzmen gen entsprechend den Durchforstungsregeln entnommen, auf Sortimente aufgeteilt und auf die Nachfrage angerechnet.

3. Deckung der Restnachfrage durch Endnutzung:

Abschließend wird geprüft, ob die Gesamtnachfrage nach Sortimenten bereits gedeckt ist. Besteht weiterer Bedarf, erfolgt die Ernte entnahmereifer Bäume nach den flächentypspezifisch festgelegten Bewirtschaftungsregeln. Übersteigt die Nachfrage die zulässige Erntemenge, wird die maximal mögliche Menge entnommen und ein entsprechendes Defizit ausgewiesen.

Durch die Implementierung der nachfragebasierten Holzentnahme-Routine wird sichergestellt, dass die im Modell simulierten Holzentnahmen flexibel auf die jeweils vorgegebenen Nachfragemengen aus der ökonomischen Holzverwendungsmodellierung reagieren und dabei sowohl natürliche Mortalitätsereignisse als auch forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen bzw. -regeln berücksichtigt werden. Dies ermöglicht eine realitätsnahe und differenzierte Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Nachfrage- und Bewirtschaftungsszenarien auf die Waldentwicklung und die Holzverfügbarkeit.

Ein besonderer Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass Waldbestände in Szenarien mit einer Holznachfrage unterhalb des potenziellen Holzaufkommens nur so weit beerntet werden, wie es zur Deckung der tatsächlichen Nachfrage erforderlich ist. Dadurch kann sich in den erntereifen, starken Durchmesser klassen ein Vorratsaufbau einstellen, was der realen Entwicklung in Wäldern in Deutschland näherkommt, als eine vollständige jährliche Entnahme aller potenziell erntbaren Holzmen gen, wie sie bei rein aufkommensbasierten Modellen unterstellt wird. Die Ergebnisse der ökonomischen Holzverwendungsmodellierung werden somit explizit in der Waldmodellierung als Treiber abgebildet. Die mögliche Holzentnahme je Bestand wird nur ausgeschöpft, wenn die Nachfrage dies erforderlich macht. Liegt die Nachfrage niedriger, wird nur ein Teil der möglichen Holzentnahme realisiert. Eine detaillierte Beschreibung der nachfragebasierten Holzentnahme-Logik findet sich in Pfeiffer et al. (2023).

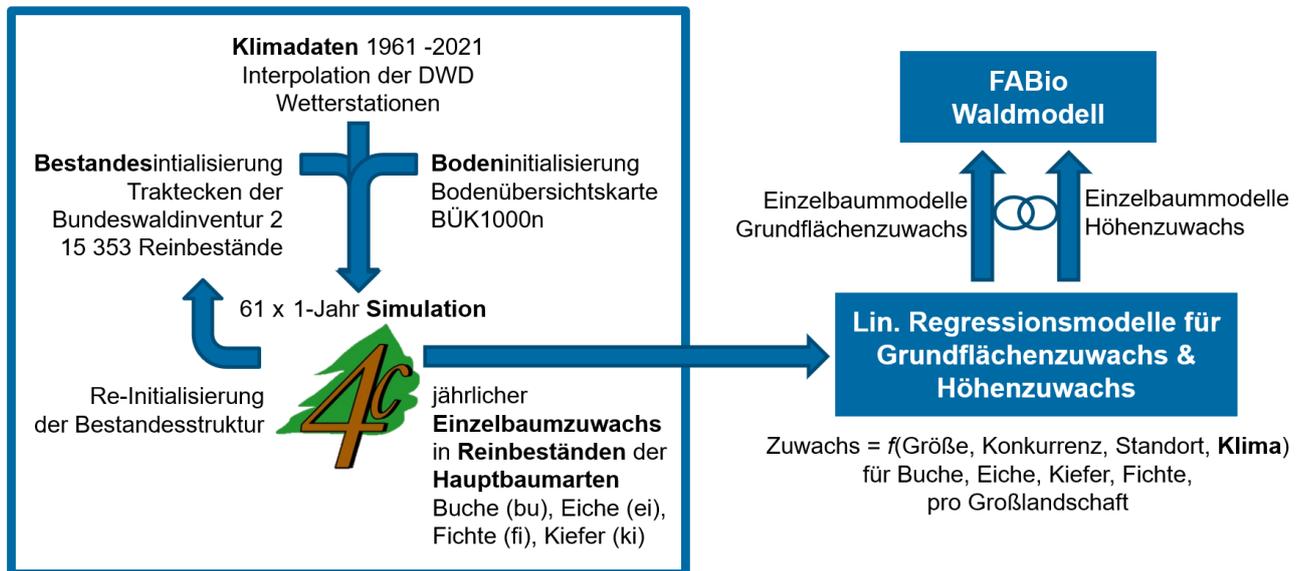
3.3 Erweiterung von FABio-Forst: klimasensitive Zuwachsfunktionen

Ein weiterer sehr wichtiger methodischer Entwicklungsschritt im Rahmen des Projekts DIFENs bestand darin, die Zuwachsfunktionen des empirischen Waldmodells FABio-Forest klimasensitiv auszugestalten, um die Auswirkungen veränderter klimatischer Bedingungen auf das Waldwachstum realitätsnah abbilden zu können. Zu diesem Zweck wurde das prozessbasierte

Waldwachstumsmodell 4C (FORESEE, für **FORESt** Ecosystems in a changing **Environment**; Lasch-Born et al. 2020) herangezogen. Die Bestandesdaten der Bundeswaldinventur (BWI) sind sowohl in 4C als auch in FABio-Forest der Startpunkt für Simulationen. In FABio-Forest wurden zudem die Zuwachsfunktionen aus BWI-Daten abgeleitet. 4C hingegen berücksichtigt explizit physiologische Prozesse und Parameter, die das Wachstum und die Entwicklung von Wäldern steuern, darunter Photosynthese, Respiration, Kohlenstoffallokation, Wasserhaushalt und Mortalität. Dadurch ermöglicht 4C eine dynamische Simulation des Baumwachstums in Abhängigkeit von Klima- und anderen Umweltbedingungen, wobei auch Faktoren wie Artenzusammensetzung, Bestandesstruktur und Kohlenstoffhaushalt des Ökosystems einbezogen werden.

In der nicht-klimasensitiven Version FABio-Forest 1.7 basierten die Zuwachsfunktionen auf drei Komponenten: den individuellen Baummerkmalen (z. B. Brusthöhendurchmesser, Höhe), der Konkurrenzsituation im Bestand (u.a. Bestandsgrundfläche, Grundfläche größerer Individuen, Stammzahl) und einem standortbezogenen Site-Faktor (Bonität). Die Parametrisierung erfolgte anhand von Einzeldaten der Bundeswaldinventuren (BWI-2 und BWI-3). Im Site-Faktor waren sämtliche Umweltfaktoren eines Bestandes zusammengefasst, um den Einfluss von Boden und Klima auf das Wachstum zu berücksichtigen. Der klimatische Einfluss war im Site-Faktor jedoch lediglich implizit enthalten, da die Parametrisierung der Zuwachsfunktionen auf den Mittelwert der Periode 2002–2012 basierte. Eine explizite Berücksichtigung jährlicher klimatischer Variabilität oder von Klimabedingungen außerhalb dieses Zeitraums war somit nicht möglich.

Abbildung 3-1: Schematische Übersichtsdarstellung des Arbeitsflusses zur Integration klimasensitiver Zuwachsfunktionen in das Waldmodell FABio-Forest.



Quelle: Mats Nieberg (PIK), eigene Darstellung

Für die Implementierung der klimasensitiven Zuwachsfunktionen wurden Bodenparameter, sowie die Bestandesstruktur als konstant angenommen, während der Fokus auf der expliziten Abbildung klimatischer Variabilität lag. Hierzu wurden mit 4C umfangreiche Modellexperimente durchgeführt, bei denen rund 15.000 Reinbestände der vier Hauptbaumarten (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche) auf Basis der BWI-2-Daten von 2002 initialisiert und mit standortspezifischen Bodendaten sowie räumlich interpolierten Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes für den Zeitraum 1961–2021

angetrieben wurden (Abbildung 3-1). Um den Einfluss der jährlichen Witterung isoliert zu erfassen, wurden Bestandes- und Bodenzustand zu jedem Jahresende auf den Ausgangszustand zurückgesetzt. Dadurch konnte die Variation des jährlichen Einzelbaumzuwachses ausschließlich auf die klimatischen Bedingungen zurückgeführt werden.

Der so erzeugte Ergebnisdatensatz wurde anschließend statistisch ausgewertet, um klimasensitive Zuwachsfunktion abzuleiten. Für jede Kombination aus Hauptbaumart und biogeographischer Großregion in Deutschland wurde ein logarithmisch-lineares Regressionsmodell angepasst, das den jährlichen Grundflächenzuwachs (BAI) als Funktion von Baumdimensionen, Bestandesstruktur, den Klimaparametern „mittlere jährliche Einstrahlung (MAR)“, „Wachstumsgradtage $> 5\text{ °C}$ (GDD5)“, und „klimatische Wasserbilanz während der Vegetationszeit (vegKWB)“ sowie dem Bodenparameter „nutzbare Feldkapazität“ beschreibt. Nicht-signifikante Einflussgrößen wurden ausgeschlossen. Um die Anbindung an die in FABio-Forest genutzten Zuwachsfunktionen zu gewährleisten, wurde für das auf die 4C-Ergebnisdaten angepasste Regressionsmodell die gleiche Funktionsstruktur für die Komponenten „Baumstärke (SIZE)“ und „Konkurrenz im Bestand (COMP)“ wie in der FABio-Grundfunktion (siehe Böttcher et al. 2018) verwendet. Dieses „4C-Regressionsmodell“ auf Basis der modellierten 4-C Ergebnisse ist klimasensitiv und kann ohne 4C genutzt werden.

Parallel zur Entwicklung der klimasensitiven 4C-Regressionsmodelle wurden auch die artspezifischen Zuwachsfunktionen in FABio-Forest unter Verwendung der BWI-2 und BWI-3 Daten neu parametrisiert. Dieser Schritt war erforderlich, da der bisherige SITE-Faktor, der eine implizite Klimaabhängigkeit enthielt, durch neue, explizit klimaunabhängige Standortfaktoren ersetzt werden musste. Als nicht-klimaspezifische Standortmerkmale wurden die nutzbare Feldkapazität (nFK) und der Simpson-Diversitätsindex der Baumartenzusammensetzung genutzt. Durch die Substitution des SITE-Faktors aus der Version FABio-Forest 1.7 mit diesen neuen standortspezifischen Termen entstand eine klimaunabhängige Basisfunktion, die ansonsten weiterhin die bewährte Struktur der Zuwachsfunktionen hinsichtlich Baummerkmalen und Konkurrenz beibehält.

Der klimatische Einfluss auf das Wachstum wird in FABio-Forest 2.0 folgendermaßen auf der Ebene einzelner Bäume berücksichtigt:

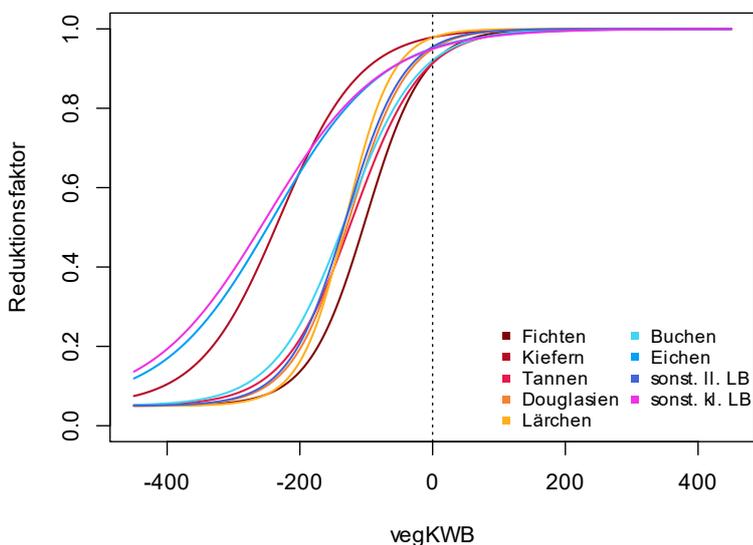
- In einem Simulationsjahr wird in FABio-Forest mit dem 4C-Regressionsmodell der klimabedingte Zuwachsterm eines Baums berechnet (z.B. 4C-Reg (2018)), differenziert nach biogeographischer Region und Baumart.
- Außerdem wird mit dem 4C-Regressionsmodell der jährliche klimabedingte Zuwachsterm für die Jahre der Referenzperiode 2002-2012 berechnet und die Jahreswerte gemittelt (4C-Reg (2002-2012)).
- Mit dem Quotienten $4C\text{-Reg (2018)} / 4C\text{-Reg (2002-2012)}$ liegt ein jahresspezifischer Klimafaktor für den betrachteten Baum vor. Er bildet ab, wie stark der Zuwachs des Baums im betrachteten Jahr vom Zuwachs in der Referenzperiode abweicht.
- In FABio-Forest wird für den Baum mit der klimaunabhängigen Basisfunktion der Zuwachs errechnet. Dieses Ergebnis wird mit dem für diesen Baum ermittelten jahresspezifischen Klimafaktor skaliert.

Die Anpassung des jährlichen Einzelbaum-Höhenzuwachses wurde analog zur Anpassung des Einzelbaum-Grundflächenzuwachses vorgenommen. Dabei wurde der gleiche Faktorwert wie für den Basalflächenzuwachs angewendet, was eine äquivalente Änderung des Grundflächen- und

Höhenwachstums darstellt und somit die Allometrieverhältnisse gegenüber der klimaunabhängigen Grundfunktion nicht verändert.

Im Rahmen der Kalibrierungsphase von FABio-Forest mithilfe der Ergebnisse der Zwischeninventur in Jahr 2017 sowie den Daten der BWI-4 zeigte sich, dass eine rein lineare Skalierung im 4C-Regressionsmodell den negativen Einfluss ausgeprägter Trockenjahre (Wassermangel) auf das Wachstum tendenziell unterschätzt. Um die Auswirkungen extremer Trockenperioden realitätsnah abzubilden, wurde daher ein zusätzlicher Korrekturfaktor implementiert, der bei stark negativer klimatischer Wasserbilanz während der Vegetationsperiode den Zuwachs durch eine sigmoidale Funktion nichtlinear reduziert. Die Parametrisierung dieser Funktion erfolgte für die Hauptbaumartengruppen auf Basis von Ergebnisdaten aus der Zwischeninventur 2017 sowie der BWI-4 (Stand Herbst 2024) mittels iterativer Kalibrierung (Abbildung 3-2). Dieser Korrekturfaktor trägt der physiologischen Reaktion der Bäume auf ausgeprägten Trockenstress Rechnung.

Abbildung 3-2: Artgruppenspezifische sigmoidale Funktionen zur Ermittlung eines Korrekturfaktors bei negativer klimatischer Wasserbilanz



Quelle: Öko-Institut, eigene Darstellung. sonst. ll. LB bzw. sonst. kl. LB = sonstige langlebige bzw. kurzlebige Laubbäume.

Durch das beschriebene methodische Vorgehen wurden die Zuwachsfunktionen im empirischen Modell FABio-Forest um eine explizite Klimasensitivität erweitert, sodass die Auswirkungen unterschiedlicher Klimaszenarien auf das Waldwachstum realitätsnah und differenziert abgebildet werden können. Diese methodische Erweiterung bildet eine wesentliche Grundlage für die Beantwortung der im Projekt DIFENS adressierten Fragestellungen zur zukünftigen Entwicklung der Wälder unter sich verändernden klimatischen Rahmenbedingungen.

3.4 Erstellung der Klimazeitreihen für die Projektionsszenarien

Um die Auswirkungen extremer Klimabedingungen auf das zukünftige Wachstum und die Entwicklung der Wälder in Deutschland abzuschätzen, wurden – wie in Kapitel 2.1 erläutert – verschiedene historische Perioden aus den Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes zwischen 2003 und 2022 ausgewählt. Diese Klimareferenzperioden zeichnen sich durch unterschiedliche Häufigkeiten extremer und weniger extremer Jahre aus. Der Zeitraum von 2003 bis 2022 war besonders relevant für

die Analyse, da er für den Wald durch die Daten der 2., 3. und 4. Bundeswaldinventur in den Jahren 2002, 2012 und 2022 sowie der Zwischeninventur im Jahr 2017 umfassend abgedeckt wird. Auf Basis der Klimadaten dieser Periode wurden für die Szenarienmodellierung neue Klimadatenreihen generiert. Dabei wurden die Klimaparameter, die in der klimasensitiven Zuwachsfunktion genutzt werden, berücksichtigt: die mittlere jährliche Einstrahlung (MAR, *mean annual radiation*), die klimatische Wasserbilanz der Vegetationsperiode (vegKWB) und die Summe der Wachstumsgradtage über 5 °C (GDD5, "Growing Degree Days above 5°C").

3.4.1 Räumliche Umverteilung der Anomaliemuster

Als Datengrundlage wurden die räumlich interpolierten Klimadaten mit einer Auflösung von etwa 0,111 Dezimalgrad verwendet, die auch für die Simulationen mit 4C und die Ableitung des klimasensitiven 4C-Regressionsmodells (siehe Kapitel 3.3) genutzt wurden. Für jeden Gitterpunkt wurde zunächst der Mittelwert der jeweiligen Klimaparameter für die Referenzperiode 2002–2012 berechnet. Diese Mittelwerte dienten als Basis, um für jedes Jahr die normierten Anomalien zu bestimmen, indem die jährlichen Werte durch den jeweiligen Referenzmittelwert dividiert wurden. Auf diese Weise konnten regionale Unterschiede in den Klimaabweichungen vom Mittelwert berücksichtigt und die jährlichen Abweichungen vergleichbar gemacht werden.

Anschließend wurden die Gitterpunkte in Blöcke von jeweils 5×5 Zellen mit einer Auflösung von etwa 0,5 Grad zusammengefasst. In Randbereichen mit unvollständiger Datenabdeckung wurden fehlende Gitterpunkte ergänzt, indem in Blöcken mit mehr als der Hälfte besetzter Gitterpunkte die fehlenden Werte durch den Mittelwert der vorhandenen Gitterpunkte ersetzt wurden. Blöcke mit weniger als 50 % besetzten Gitterpunkten wurden zunächst ausgespart und später nach blockweiser räumlicher Umverteilung der Anomalien durch Ableitung der Anomaliewerte aus benachbarten Blöcken ergänzt.

Um unterschiedliche räumliche Verteilungen klimatischer Extremereignisse abzubilden, wurde ein blockweises Resampling der normierten Anomalien durchgeführt. Dabei wurden für jede der drei Klimavariablen 50 verschiedene zufällige Neuverteilungen der Anomalien auf Blockebene generiert. Die Kopplung zwischen den Klimaparametern wurde dabei erhalten, um die physikalische Kohärenz der Beziehungen zwischen Strahlung, Temperatur und Wasserbilanz zu gewährleisten. Dieses Vorgehen bewahrt die charakteristischen Anomalien der Extremjahre, vermeidet jedoch eine exakte Wiederholung der historischen räumlichen Muster. Dadurch wird verhindert, dass bestimmte Regionen Deutschlands in den Simulationen wiederholt in identischer Weise von Extremereignissen betroffen sind. Dadurch wird die Robustheit und Aussagekraft der Modellierung erhöht.

Nach der räumlichen Umverteilung der Anomalieblöcke wurden die zunächst ausgesparten Gitterpunkt-Werte in Randbereichen durch Ableitung gemäß definierter Nachbarschaftsbeziehungen aus benachbarten Blöcken ergänzt. Die räumlich resampelten Anomalien wurden anschließend unter Verwendung der Gitterpunkt-Mittelwerte der Referenzperiode zurück in absolute Klimawerte transformiert. So entstanden für jedes Klimajahr 50 verschiedene Variationen räumlicher Muster, die für die Fortschreibung der Klimazeitreihen in die Zukunft genutzt wurden. Dabei wurde darauf geachtet, dass jede Variation der räumlichen Muster innerhalb der Projektionsperiode von 2024 bis 2083 maximal einmal verwendet wurde, um eine möglichst breite Streuung der räumlichen Klimamuster zu gewährleisten.

Die beschriebene Vorgehensweise ermöglichte die Erstellung hochaufgelöster, räumlich diversifizierter Klimadatensätze, die sowohl die zeitliche Variabilität als auch die räumliche Heterogenität der

Klimabedingungen in Deutschland realitätsnah abbilden. Gleichzeitig gewährleistet die Umverteilung der Anomalien eine robuste Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher räumlich-zeitlicher Muster klimatischer Extreme und verhindert eine unrealistische exakte Wiederholung räumlicher Anomalie-muster in den Simulationen mit FABio-Forest.

Die Entscheidung für dieses Vorgehen erfolgte, da Klimamodelle, wie sie beispielsweise im Rahmen der Climate Modeling Intercomparison Projekte (CMIP) eingesetzt werden, extreme Wetterereignisse oft nicht adäquat abbilden—insbesondere treten diese in den Modellprojektionen häufig erst nach längeren Zeiträumen von beispielsweise 50 Jahren oder später auf bzw. werden in ihrer Intensität und Häufigkeit aufgrund der Modellauflösung unterschätzt.

3.4.2 Erzeugung der Klimasequenzen für die Szenarien-Simulationen

Die aus den räumlich umverteilten Anomalie-mustern erzeugten Varianten der Klimajahre dienen als Grundlage für die Erstellung der Klimasequenzen in den Projektionen für die Jahre 2024 bis 2083. Für jede Simulation wurden die in Kapitel 2.1 beschriebenen fünf Klimareferenzperioden herangezogen. Die Jahre einer jeweiligen Klimareferenzperiode wurden dabei so oft wiederholt, wie es erforderlich war, um den gesamten Projektionszeitraum von 2024 bis 2083 abzudecken.

Um zu analysieren, welchen Einfluss die konkrete zeitliche Abfolge klimatischer Extremjahre auf die Waldentwicklung hat, wurden für jede der fünf ausgewählten Klimareferenzperioden drei unterschiedliche Varianten für die Erzeugung der Klimazeitreihen getestet:

- **Zyklische Fortschreibung** (*repeated sequence*, RS): In dieser Variante wurde die jeweilige Klimaperiode als Sequenz exakt in der historischen Reihenfolge in die Zukunft fortgeschrieben. Die Klimajahre folgten in den Simulationen also immer wieder in derselben Abfolge, wie sie in der Vergangenheit beobachtet wurden. Um jedoch zu vermeiden, dass Extremereignisse stets in denselben Regionen auftreten, wurden die räumlichen Muster der klimatischen Anomalien – jeweils bezogen auf das Mittel der Jahre 2002–2012 – für jede Wiederholung wie in Kapitel 3.4.1 erläutert zufällig im Raum verteilt.
- **Zufällige Sequenzdurchmischung** (*mixed sequence*, MS): Hierbei dienen die Zeitreihen der zyklischen Fortschreibung als Grundlage, jedoch wurde die Reihenfolge der einzelnen Jahre zufällig permutiert. Diese Variante ermöglicht es, gezielt den Einfluss der konkreten zeitlichen Abfolge klimatischer Extremjahre auf die Waldentwicklung zu untersuchen, indem das zeitliche Auftreten von Extremereignissen innerhalb der Simulationszeiträume variiert wird.
- **Mittelwertfortschreibung** (MW): Zusätzlich zu den Varianten mit jährlicher Klimavariabilität wurde für jede Klimaperiode eine Variante simuliert, bei der die zeitlichen Mittelwerte der relevanten Klimaparameter über die gesamte Klimareferenzperiode gebildet und diese konstant in die Zukunft fortgeschrieben wurden. Dadurch lässt sich analysieren, wie stark und in welche Richtung die Berücksichtigung interannueller klimatischer Variabilität – insbesondere von Extremjahren – die Waldentwicklung im Vergleich zu einer vereinfachten Betrachtung auf Basis mittlerer Klimabedingungen beeinflusst.

Um den Einfluss des Klimas auf die Waldentwicklung zu testen, wurden somit 3 x 5 Szenarien simuliert. Durch den Vergleich der drei Darstellungsvarianten in Kombination mit den Klimareferenzperioden kann quantifiziert werden, welchen Einfluss sowohl die Abfolge als auch die Intensität klimatischer Extremjahre auf die zukünftige Entwicklung der Wälder haben.

3.5 Kalibrierung der Zuwachsfunktionen für die Historie von 2013 bis 2022

Für die Kalibrierung der Zuwachsfunktionen wurden Simulationen der Historie von 2013 bis 2022 für 36.692 Traktecken durchgeführt. Die Initialisierung der Modellbestände erfolgte auf Basis der Trakteckendaten der 3. Bundeswaldinventur (BWI-3), da zum Zeitpunkt der Kalibrierung die detaillierten Trakteckendaten der BWI-4 noch nicht vorlagen.

Als Referenzdaten für die Kalibrierung dienten der Zuwachs der rechnerischen Reinbestände sowie die deutschlandweiten Holzvorräte. Diese Zielgrößen wurden für zwei Kalibrierungszeitpunkte herangezogen: die in aggregierter Form vorliegenden Ergebnisse der Zwischeninventur 2017 und der BWI-4 (Stand Herbst/Winter 2024). Die Kalibrierung erfolgte für die neun Hauptbaumartengruppen der BWI-3. Dazu wurden die in FABio-Forest simulierten Ergebnisse von insgesamt 24 Baumartengruppen ebenfalls auf diese Hauptbaumartengruppen aggregiert.

Als Modelltreiber wurden die interpolierten, gerrideten Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes verwendet, die auch für die 4C-Simulationen und Ableitung der Zuwachsregressionen basierend auf den 4C-Modellergebnissen zum Einsatz kamen (Kap. 3.3). Für die Holznachfrage wurden die Daten aus der Einschlagsrückrechnung verwendet, während die jährliche Mortalität aus den Ergebnissen der Waldzustandserhebung (WZE) extrahiert und auf das Mittel der Periode 2002–2012 normiert wurde. Der sich daraus ergebende Faktor wurde als Skalierung auf die Basismortalität angewendet (vgl. Kap. 2.2 und Details in Pfeiffer et al. 2023).

Das Hauptziel der Kalibrierung bestand darin, den Zuwachs der rechnerischen Reinbestände für die Hauptartengruppen sowohl für das Jahr 2017 als auch für das Jahr 2022 möglichst genau zu treffen. Damit sollte insbesondere auch der beobachtete Einbruch des Zuwachses in den Jahren 2018 bis 2022 gegenüber den Jahren 2013 bis 2017 realistisch abgebildet werden. Gleichzeitig wurde angestrebt, die Vorräte im Jahr 2017 und 2022 sowohl in der Summe über alle Baumartengruppen als auch differenziert nach Laub- und Nadelholz möglichst genau zu reproduzieren.

Im Rahmen der Kalibrierung wurden gezielt die Parameter der sigmoidalen Abschlagsfunktion für negative Werte der klimatischen Wasserbilanz während der Vegetationsperiode angepasst, insbesondere der Steigungsparameter und der Wendepunkt der Funktion (Abbildung 3-2). Wie im Kapitel 3.3 beschrieben korrigiert diese Funktion die nichtlineare Reduktion des Zuwachses unter ausgeprägtem Trockenstress.

Die Ergebnisse der Kalibrierung zeigen, dass die Gesamtvorräte im Jahr 2022 mit einer Abweichung von +4,7 Mio. m³ über dem berichteten Vorrat sehr gut getroffen werden konnten. Für das Laubholz lag der Vorrat im Jahr 2022 dabei mit -48,2 Mio. m³ ca. 3 % niedriger als in der BWI-4 berichtet, während für das Nadelholz der Vorrat mit -53,0 Mio. m³ um ca. 3 % überschätzt wurde. Die Überschätzung der Nadelholzvorräte geht dabei vor allem auf das Konto der Fichte, während die Vorräte von Kiefer und Tanne unterschätzt wurden.

Die verbleibenden Abweichungen lassen sich durch mehrere Faktoren erklären: Für die Zwischeninventur 2017 und die BWI-4 standen keine traktgenauen Detaildaten, sondern lediglich deutschlandweite aggregierte Werte zur Verfügung. Die Mortalität der Bestände wurde zwar jährlich variabel auf Basis der Waldzustandserhebung skaliert, konnte jedoch nicht räumlich differenziert und klimawertabhängig abgebildet werden, da räumlich gegliederte Informationen aus den WZE-Daten nicht ableitbar waren. Daraus ergeben sich Abweichungen in den Bestandsstrukturen und den daraus

resultierenden Dynamiken gegenüber der Realität an den konkreten Traktecken. Die Holzeinschlagsdaten lagen nur differenziert nach Laub- und Nadelholz sowie Sortimentsklassen vor, nicht jedoch auf Artengruppenebene. Ein artengruppen-unspezifischer Einschlag führt zwangsläufig zu Verschiebungen der Vorräte zwischen einzelnen Artengruppen. Zudem verteilt die nachfragebasierte Holzeinschlagsroutine die deutschlandweite Holznachfrage proportional zum erntbaren Potenzial auf alle simulierten Bestände, während reale Entnahmen lokalisiert erfolgen und viele Bestände trotz Erntepotenzial unberührt bleiben. Auch dadurch entstehen Unterschiede zwischen realen und simulierten Bestandsdynamiken. Sollten die Detaildaten der BWI-4 verfügbar werden, wird angestrebt anhand dieser Daten die Kalibrierung der Modellfunktionen in FABio-Forest in zukünftigen Projekten weiter zu verbessern.

Trotz dieser Einschränkungen liefert die Kalibrierung eine robuste Grundlage für die weitere Anwendung von FABio-Forest in den Szenarienanalysen und gewährleistet eine realitätsnahe Abbildung der Zuwachs- und Vorratsentwicklung auf nationaler Ebene.

3.6 Wesentliche Treiber für die Simulations-Szenarien

Die drei zentralen Treiberdaten für die Simulationsszenarien umfassen:

1. **Klimazeitreihen**, die nach der in Kapitel 3.4 beschriebenen Vorgehensweise aus historischen Wetterdaten abgeleitet wurden.
2. **Holznachfrage**, durch die Übergabe der Ergebnisse aus der Holzverwendungsmodellierung mit TRAW (**T**otal **R**esource **A**ssessment of **W**ood) an FABio-Forest. Hierzu wurde eine abgestimmte Schnittstelle entwickelt, die die Nachfrage nach Stammholz, Industrieholz und Restholz – jeweils differenziert nach Laub- und Nadelholz – aus TRAW mit den im Modell FABio-Forest simulierten Sortimenten basierend auf Durchmesserklassen verknüpft
3. **Jahresscharfe Variation der Mortalität der Baumartengruppen** abgeleitet aus Daten der Waldzustandserhebung (WZE, siehe Detail in Pfeiffer et al. 2023). Die jährliche Variation der Mortalität wurde 1:1 an die fortgeschriebenen Klimajahre gekoppelt (siehe Punkt 1). Weitere Modifikationen der Mortalitätsskalierung erfolgten im Rahmen spezifischer Szenariendefinitionen im Themenfeld Störungen und Mortalität (siehe Kapitel 2.2).

Ausgangspunkt für die Initialisierung der Simulationen waren die Bestandsdaten der BWI-3 im Jahr 2012. Die Simulation der Historie endete im Jahr 2023. Ab dem Jahr 2024 wurden für die verschiedenen Szenarien die Waldbestände in Deutschland über einen Zeitraum von 60 Jahren bis zum Jahr 2083 simuliert.

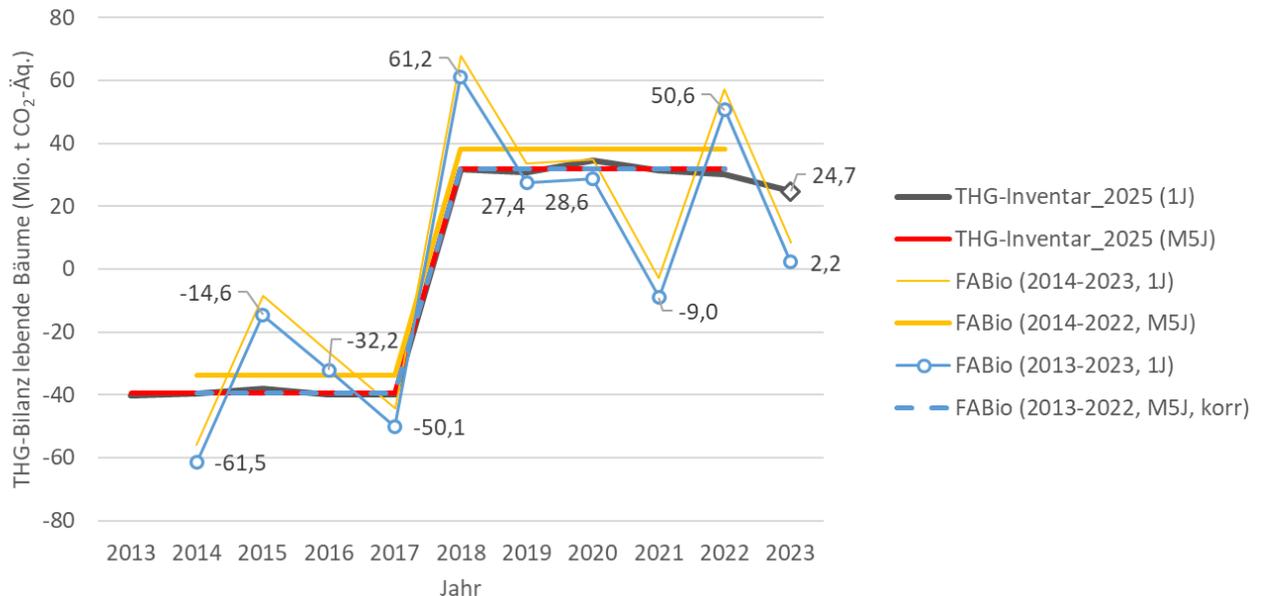
3.7 Anbindung der Modellergebnisse an die THG-Berichterstattung

Die in **FABio-Forest** berechnete Vorratsentwicklung wird über baumartenspezifische Kohlenstoffgehalte je Volumeneinheit in eine CO₂-Bilanz überführt. Für den Kalibrierungszeitraum 2014–2022 liegen dabei jahresscharfe Ergebnisse vor, die mit den im deutschen Treibhausgasinventar berichteten Werten verglichen werden können (Thünen Institut 2025). Im Mittel der Perioden 2014–2017 sowie 2018–2022 liegen die modellierten Werte rund 6 Mio. t CO₂-Äq./Jahr über den Inventurergebnissen (Abbildung 3-3).

Dieser Unterschied resultiert zum einen aus einer im Modell etwas geringeren Vorratsentwicklung gegenüber der Treibhausgasinventur 2017, zum anderen aus Abweichungen in der

Vorratszusammensetzung zwischen Laub- und Nadelholz sowie innerhalb der Artengruppen (siehe Kap. 3.5 zur Modellkalibrierung). Um die Ergebnisse anschlussfähig an die nationale THG-Berichterstattung zu machen, werden sie daher systematisch skaliert. Hierfür wird ein Korrekturfaktor aus dem Kalibrierungszeitraum abgeleitet (Vizzarri et al. 2021; Grassi und Pilli 2017), so dass die historische Entwicklung exakt nachgestellt werden kann (Abbildung 3-3). Dieser Skalierungsfaktor wird anschließend auf die Projektionen ab 2023 übertragen⁴.

Abbildung 3-3: Klimasensitive Modellierung der Jahre 2014 bis 2023 und Anbindung an das THG-Inventar



Quelle: Öko-Institut, FABio-Forest, eigene Darstellung. THG-Inventar nach Thünen Institut (2025), Detaildaten von UBA bereitgestellt. 1J = jährliche Werte, M5J = 5-jähriger Mittelwert. korr = lineare Anpassung der Ergebnisse aus FABio-Forest an die Ergebnisse des THG-Inventars mit $y = 1,02340,9926 x - 6,15950638$ [Mio. t CO₂-Äq.].

Wie Abbildung 3-3 zeigt, weisen die klimasensitiven Ergebnisse von FABio-Forest deutlich stärkere interannuelle Schwankungen auf als das THG-Inventar. Dies liegt daran, dass das Inventar zwischen den 5-Jahres-Erhebungen (THG-Inventur 2017, BWI-4) durch Annualisierung anhand variierender Holzentnahmen fortgeschrieben wird, ohne Witterungseffekte oder Zuwachsschwankungen einzubeziehen. Für das Jahr 2023 weist das Inventar die Waldkohlenstoffbilanz als Quelle von 24,7 Mio. t CO₂-Äq. aus, basierend auf der Fortschreibung der Periode 2018–2022 mit angepasster Holzentnahme. Die klimasensitive Simulation in FABio-Forest ergibt dagegen nur eine kleine Quelle von 2,2 Mio. t CO₂-Äq., da 2023 günstigere Wuchsbedingungen herrschten als im Bezugszeitraum.

Damit zeigt sich, dass FABio-Forest in der Lage ist, auf Grundlage verfügbarer Daten zu Klima, Holznutzung und Mortalität die THG-Bilanz lebender Bäume dynamisch und richtungssicher abzubilden. Dies ermöglicht, die Datenlücke bis zur nächsten Inventur 2027 (Auswertung voraussichtlich

⁴ Um die systematische Abweichung zwischen berichteten und modellierten Ergebnissen zu korrigieren und so eine gewisse Konsistenz zwischen den Zeitreihen des THG-Inventars und Modellergebnissen zu erreichen, ist es ein gängiges Verfahren, eine Skalierung der modellierten Ergebnisse vorzunehmen (Vizzarri et al. 2021; Grassi und Pilli 2017). Dazu wird im Kalibrierungszeitraum ein Korrekturfaktor ermittelt, der auf die danach modellierten Ergebnisse angewandt wird (Grassi und Pilli 2017).

2029) belastbar zu überbrücken und klimabedingte Schwankungen im Kohlenstoffhaushalt realistisch zu erfassen.

4 Ergebnisse

Für die Ergebnisdarstellung werden Variablen betrachtet, die Aussagen zu den Themenbereichen Holzverfügbarkeit, Bestandsdynamik und -entwicklung sowie CO₂-Speicherung und Senkenleistung ermöglichen. Als Ausgangsbasis für die Simulationen dienten die Daten der 36.692 Traktecken aus der BWI-3 (Datensatz 8A; 8 × 8 km Gitternetzauflösung mit allen vier Traktecken), da die Bestandsdaten der BWI-4 zum Zeitpunkt der Arbeiten nicht öffentlich verfügbar vorlagen.

Die Modellausgabe von FABio-Forest liefert für den gesamten Simulationszeitraum Jahresschritte zu den genannten Variablen, differenziert bis auf die Ebene einzelner simulierten Bäume und nach 24 Artengruppen getrennt. In der nachgelagerten Ergebnisanalyse werden diese detaillierten Einzelergebnisse je nach Fragestellung räumlich, zeitlich oder nach Kategorien aggregiert.

Zur Beantwortung der Fragestellungen (siehe Kap. 2) wurden Variablen aus den folgenden Kategorien ausgewertet:

- **Holzverfügbarkeit:** entnommene Holzmengen differenziert nach Laub- und Nadelholz und Sortimenten, basierend auf Durchmesserklassen. Damit wird ein Abgleich zwischen Holz nachfrage und waldseitig verfügbarer Holzmenge möglich. Unterschreitet die verfügbare Holzmenge den nachfrageseitigen Bedarf, wird die Differenz als Versorgungsengpass ausgewiesen. Somit kann die Frage adressiert werden, ob die dem Szenario entsprechenden Holzmengen für Nadel- und Laubholzsortimente dauerhaft den Bedarf decken können, oder ob im Zeitverlauf Defizite auftreten.
- **Zuwächse und Vorräte der lebenden Bestände:** Es kann verfolgt werden, wie sich Zuwächse und Vorräte in den Beständen im Zeitverlauf entwickeln, sowohl für verschiedene Artengruppen als auch in Summe. Die ebenfalls dargestellten Entwicklungen in verschiedenen Durchmesserklassen im Nadel- und Laubholz erlauben Rückschlüsse auf Dynamiken in den Beständen.
- **Vorrat des ausgeschiedenen Bestands:** Wieviel Derbholzvolumen scheidet im Zeitverlauf durch Mortalität, Durchforstung und Ernte aus den Beständen aus, und welche Ursachen tragen welchen Anteil zum ausgeschiedenen Volumen bei? Hier liegt der Fokus sowohl auf natürlichen Gründen, die zum Ausscheiden führen (Mortalität), als auch auf bewirtschaftungsbedingtem Ausscheiden aufgrund von Durchforstung und Holzentnahme durch Ernte. Für mortalitätsbedingtes Ausscheiden wird zusätzlich nach Durchmesserklassen differenziert, um aufzeigen zu können, welche Klassen im Verhältnis zu ihrem Vorrat im Lebendbestand besonders viel zum ausgeschiedenen Vorrat durch Mortalität beitragen.
- **Totholzvorrat:** Der Totholzvorrat beinhaltet sowohl Derb- als auch Nichtderbholz aus Mortalität sowie im Wald verbliebenes Holz aus nicht entferntem Schlagabraum. Totholz speichert Kohlenstoff, stellt wertvollen Lebensraum für viele Arten im Wald dar und beeinflusst den Wasserhaushalt positiv.
- **CO₂-Speicher und Senkenleistung:** Kohlenstoffspeicherung erfolgt im Wald sowohl in lebender Biomasse als auch im Totholz und lässt sich in CO₂-Äquivalenten darstellen. Neben der Gesamtmenge an gespeichertem Kohlenstoff ist die Veränderung der Speicherung im Zeitverlauf zentral, um aussagen zu können, in welchem Maße der Wald eine CO₂-Quelle oder CO₂-Senke ist.

In Kap. 4.1 werden die Ergebnisse des Basisszenarios (vgl. Abbildung 2-1) vorgestellt. Die Kapitel 4.2 bis 4.7 ordnen daran anschließend die Ergebnisse der einzelnen Szenariovarianten ein.

4.1 Ergebnisse des Basisszenarios

Im Folgenden wird zunächst dargestellt, wie sich die Auswahl der Klimadarstellungsvarianten auf die Ergebnisse im Basisszenario auswirken. Anschließend werden die Ergebnisse für das Basisszenario detailliert für die voran genannten Variablen vorgestellt. Die Hintergründe und genauen Spezifikationen für die Auswahl des Basisszenarios wurden bereits im Kapitel 2.7 und in Tabelle 2-1 erläutert und dargestellt.

4.1.1 Auswirkung der Klimadarstellungsvarianten

Wie in Kapitel 3.4.2 erläutert, wurden die Klimasequenzen zur Fortschreibung der zukünftigen Waldentwicklung mittels dreier verschiedener Klimadarstellungsvarianten aus den Klimareferenzperioden generiert: (1) durch zyklische Wiederholung der Klimajahre aus der Referenzperiode (Variante RS, *repeated sequence*), (2) durch zufällige zeitliche Durchmischung der generierten zyklischen Sequenzreihen (Variante MS, *mixed sequence*) sowie (3) durch Fortschreibung der klimatischen Mittelwerte aus der Referenzperiode (Variante MW). Alle weiteren Modelleinstellungen entsprechen jeweils dem Basisszenario (Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld „Klimadarstellungsvarianten“

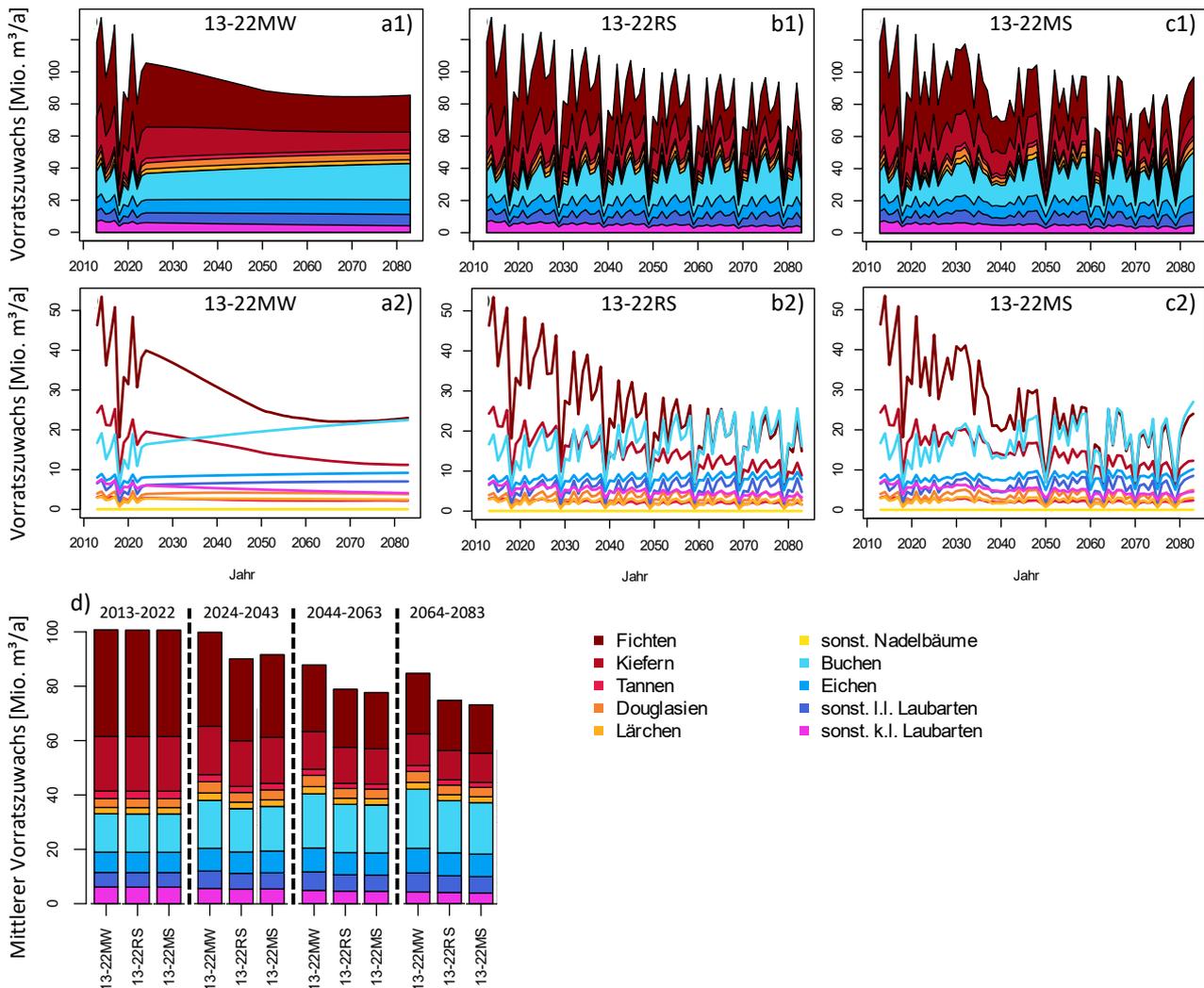
Szenario	Holzverwendung	Klimasequenz	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitäts-holzentnahme
Basisszenario (13-22RS)	HV	2013-2022, Zyklische Wiederholung (RS)	Skalierung der Grundmortalität passend zum Wetterjahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
13-22MS		2013-2022, Zufällige Sequenzdurchmischung (MS)				
13-22MW		2013-2022, Mittelwertfortschreibung (MW)				

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung.

Abbildung 4-1 zeigt die jährlichen Zuwachsverläufe nach Artengruppen für die drei Klimadarstellungsvarianten. In den Teilabbildungen a1–c1 sind die kumulierten Ergebnisse dargestellt, in den Teilabbildungen a2–c2 die jeweiligen Einzelwerte der Artengruppen. Teilabbildung d fasst die Detailergebnisse in Form von Mittelwerten für den historischen Zeitraum sowie für die 20-Jahres-Perioden der Projektionen zusammen.

Deutlich erkennbar ist, dass die mittleren jährlichen Zuwächse in der Variante „**Mittelwertfortschreibung**“ (MW) in allen Zeitabschnitten über denen der Varianten mit jährlicher Klimadynamik (RS und MS) liegen. Wird die Waldentwicklung ohne Berücksichtigung der interannuellen Klimavariabilität fortgeschrieben, werden die negativen Effekte klimatisch ungünstiger Jahre auf Zuwachs, Vorratsentwicklung und CO₂-Bindung somit unterschätzt.

Abbildung 4-1: Zuwachs im lebenden Bestand nach Artengruppen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022

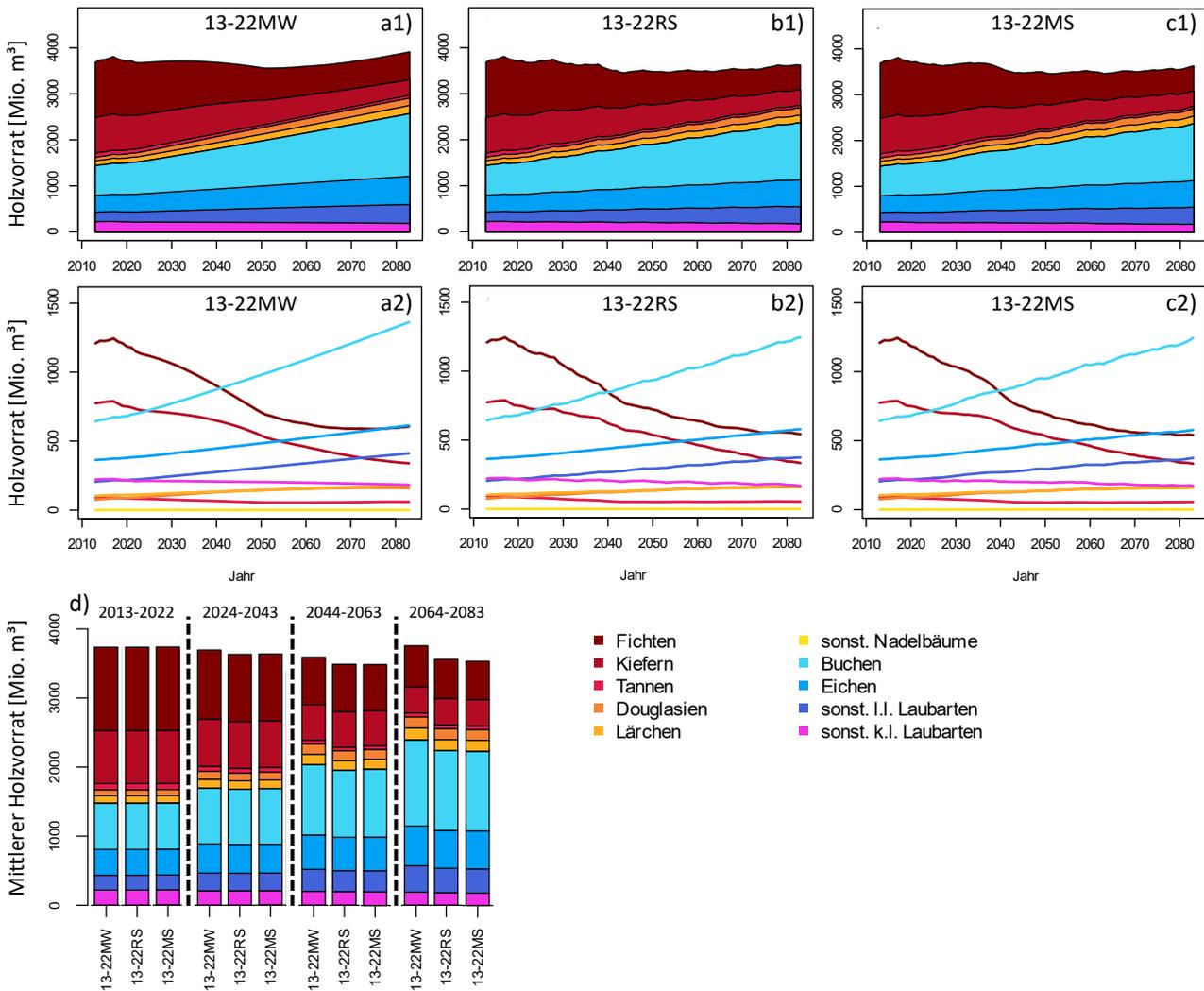


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) Zuwächse kumulierte Darstellung nach Artengruppen; x2) Zuwächse individuelle Darstellung nach Artengruppen; ax) Klima-Mittelwertfortschreibung; bx) zyklische Klimawiederholung; cx) zufällige Durchmischung der Klimasequenz; d) Darstellung der Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden; MW: Mittelwertfortschreibung; RS: zyklische Wiederholung; MS: zufällige Sequenzdurchmischung.

Die Varianten **RS** und **MS** unterscheiden sich hinsichtlich der zeitlichen Abfolge der Klimajahre und damit auch in den Zeitpunkten des Auftretens klimatischer Extreme (vgl. Abbildung 4-1 b und c). In der Variante mit zufällig durchmischter Sequenz (MS) fallen die extremsten Jahre zufallsbedingt überwiegend in die Zeit nach 2060. Dadurch verläuft die erste Hälfte der Projektion vergleichsweise moderat, während die zweite deutlich stärker von Extremereignissen geprägt ist. Entsprechend liegen die mittleren jährlichen Zuwächse wie in Abbildung 4-1 d ersichtlich in der Bi-Dekade 2024–2043 in MS (91,7 Mio. m³/a) etwas über denen der Variante RS (90,2 Mio. m³/a), bleiben aber in beiden Fällen deutlich unter den Werten der **MW-Variante** (99,9 Mio. m³/a). In den beiden darauffolgenden Bi-Dekaden zeigt sich das umgekehrte Bild: RS weist jeweils etwas höhere Zuwächse auf als MS, was den stärkeren Einfluss der gehäuft auftretenden Extremjahre in der zweiten Hälfte der MS-Simulation widerspiegelt.

Insgesamt nehmen die Zuwächse in allen drei Klimadarstellungsvarianten über den Simulationszeitraum hinweg ab. Die Variante MW liegt dabei jedoch kontinuierlich über den beiden klimadynamischen Varianten RS und MS. Um die Unsicherheiten durch das unterschiedliche Timing extremer Jahre verlässlich abschätzen zu können, wären zusätzliche Simulationen mit einer größeren Zahl zufällig durchmischter Sequenzen erforderlich. Im Rahmen dieser Studie musste aus Kapazitätsgründen darauf verzichtet werden.

Abbildung 4-2: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand nach Artengruppen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022

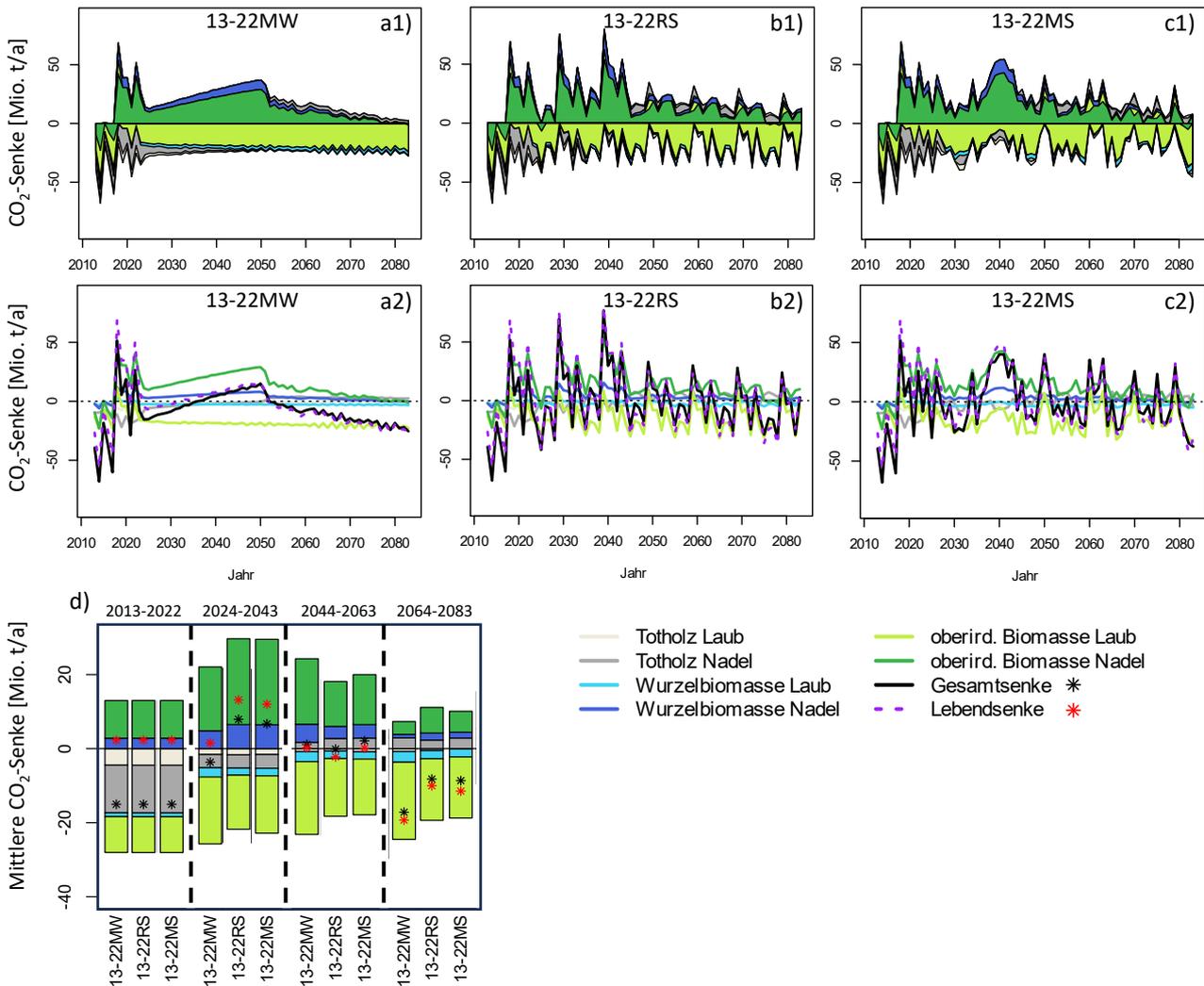


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) lebender Vorrat kumulierte Darstellung nach Artengruppen; x2) lebender Vorrat individuelle Darstellung nach Artengruppen; ax) Klima-Mittelwertfortschreibung; bx) zyklische Klimawiederholung; cx) zufällige Durchmischung der Klimasequenz; d) Darstellung der Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden; MW: Mittelwertfortschreibung; RS: zyklische Wiederholung; MS: zufällige Sequenzdurchmischung

Abbildung 4-2 zeigt die Vorratsentwicklung für die drei Klimadarstellungsvarianten. In allen Varianten nimmt der Nadelholzvorrat im Zeitverlauf ab, während der Laubholzvorrat zunimmt. Der Gesamtvorrat sinkt in allen Varianten bis zu dem Zeitpunkt, an dem im Nadelholz ein Versorgungsengpass auftritt und die Nachfrage nicht mehr vollständig gedeckt werden kann. Dieser Engpass tritt in der Variante MW erst ab dem Jahr 2051 auf, während er in den Varianten RS und MS bereits 2044 bzw.

2045 erreicht wird (siehe Kap. 4.1.2 für die Variante RS und Ergebnisanhang „Klimavergleich“⁵ für die Varianten MS und MW). Nachfolgend bleibt der Gesamtvorrat in den beiden klimadynamischen Varianten weitgehend konstant, während er in der Mittelwertfortschreibungsvariante bis zum Ende der Simulation wieder leicht ansteigt. Im Jahr 2083 liegt der Gesamtvorrat in MW mit 3,915 Mrd. m³ um 292 bzw. 288 Mio. m³ höher als in den Varianten RS bzw. MS.

Abbildung 4-3: CO₂-Senkenbilanz nach Biomasse-Typen für drei Varianten der Klimafortschreibung, Klimaperiode 2013-2022



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) CO₂-Senke kumulierte Darstellung nach Biomasse-Typen; x2) CO₂-Senke individuelle Darstellung nach Biomasse-Typen; ax) Klima-Mittelwertfortschreibung; bx) zyklische Klimawiederholung; cx) zufällige Durchmischung der Klimasequenz; d) Darstellung der Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden; MW: Mittelwertfortschreibung; RS: zyklische Wiederholung; MS: zufällige Sequenzdurchmischung

Die Überschätzung von Zuwächsen und Vorräten bei Verwendung mittlerer statt jahresscharfer Klimawerte wirkt sich auch auf die CO₂-Senkenbilanz aus (Abbildung 4-3). In Perioden, in denen die Waldbiomasse eine Quelle darstellt, wird die Höhe der Quelle in der Variante MW unterschätzt; in Zeiten, in denen der Wald als Senke fungiert, wird die Senkenleistung in der Variante MW überschätzt. Eine Fortschreibung der Waldentwicklung unter Verwendung mittlerer Klimawerte ist somit wenig geeignet, um belastbare Aussagen zur Entwicklung der CO₂-Senkenleistung der Wälder in

⁵ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Klimavergleich.pdf

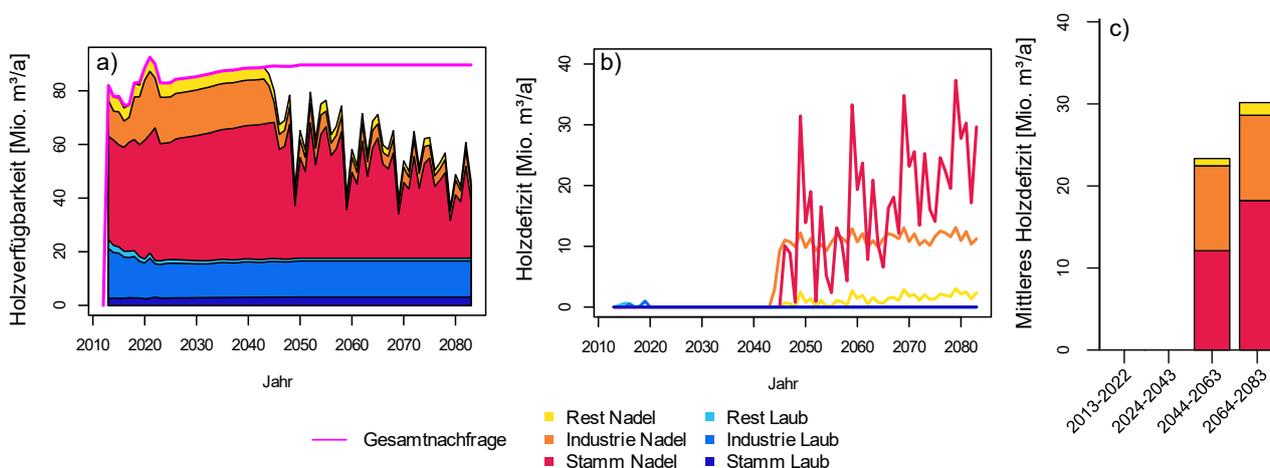
Deutschland zu treffen. Die aus den jährlichen klimatischen Schwankungen resultierende Variabilität kann im Mittel nicht durch die Ergebnisse aus gemittelten Klimawerten abgebildet werden. Dies ist insbesondere auf die nichtlineare Reaktion des Zuwachses auf klimatische Treiber – vor allem bei Wassermangel und negativer klimatischer Wasserbilanz – zurückzuführen.

Für die folgende Darstellung der Ergebnisse aus dem Basisszenario (Kap. 4.1.2 bis 4.1.6) sowie zu den Szenariovarianten (Kapiteln 4.2 bis 4.7) für die Themenfelder aus Kapitel 2 wird die Klimadarstellungsvariante „Zyklische Wiederholung (RS)“ gewählt. Detailabbildungen für die beiden Varianten MW und MS sind für das Themenfeld „Klimawandel“ (siehe Kapitel 2.1 und 4.2) zusätzlich im Ergebnisanhang „Klimavergleich“⁶ verfügbar, werden hier im Bericht aber nicht weiter diskutiert.

4.1.2 Holzverfügbarkeit, Entnahme und Mortalität im Basisszenario

Die aus der Holzverwendungsmodellierung mit TRAW an FABio-Forest übermittelte Holznachfrage nach Sortimenten führt im Nadelholzbereich ab den frühen 2040er Jahren zu einem Versorgungsengpass (Abbildung 4-4 a und b). Im Gegensatz dazu kann der Bedarf an Laubholz bis zum Ende des Simulationszeitraums im Jahr 2083 gedeckt werden. Die entstehenden Defizite im Nadelholz betreffen sämtliche Sortimente (Abbildung 4-4 b) und nehmen insbesondere beim Nadelstammholz im Zeitverlauf deutlich zu (Abbildung 4-4 c). Ab dem Auftreten des Engpasses kann für die Stammholzgewinnung durch Ernte jeweils nur noch diejenige Holzmenge entnommen werden, die jährlich in die durch die Bewirtschaftungsregeln festgelegten Zielstärkeklassen einwächst und gemäß den vorgegebenen Entnahmeintensitäten entnommen werden darf. Die ausgeprägten interannuellen Schwankungen bei den Defiziten im Nadelholz spiegeln die klimabedingten Variationen im Zuwachs und in der Mortalität wider: In klimatisch ungünstigen Extremjahren fällt der Einwuchs in die entnehmbaren Zielstärkeklassen entsprechend geringer aus. Bei Industrie- und Restholz sind diese Schwankungen weniger stark ausgeprägt, da die erforderlichen Holzmengen für diese schwächeren Sortimente zu einem größeren Anteil aus Mortalitätsholz und Durchforstungsentnahmen gedeckt werden können.

Abbildung 4-4 Entnommene Holzmenge im Verhältnis zur Gesamtnachfrage und Defizite im Verhältnis zur Holznachfrage



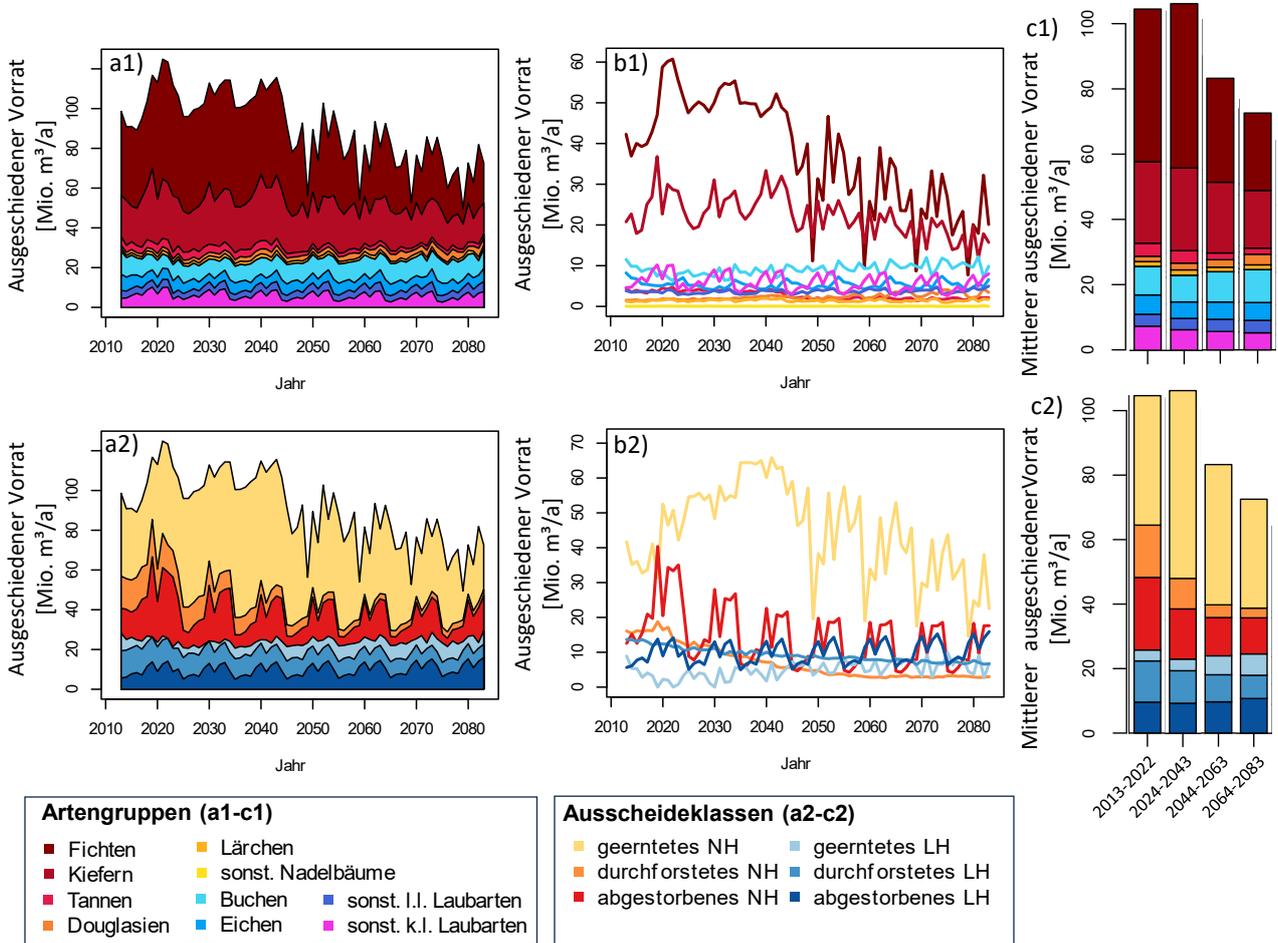
⁶ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Klimavergleich.pdf

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) jährlich entnommenes Holzvolumen nach Sortimenten; b) jährliches Holz mengen-Defizit nach Sortimenten; c) mittlere jährliche Defizite nach Sortimenten für Historie und Bi-Dekaden.

Der ausgeschiedene Holzvorrat (siehe Abbildung 4-5) umfasst sowohl die der Nutzung zugeführten Holz mengen als auch das im Wald verbliebene, ins Totholz übergegangene Holz. Die jährlich insgesamt ausscheidende Holzmenge nimmt im Zeitverlauf ab, was hauptsächlich auf die Entwicklungen im Nadelholzbereich zurückzuführen ist (Abbildung 4-5 a1-c1). Die höchsten ausgeschiedenen Mengen nach Artengruppen entfallen auf Fichten und Kiefern, die zusammen mehr als die Hälfte der ausgeschiedenen Holz mengen ausmachen. Im Nadelholz ist die Entnahme durch Ernte der dominierende Grund für das Ausscheiden von Bäumen, gefolgt von Mortalität und in geringerem Maße von Durchforstung (Abbildung 4-5 a2-c2). Bis zum Eintreten des Nadelholz-Engpasses steigt die Ernteentnahme im Zeitverlauf an und nimmt anschließend kontinuierlich ab, wobei die klimatisch bedingten Schwankungen, wie bereits erläutert, ab dem erstmaligen Auftreten der Nadelholzdefizite in den Erntemengen sichtbar werden. Die klimabedingten zyklischen Schwankungen sind über die gesamte Simulationsperiode auch beim Ausscheiden durch Mortalität erkennbar.

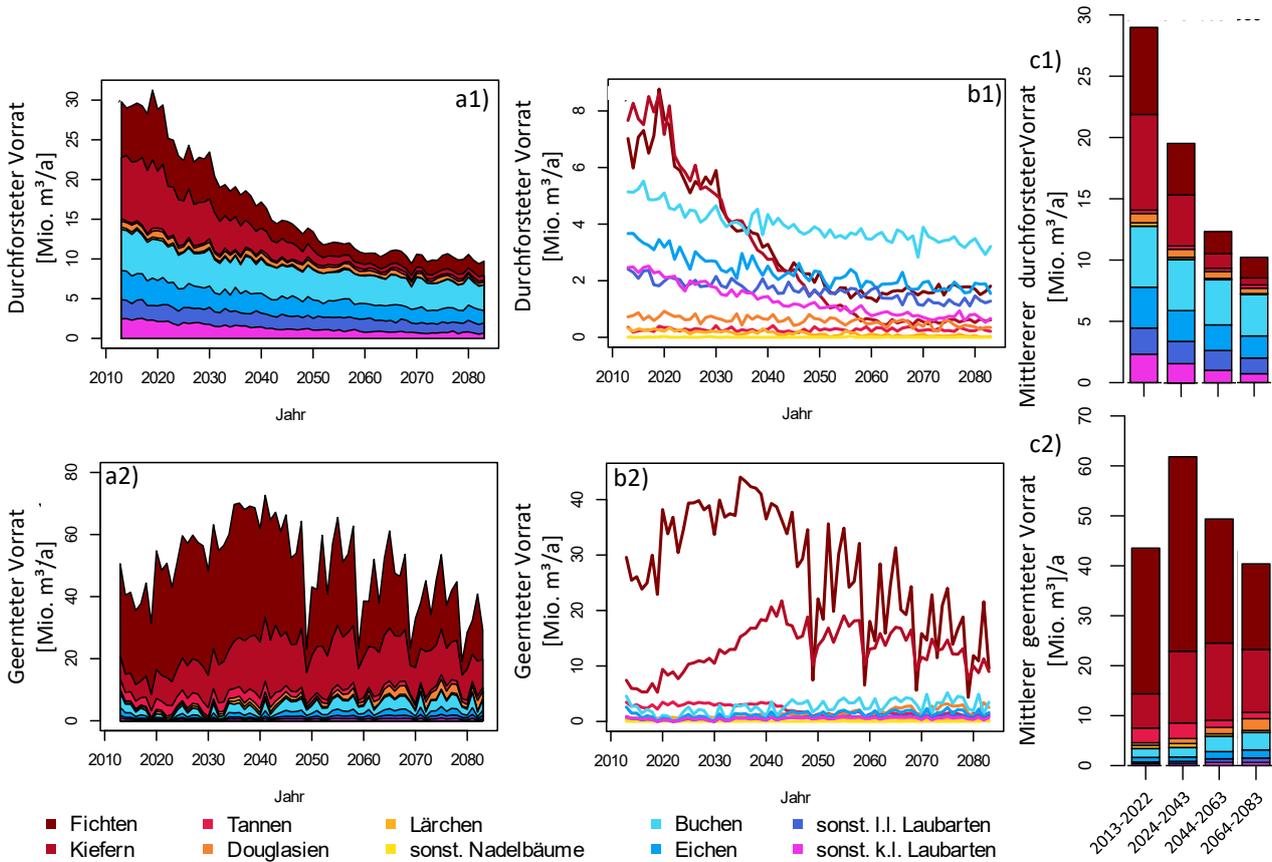
Im Laubholz bleibt die insgesamt ausscheidende Holzmenge im Zeitverlauf weitgehend konstant und bewegt sich mengenmäßig zwischen 20 und 30 Mio. m³ pro Jahr (Abbildung 4-5 a1-c1). Allerdings verschiebt sich die Zusammensetzung der ausgeschiedenen Menge im Zeitverlauf: Das Ausscheiden durch Mortalität und Ernte nimmt zu, während das Ausscheiden infolge von Durchforstung als Ursache abnimmt (Abbildung 4-5 a2-c2).

Abbildung 4-5: Ausgeschiedener Vorrat nach Artengruppen und nach Ausscheide-Ursache



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) jährlich ausgeschiedener Vorrat nach Artengruppen kumuliert bzw. individuell dargestellt (b1), c1) mittlerer jährlich ausgeschiedener Vorrat nach Artengruppen für Historie und Bi-Dekaden. a2) jährlich ausgeschiedener Vorrat nach Grund des Ausscheidens kumuliert bzw. individuell dargestellt (b2), c2) mittlerer jährlich ausgeschiedener Vorrat nach Grund des Ausscheidens für Historie und Bi-Dekaden, differenziert nach Laub- und Nadelholz.

Abbildung 4-6: Durchforsteter und geernteter Vorrat nach Artengruppen

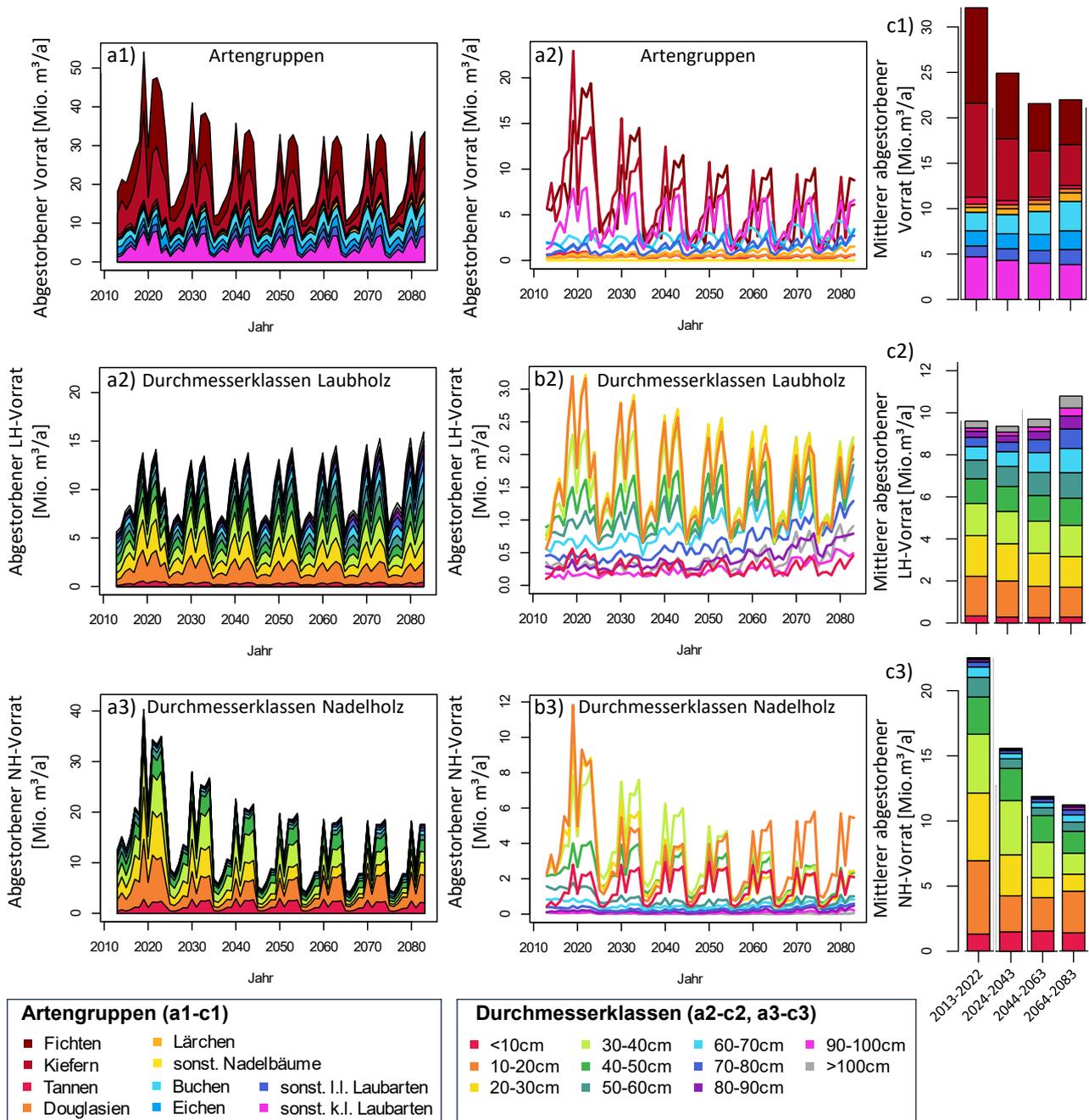


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) jährlich durchforsteter Vorrat nach Artengruppen kumuliert bzw. individuell dargestellt (b1), c1) mittlerer jährlich durchforsteter Vorrat nach Artengruppen für Historie und Bi-Dekaden. a2) jährlich geernteter Vorrat nach Artengruppen kumuliert, bzw. individuell dargestellt (b2), c2) mittlerer jährlich geernteter Vorrat nach Artengruppen für Historie und Bi-Dekaden.

Die Entwicklung der durch Durchforstung und Ernte entnommenen Holzvorräte in den jeweiligen Artengruppen ist in Abbildung 4-6 detailliert dargestellt. Die durch Durchforstung entnommenen Mengen nehmen im Verlauf der Simulationsperiode in allen Artengruppen deutlich ab. Während zu Beginn der Simulation jährlich etwa 27 bis 30 Mio. m³/a durch Durchforstung entnommen wurden, reduziert sich diese Menge bis zum Ende des betrachteten Zeitraums auf etwas über 10 Mio. m³ pro Jahr – ein Rückgang um fast zwei Drittel. Besonders ausgeprägt ist dieser Rückgang bis etwa 2050 bei Fichte und Kiefer: Hier sinkt die Durchforstungsentnahme von anfangs 6 bis 8 Mio. m³/a auf ein Niveau von etwa 2 Mio. m³ ab 2050. Bei den Laubholzarten fällt der Rückgang aufgrund der insgesamt geringeren Durchforstungsintensität weniger stark aus.

Die Entnahme durch Ernte stellt im Nadelholz – insbesondere bei Fichte und Kiefer – den größten Anteil an der Gesamtholzentnahme dar. Im Gegensatz dazu stammt beim Laubholz ein Großteil der Holzentnahme aus der Durchforstung und die Holzentnahme durch Ernte spielt eine untergeordnete Rolle, sie nimmt jedoch im Zeitverlauf kontinuierlich zu (Abbildung 4-6 a2-c2). Dies liegt daran, dass die Nachfrage nach Laubholz im Zeitverlauf nahezu konstant bleibt. Da die durch Durchforstung zur Verfügung stehende Holzmenge aber abnimmt, muss mehr geerntet werden, um die Nachfrage zu bedienen.

Abbildung 4-7: Abgestorbener Vorrat nach Baumartengruppen und nach Durchmesserklassen für Laub- und Nadelholz



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Teilabbildungen x1) Abgestorbener Vorrat nach Artengruppen, x2) nach Durchmesserklassen für Laubholz, und x3) nach Durchmesserklassen für Nadelholz. ax) kumulierte, bx) individuelle Darstellung der jährlichen Werte, cx) mittlere Werte für Historie und Bi-Dekaden der Projektion.

Die durch Mortalität ausgeschiedenen Holzvorräte unterliegen starken interannuellen Schwankungen (Abbildung 4-7). Besonders deutlich wird dies bei den Nadelholzarten, die in den sich wiederholenden Extremjahren aus der Klimaperiode 2013 bis 2022 hohe mortalitätsbedingte Ausfälle verzeichnen. Im Zeitverlauf nimmt die durch Mortalität ausgeschiedene Holzmenge bei den Nadelhölzern deutlich ab, während sie bei den Laubhölzern leicht ansteigt. Diese Entwicklung ist auf die unterschiedliche Vorratsentwicklung der Nadel- und Laubholzbestände zurückzuführen (siehe

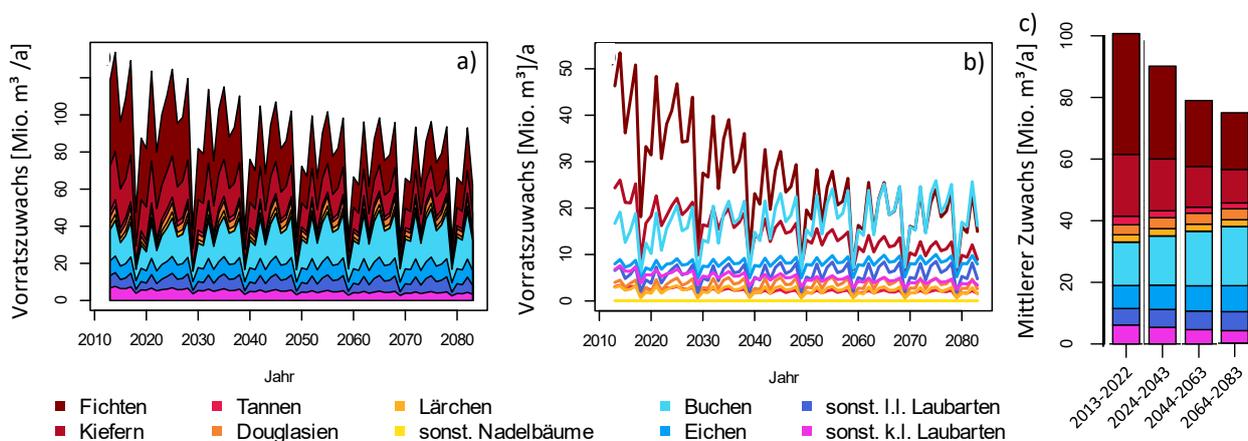
Kapitel 4.1.4). Während die Vorräte in den Nadelholzbeständen aufgrund intensiver Nutzung kontinuierlich abnehmen (Abbildung 4-2), nehmen die Vorräte in den Laubholzbeständen (Abbildung 4-2) und die Vorräte in den höheren Durchmesserklassen im Laubholz (siehe Abbildung 11-15 d1, d2 im Ergebnisanhang „Klimavergleich“⁷) zu. Dadurch steht im Zeitverlauf weniger Nadel- und mehr Laubholzvorrat als Ausgangsbasis für Mortalitätsprozesse zur Verfügung. Gleichzeitig bleiben die zugrunde gelegten Annahmen zur Mortalitätsrate im Simulationsverlauf konstant; veränderte Sensitivitäten der Baumarten gegenüber Mortalitätsursachen werden nicht berücksichtigt.

Eine differenzierte Betrachtung der Mortalität nach Durchmesserklassen zeigt, dass insbesondere die schwächeren Durchmesserklassen bis 30 cm einen überproportional hohen Beitrag zur Mortalität leisten. Bezogen auf ihre Vorräte in den lebenden Beständen sind diese Klassen somit besonders stark betroffen. Mit zunehmendem Durchmesser und Alter der Bäume nimmt die Mortalitätsrate zunächst ab, steigt jedoch bei sehr alten und durchmesserstarken Bäumen wieder an. Dieser Zusammenhang führt bei Laubbäumen zu einem deutlichen Anstieg der Mortalität in höheren Durchmesserklassen, da die Vorräte durchmesserstarker Laubbäume im Zeitverlauf ansteigen.

4.1.3 Zuwachs im Basisszenario

Der jährliche Zuwachs der einzelnen Artengruppen zeigt erhebliche klimabedingte Schwankungen (Abbildung 4-8 a, b). Im Verlauf der Simulation nimmt der über alle Artengruppen kumulierte Gesamtzuwachs von durchschnittlich etwa 100 Mio. m³ pro Jahr im historischen Zeitraum 2013–2022 auf weniger als 80 Mio. m³ pro Jahr im Zeitraum 2064–2083 ab (Abbildung 4-8 c). Dabei verlaufen die Zuwachstrends in den Nadel- und Laubholzgruppen gegenläufig: Während der Zuwachs bei den Nadelhölzern kontinuierlich abnimmt, ist bei den Laubbäumen im Zeitverlauf ein Anstieg zu beobachten. Die Zunahme im Laubholzbereich reicht jedoch nicht aus, um den Rückgang bei den Nadelhölzern vollständig zu kompensieren, sodass insgesamt ein Rückgang des Gesamtzuwachses resultiert. Während der Anteil der Laubhölzer am Gesamtzuwachs im historischen Zeitraum etwas mehr als ein Drittel beträgt, steigt dieser Anteil bis zum Ende der Simulationsperiode auf über die Hälfte an. Die unterschiedlichen Zuwachsverläufe bei Nadel- und Laubholz sind auf das Zusammenspiel von Holzentnahme, Mortalität und Vorratsentwicklung in den jeweiligen Beständen zurückzuführen.

Abbildung 4-8: Zuwachs des lebenden Bestands nach Artengruppen



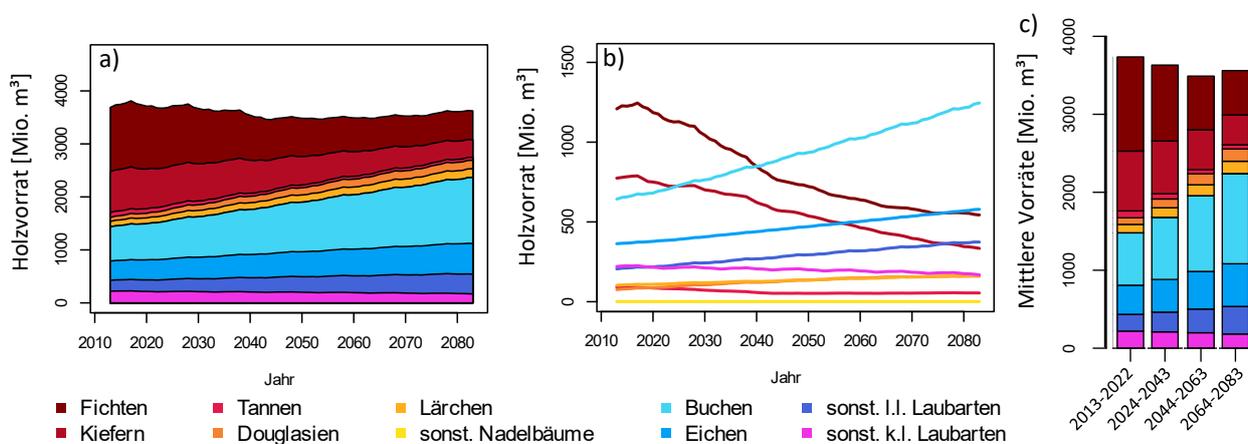
⁷ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Klimavergleich.pdf

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) kumulierte, b) individuelle Darstellung der jährlichen Werte, c) mittlere Werte für Historie und Bi-Dekaden der Projektion.

4.1.4 Vorratsentwicklung im lebenden Bestand

Der durchschnittliche Gesamtvorrat lag im Zeitraum 2013–2022 bei 3.736 Mio. m³. Im Basisszenario sinkt dieser Wert im weiteren Verlauf bis zum Eintritt des Nadelholz-Versorgungsengpasses zu Beginn der 2040er Jahre auf 3.464 Mio. m³ ab (Abbildung 4-9 a, b). Diese Abnahme ist vor allem auf den gezielten Vorratsabbau im Zielstärkenbereich der Nadelhölzer zurückzuführen. Zwar steigt der Vorrat an Laubholz im gleichen Zeitraum kontinuierlich an, kann jedoch die parallel auftretenden Verluste im Nadelholz mengenmäßig nicht vollständig ausgleichen.

Abbildung 4-9: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand nach Baumartengruppen

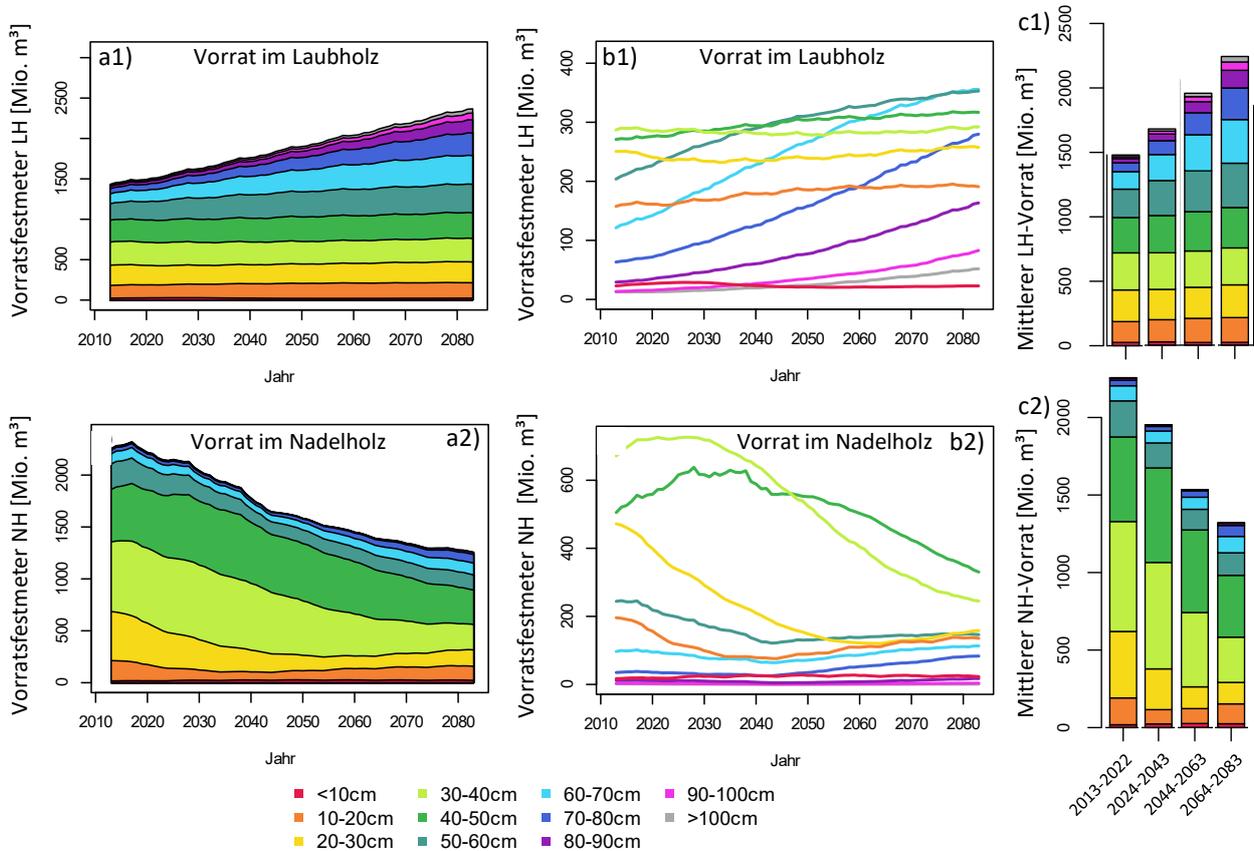


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) kumulierte, b) individuelle Darstellung der jährlichen Werte, c) mittlere Werte für Historie und Bi-Dekaden der Projektion.

Nach dem Auftreten des Nadelholz-Versorgungsengpasses bleibt der Gesamtvorrat über alle Artengruppen hinweg zunächst weitgehend stabil und steigt erst gegen Ende der Simulationsperiode wieder leicht an. Im Jahr 2083 beträgt der Gesamtvorrat schließlich 3.623 Mio. m³. Im Verlauf der Simulation kehren sich die Mengenverhältnisse zwischen Nadel- und Laubholz deutlich um (Abbildung 4-9 c). Während in der historischen Ausgangsperiode das Nadelholz durchschnittlich rund 60 % des Gesamtvorrats ausmachte, gleichen sich die Vorräte beider Gruppen zu Beginn der 2040er Jahre auf ein Verhältnis von etwa 50:50 an. Im Zeitraum 2064–2083 trägt das Nadelholz schließlich nur noch etwa 37 % zum Gesamtvorrat bei.

Die Entwicklung der Vorräte steht in enger Wechselwirkung mit Zuwachs und Holzentnahme. Die hohe Nachfrage nach Nadelholz (siehe Kapitel 4.1.2) führt insbesondere im Zielstärken-Durchmesserbereich bis zum Eintritt des Nadelholzversorgungsengpasses zu einem deutlichen Vorratsabbau. In der Folge verringert sich auch der Zuwachs, da weniger Vorrat als Grundlage für das weitere Wachstum zur Verfügung steht („Holz wächst an Holz“; vgl. Kapitel 4.1.3). Im Laubholzsegment fällt die Holzentnahme hingegen deutlich geringer aus, sodass hier Vorrat aufgebaut und die Zuwächse im Zeitverlauf gesteigert werden können.

Abbildung 4-10: Vorratsentwicklung im lebenden Bestand für Laub- und Nadelbäume nach Durchmesserklassen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) Laubholzvorrat nach Durchmesserklassen kumuliert bzw. individuell dargestellt (b1), c1) mittlerer Laubholzvorrat nach Durchmesserklassen für Historie und Bi-Dekaden. a2) Nadelholzvorrat nach Durchmesserklassen kumuliert, bzw. individuell dargestellt (b2), c2) mittlerer Nadelholzvorrat nach Durchmesserklassen für Historie und Bi-Dekaden.

Eine differenzierte Analyse der Vorratsentwicklung nach Durchmesserklassen zeigt weitere Unterschiede zwischen Laub- und Nadelholz (Abbildung 4-10). Im Laubholz bleiben die Vorräte in den Durchmesserklassen bis 40 cm über den gesamten Simulationszeitraum hinweg weitgehend konstant. In den stärkeren Durchmesserklassen oberhalb von 40 cm ist hingegen ein teils deutlicher Vorratsanstieg zu verzeichnen. Diese Entwicklung ist vor allem auf die niedrige Holznachfrage und Nutzungsintensität im Laubholz zurückzuführen, wodurch nur geringe Holzmen gen im Zielstärkenbereich entnommen werden (siehe Abbildung 4-5 a2, b2 und c2).

Im Nadelholz zeigt sich ein differenzierteres Bild. In der Durchmesserklasse 10–20 cm, die im Modell ausschließlich Industrieholz liefert und deren Entnahme ausschließlich durch Durchforstung erfolgt, sinkt der Vorrat von knapp 200 Mio. m³ zu Simulationsbeginn bis 2044 zunächst auf etwa 76 Mio. m³ ab und steigt anschließend bis zum Ende des Simulationszeitraums wieder auf 135 Mio. m³ an. Ein ähnlicher Verlauf zeigt sich in der Durchmesserklasse 20–30 cm: Hier fällt der Vorrat von 478 Mio. m³ zu Beginn der Simulation auf rund 120 Mio. m³ in den frühen 2060er Jahren ab, um bis 2083 wieder auf 158 Mio. m³ anzusteigen. Die zu Simulationsbeginn vorratsreichste Durchmesserklasse von 30–40 cm nimmt zunächst bis 2027 noch leicht auf 726 Mio. m³ zu, fällt dann jedoch ab den 2030er Jahren kontinuierlich bis auf 245 Mio. m³ zum Ende der Simulation ab. In der Klasse zwischen 40–50 cm steigt der Vorrat zunächst von 499 Mio. m³ auf etwa 615 Mio. m³ im Zeitraum

2030 bis 2040 an und beginnt dann kurz vor dem erstmaligen Auftreten des Nadelholz-Defizits zu sinken, bis im Jahr 2083 ein Wert von 330 Mio. m³ erreicht ist. In den Durchmesserklassen ab 50 cm nehmen die Vorräte bis zum Eintritt des Nadelholzdefizits ab, steigen danach jedoch bis zum Ende des Simulationszeitraums wieder leicht an.

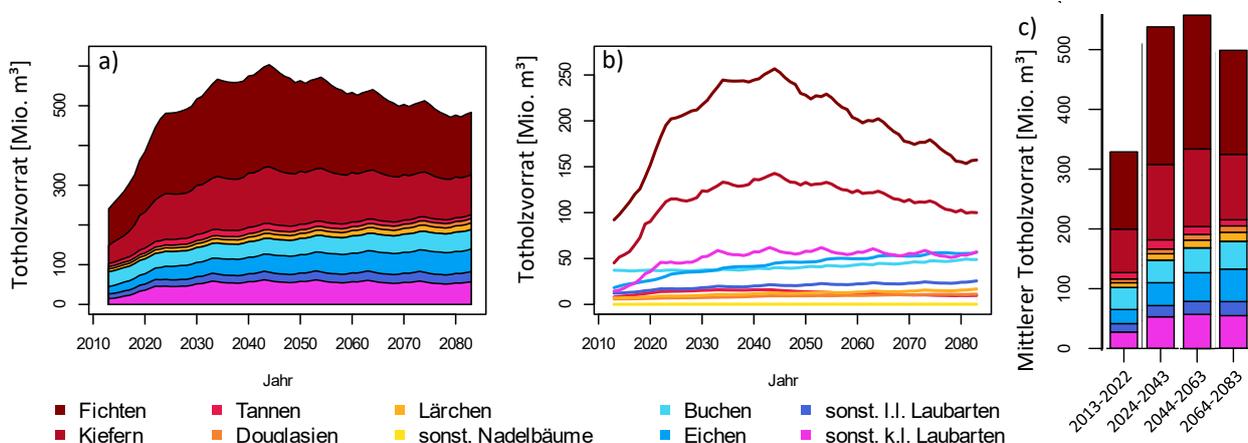
Die unterschiedlichen zeitlichen Dynamiken in den Durchmesserklassen der Nadelhölzer resultieren aus dem Zusammenspiel verschiedener Prozesse: Zum einen beeinflussen Zuwachs und Übergänge zwischen den Durchmesserklassen die Vorratsentwicklung, indem Bestände aus den jeweils schwächeren Klassen nachwachsen und in stärkere Klassen übergehen oder umgekehrt. Zum anderen spielen Mortalität und die Art der Holzentnahme eine zentrale Rolle. Die Verluste durch Mortalität sind beim Nadelholz anteilig besonders hoch in den durchmesserschwachen Klassen, mit durchschnittlich 6,2 %, 2,9 % und 1,1 % der lebenden Vorräte in den drei schwächsten Klassen (siehe auch Abbildung 4-7 a3-c3). In den stärksten Durchmesserklassen ab 80 cm ist die altersbedingte Mortalität mit durchschnittlich 1,6 %, 3,2 % und 4,7 % ebenfalls erhöht, fällt jedoch aufgrund des insgesamt geringen Vorratsanteils dieser Klassen weniger ins Gewicht. Hinsichtlich der Holzentnahme ist beim Nadelholz in den Durchmesserklassen bis 40 cm die Durchforstung für entnahmebedingte Vorratsverluste verantwortlich, während in den Klassen ab 50 cm zunehmend die Entnahme durch Ernte dominiert.

4.1.5 Vorratsentwicklung im Totholz

Im Modell FABio-Forest werden zwei Totholzquellen abgebildet: natürlich abgestorbene Bäume sowie im Wald verbleibender Schlagabraum aus Durchforstungs- und Ernteeingriffen. Berücksichtigt werden dabei sowohl Derbholz als auch Nicht-Derbholz. Die Initialisierung des Totholzvorrats erfolgte für das Jahr 2012 mit einem Wert von ca. 220 Mio. m³ beziehungsweise 21,3 m³/ha auf einer rechnerisch skalierten Simulationsfläche von 10.323.400 ha. Bis zum Jahr 2024 steigt der Totholzvorrat im Modell deutlich an und erreicht rund 440 Mio. m³ beziehungsweise 42,6 m³/ha (Abbildung 4-11).

Im Vergleich dazu lagen die in der BWI-3 erfassten Totholzvorräte bei 224 Mio. m³ (20,6 m³/ha) und stiegen laut BWI-4 auf 323 Mio. m³ (29,4 m³/ha) an. FABio-Forest schätzt somit insbesondere zum

Abbildung 4-11: Vorratsentwicklung im Totholz nach Baumartengruppen



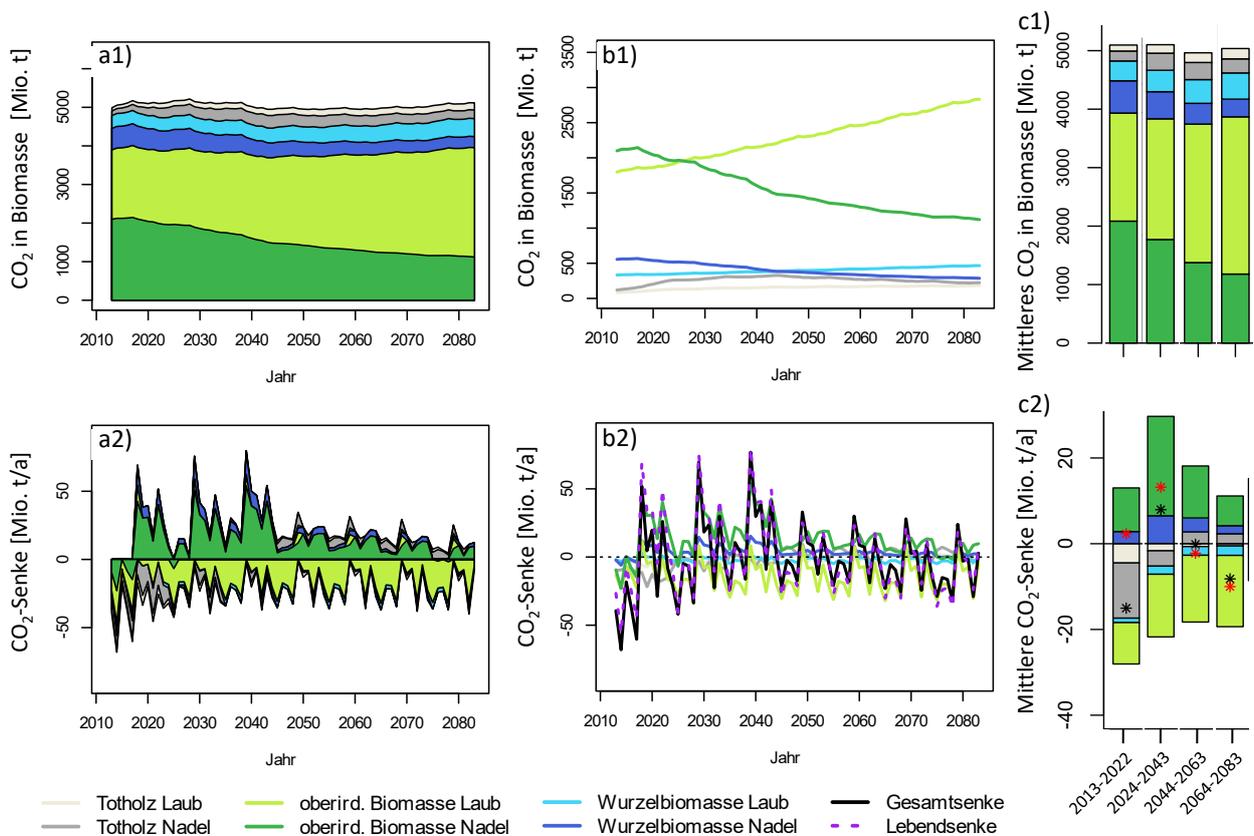
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) kumulierte, b) individuelle Darstellung der jährlichen Werte, c) mittlere Werte für Historie und Bi-Dekaden der Projektion.

Zeitpunkt der BWI-4 ein deutlich höheres Totholzaufkommen als in der Inventur berichtet. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass im Modell zusätzlich zum Derbholz auch Nicht-Derbholz – beispielsweise Äste abgestorbener Bäume sowie Stammanteile mit einem Durchmesser unter 7 cm – konsequent erfasst und dem Totholz zugeführt wird.

Im weiteren Verlauf der Simulation nehmen die Totholzvorräte bis etwa 2045 sowohl im Laubholz als auch im Nadelholz weiter zu (Abbildung 4-11). Während die Totholzvorräte im Laubholz auch nach 2045 bis zum Ende der Simulationsperiode weiterhin graduell ansteigen, ist im Nadelholz – insbesondere in der Artengruppe der Fichten – ein deutlicher Rückgang des Totholzvorrats zu beobachten. Die Dynamik der Totholzvorräte spiegelt damit die Entwicklung der Vorräte in den lebenden Beständen wider (siehe Kap. 4.1.4) und verdeutlicht die enge Kopplung zwischen Bestandesstruktur, Mortalität und Holzentnahme.

4.1.6 Entwicklung des CO₂-Speichers und Senkenpotenzials

Die in der Waldbiomasse gespeicherte CO₂-Menge unterliegt im Zeitverlauf moderaten Schwankungen und beläuft sich – über alle Biomasse-Pools hinweg – auf etwa 5 Mrd. t CO₂ (Abbildung 4-12 a1-c1). Die im Nadelholz auftretenden Verluste an CO₂-Speicherung werden dabei weitgehend durch die zunehmende Bindung im Laubholz kompensiert. Im Mittel der Periode 2024–2043 liegt die in lebender Biomasse gespeicherte CO₂-Menge um 159 Mio. t unter dem historischen Ausgangswert; unter zusätzlicher Berücksichtigung der Totholzvorräte ergibt sich sogar ein leichter Anstieg um 6 Mio. t. In der Periode 2044–2063 verringerte sich die mittlere gespeicherte CO₂-Menge in der lebenden Biomasse um weitere 160 Mio. t, stieg jedoch in den letzten 20 Jahren der Simulationsperiode wieder um 114 Mio. t an.

Abbildung 4-12: CO₂-Speicherung und Senkenleistung der Waldbiomasse

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) CO₂-Speicher in Waldbiomasse kumuliert bzw. individuell dargestellt (b1), c1) mittlerer CO₂-Speicher in Waldbiomasse für Historie und Bi-Dekaden. a2) CO₂-Senkenleistung der Waldbiomasse kumuliert, bzw. individuell dargestellt (b2), c2) mittlere CO₂-Senkenleistung der Waldbiomasse für Historie und Bi-Dekaden. Rote Sterne: mittlere Lebenssenke; schwarze Sterne: mittlere Gesamtsenke.

Die jährliche CO₂-Senkenleistung der Wälder, berechnet als Differenz der jährlichen CO₂-Speicherung, spiegelt die klimatisch bedingten Schwankungen von Zuwachs und Mortalität wider (Abbildung 4-12 a2, b2). Während das Laubholz – abgesehen von den Jahren mit extremen klimatischen Ereignissen – über die gesamte Simulationsperiode hinweg eine CO₂-Senke darstellt, ist das Nadelholz fast durchgängig eine CO₂-Quelle. Dieser Effekt zeigt sich in Extremjahren besonders deutlich. Bis zum Auftreten des Nadelholz-Engpasses in den frühen 2040er Jahren führt der intensive Vorratsabbau infolge hoher Holzentnahme dazu, dass die Nadelholzbestände (ohne Berücksichtigung des Totholzes) im Mittel eine Quelle von 29,6 Mio. t CO₂/a darstellen (Abbildung 4-12 c2). Im Gegensatz dazu weisen die lebenden Laubholzbestände eine mittlere Senkenleistung von -16,5 Mio. t CO₂/a auf. Insgesamt ergibt sich daraus für die lebende Biomasse eine CO₂-Quelle von 13,1 Mio. t CO₂/a; unter Einbeziehung des Totholzes reduziert sich dieser Wert auf 7,9 Mio. t CO₂/a.

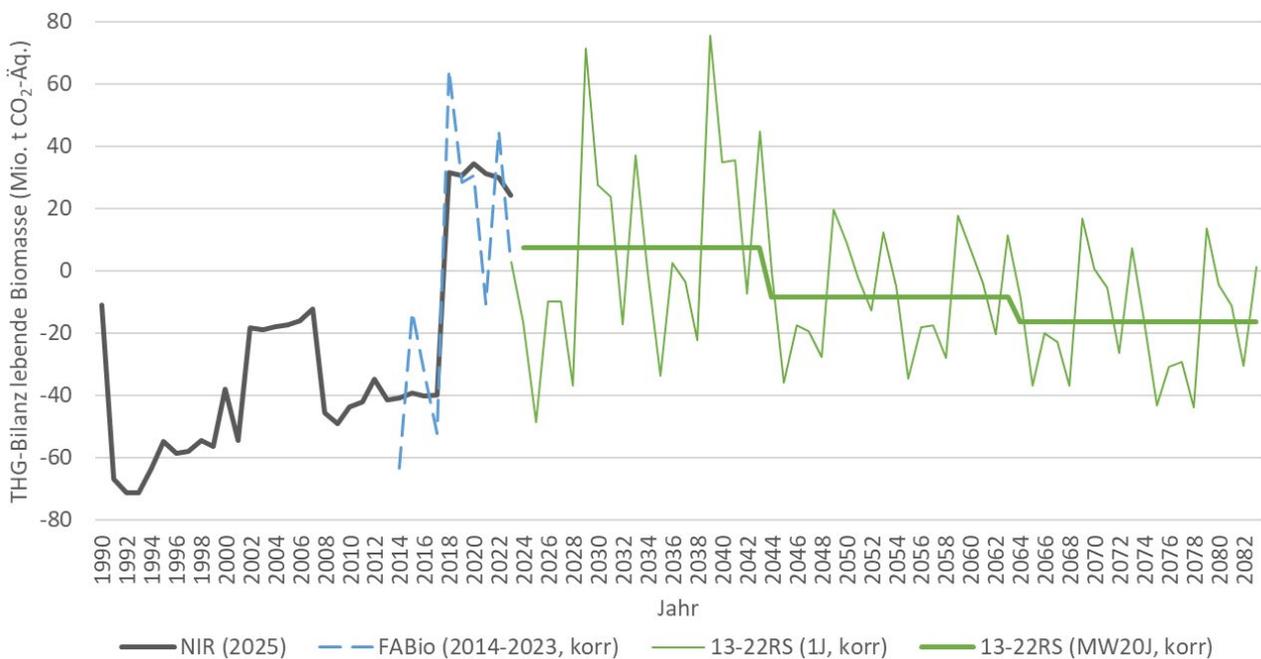
In den beiden folgenden Bi-Dekaden verringert sich die CO₂-Quellenfunktion des Nadelholzes, während die Laubhölzer weiterhin als Senke wirken. Dadurch werden die Wälder in Deutschland im Zeitraum 2044–2063 im Mittel zu einer leichten CO₂-Senke, deren Senkenleistung sich in den letzten 20 Jahren der Simulationsperiode weiter verstärkt.

Abbildung 4-13 zeigt die historisch berichtete sowie die im Basisszenario (13-22RS) modellierte THG-Bilanz der lebenden Bäume. Um beide Datensätze vergleichbar zu machen, wurden die

Ergebnisse aus Abbildung 4-12 b2 entsprechend Kap. 3.7 skaliert. Dadurch werden die Modellergebnisse an die nationale THG-Berichterstattung angebunden.

Das grundsätzliche Muster der modellierten THG-Bilanz entspricht den zuvor beschriebenen Ergebnissen; die ausgewiesene Senkenleistung liegt infolge der Skalierung jedoch etwas höher als in Abbildung 4-12. Im Vergleich zu den historischen Daten wird deutlich, dass die Bilanz unter den angenommenen Klimabedingungen und Erntemengen dauerhaft auf einem Niveau von knapp über -20 Mio. t CO₂-Äq. pro Jahr verbleibt. Damit fällt sie ungünstiger aus als in historischen Perioden mit starken Sturmereignissen. Hauptursache sind die reduzierten Zuwächse infolge regelmäßig ungünstiger Wuchsbedingungen sowie der kontinuierliche Vorratsabbau in den Nadelholzbeständen bis etwa Mitte der 2040er Jahre.

Abbildung 4-13: THG-Bilanz der lebenden Bäume im Basisszenario und Anbindung an die THG-Berichterstattung



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Historische Entwicklung bis zum Jahr 2023 nach NIR-2025 (CRF-Tabellen). korr = Skalierte Werte (siehe Methode in Kap. 3.7), J = Jahr, MW = Mittelwert, 13-22RS = zyklische Wiederholung (repeated sequence) der Witterung der Jahre 2013-2022 (siehe Kap. 3.4). Anpassung siehe Kap. 3.7

4.2 Themenfeld Klima – welchen Effekt hat das Klima auf die Waldentwicklung und Holzverfügbarkeit?

Um die Auswirkung von Klimaextremen auf die zukünftige Entwicklung der Wälder in Deutschland quantitativ abzuschätzen, wurden fünf verschiedene Klimaszenarien fortgeschrieben. Sie reichen von konstant günstigen Wuchsbedingungen (13-17RS) bis hin zu konstant ungünstigen Wuchsbedingungen (18-22RS, siehe Kap. 2.1 und Methodenbeschreibung in Kap. 3.4). Tabelle 4-2:

Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Klima-Effekte Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zeigen, wie sich die verschiedenen Klimaszenarien auf Holzverfügbarkeit sowie zentrale Kenngrößen der Waldentwicklung wie Zuwachs, Vorrat und Kohlenstoffbindung auswirken.

Tabelle 4-2: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Klima-Effekte

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitätsholzentnahme
Basisszenario (REF_13-22RS)	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
REF_03-22RS		2003-2022, Repeated Sequence (RS)				
REF_03-17RS		2003-2017, Repeated Sequence (RS)				
REF_13-17RS		2013-2017, Repeated Sequence (RS)				
REF_18-22RS		2018-2022, Repeated Sequence (RS)				

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung.

Abbildung 4-14 a-e) zeigt die jährliche Entwicklung der Holzverfügbarkeit nach Sortimenten in den fünf simulierten Klimaszenarien. In allen Fällen führt die anhaltend hohe Nachfrage nach Nadelholzsorimenten zu einem Versorgungsengpass. Dessen Zeitpunkt hängt wesentlich von der Häufigkeit klimatischer Extremjahre in der jeweiligen Klimafortschreibung ab.

Im ungünstigsten Szenario – der Wiederholung der Klimaperiode 2018–2022 (Abbildung 4-14 e) – tritt der Versorgungsengpass im Nadelholz bereits ab dem Jahr 2039 auf. tritt der Versorgungsengpass bereits 2039 auf. Im günstigsten Szenario – der Wiederholung der Jahre 2003–2017) Abbildung 4-14 b) – verschiebt sich das Auftreten dagegen auf das Jahr 2052. Damit beeinflussen die klimatischen Unterschiede die Vorratsentwicklung so stark, dass sich der Beginn des Engpasses um mehr als ein Jahrzehnt verschiebt.

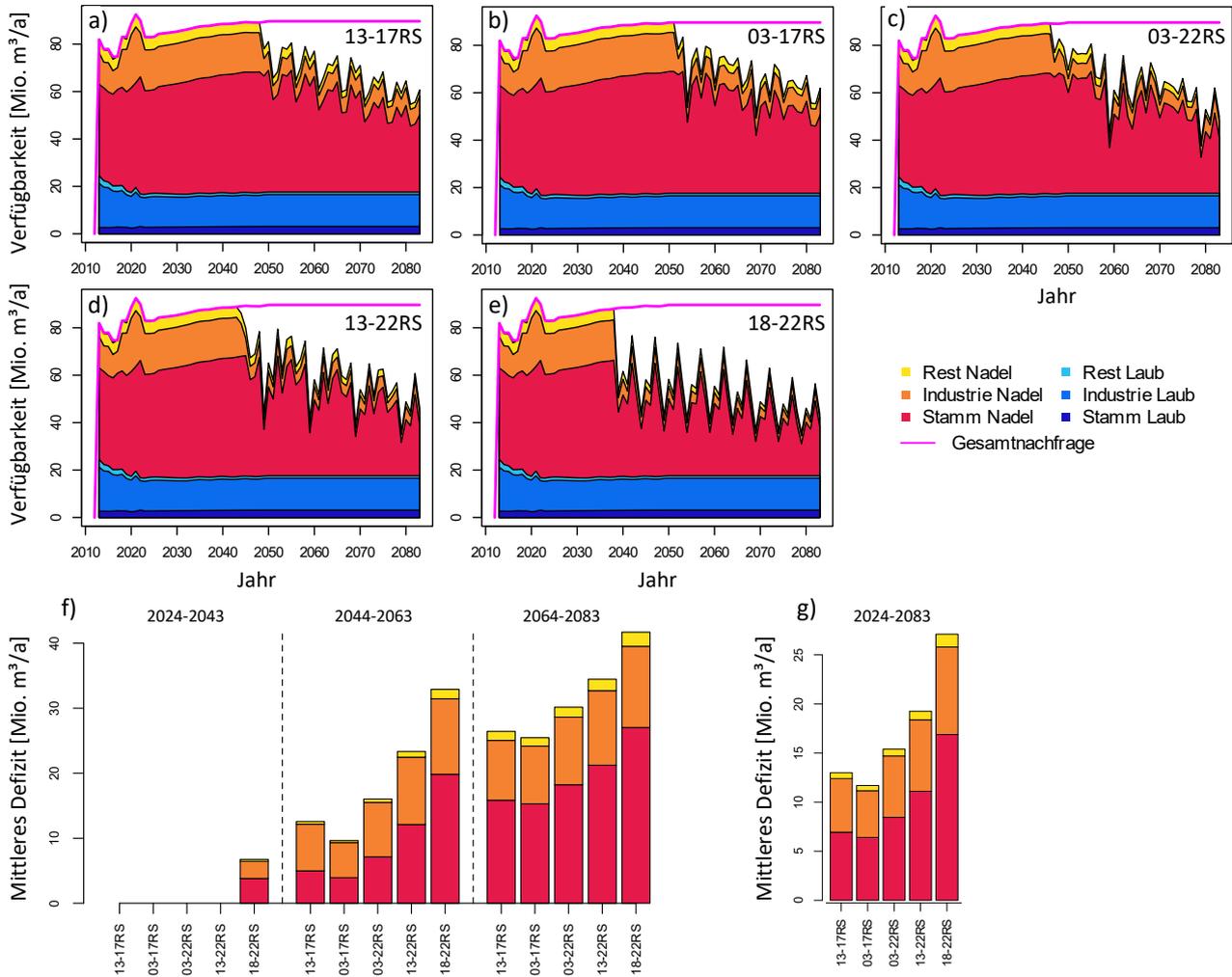
Auch die Höhe der Defizite variiert erheblich. Abbildung 4-14 (f, g) zeigt, dass die mittleren jährlichen Defizite an Nadelholz im Laufe der Projektionen mit zunehmenden ungünstigen Wuchsbedingungen deutlich steigen. Während sie im Szenario 03-17RS im Mittel 11,7 Mio. m³/a betragen, erreichen sie im Szenario 18-22RS 27,1 Mio. m³/a – mehr als doppelt so viel.

Auch die Entwicklung des ausscheidenden Vorrats wird stark durch das Klima beeinflusst (Abbildung 4-15) wird wesentlich durch das Klima beeinflusst. In allen Klimaszenarien scheidet deutlich mehr Nadel- als Laubholz aus, wobei die Entnahme durch Ernte den Hauptanteil bildet.

Im Nadelholz sinkt der ausscheidende Vorrat in den ungünstigeren Klimaszenarien im Zeitverlauf. Ursache sind geringere Mengen an erntbarem Nadelholz. Gleichzeitig steigt der absolute und relative Anteil des Nadelholzes, das durch Mortalität ausscheidet (Abbildung 4-15 e).

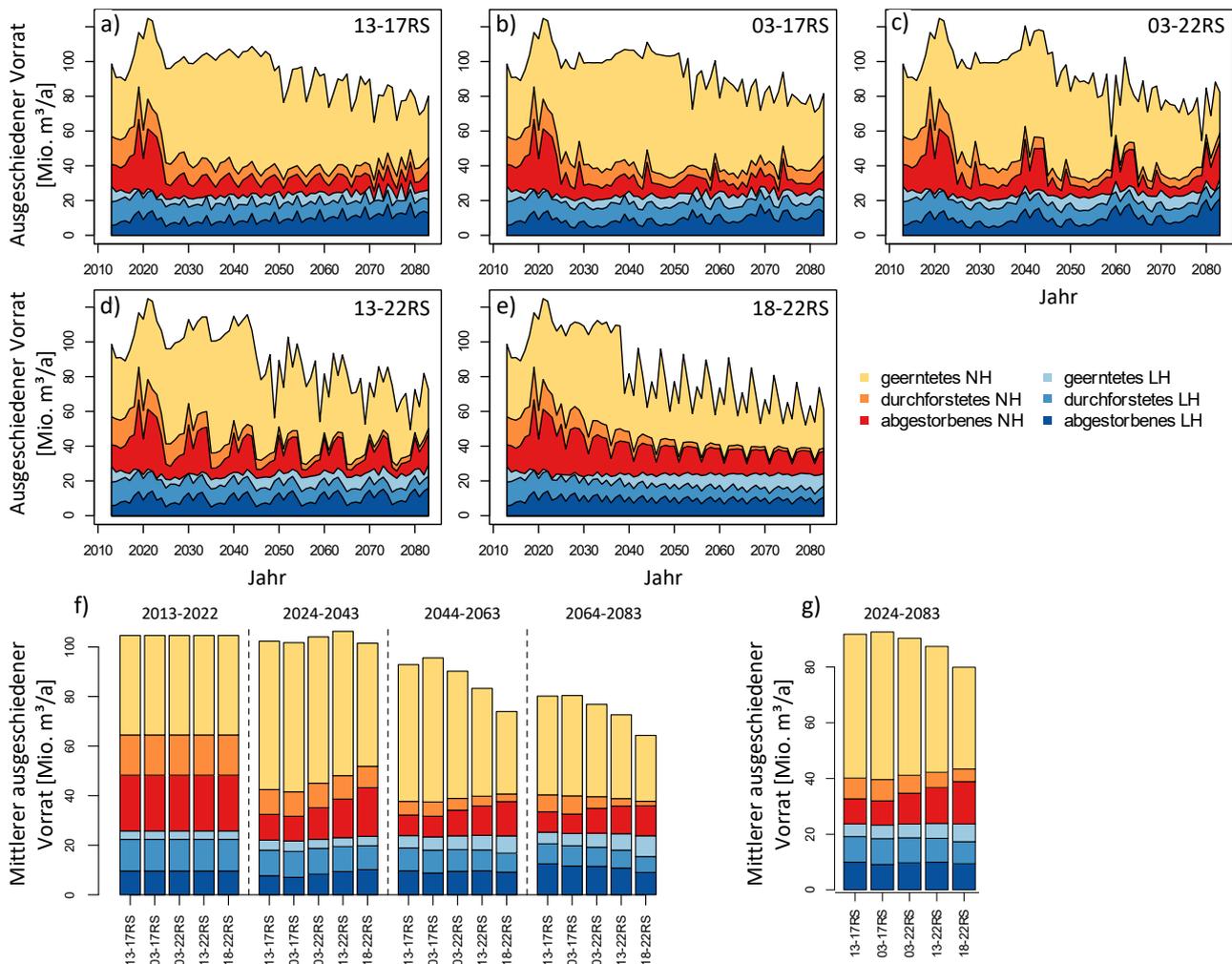
Im Laubholz zeigt sich ein anderes Muster: unter ungünstigen Klimabedingungen nimmt der durch Ernte ausgeschiedene Vorrat zu (besonders im Szenario 18-22RS), während das durch Durchforstung anfallende Holz leicht zurückgeht. Zwar kann die Nachfrage nach Laubholz in allen Szenarien gedeckt werden (Abbildung 4-14 a-e), und stehen bei schwächeren Zuwächsen insgesamt geringere Vorräte zur Verfügung. Dadurch wird anteilig mehr Laubholz gezielt über die Ernte entnommen, da weniger Durchforstungsholz anfällt. Der Anteil des Laubmortalitätsholzes bleibt hingegen über alle Szenarien hinweg nahezu konstant. Zwar steigt die Mortalität in den ungünstigeren Szenarien, doch steht gleichzeitig weniger Gesamtvorrat zur Verfügung, aus dem Mortalität entstehen kann.

Abbildung 4-14: Holzverfügbarkeit und Nachfrage-Defizite nach Sortimenten abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung der Holzverfügbarkeit für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittlere Holzdefizite nach Bi-Dekaden, g) Mittlere Defizite für die Projektionsperiode.

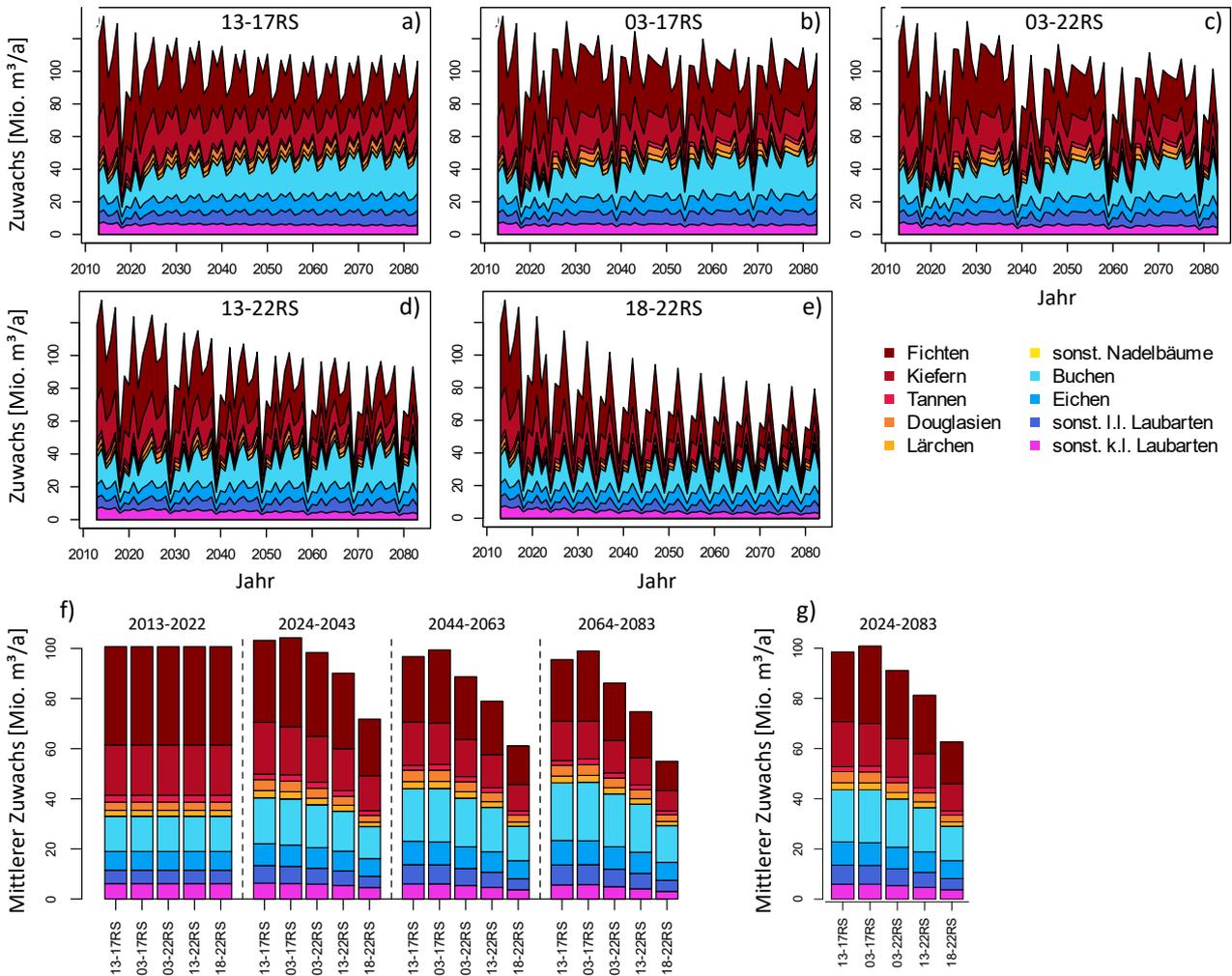
Abbildung 4-15: Ausgeschiedener Holzvorrat nach Ausscheide-Ursache abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung der Holzverfügbarkeit für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittlere Holzdefizite nach Bi-Dekaden, g) Mittlere Defizite für die Projektionsperiode.

Die Zuwächse der Bestände reagieren sehr variabel auf die jährlichen Klimaschwankungen (Abbildung 4-16 a-e). In den beiden moderaten Klimaszenarien 13-17RS und 03-17RS nimmt der Gesamtzuwachs im Zeitverlauf nur geringfügig ab (Abbildung 4-16 f), wobei Zuwachsverluste im Nadelholz durch Zuwachssteigerungen im Laubholz weitgehend kompensiert werden. Im ungünstigsten Klimaszenario (18-22RS) sind hingegen auch im Laubholz kaum noch Zuwachssteigerungen zu verzeichnen, und der mittlere jährliche Gesamtzuwachs über die Projektionsperiode liegt mit 62,6 Mio. m³/a um 38,3 Mio. m³/a niedriger als im günstigsten Szenario 03-17RS (Abbildung 4-16 g). Zum Vergleich: im Basisszenario 13-22RS beträgt der mittlere jährliche Zuwachs 81,3 Mio. m³/a und liegt damit fast 20 Mio. m³/a unter dem Mittelwert der historischen Periode 2013–2022.

Abbildung 4-16: Zuwachs des lebenden Bestands nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen.



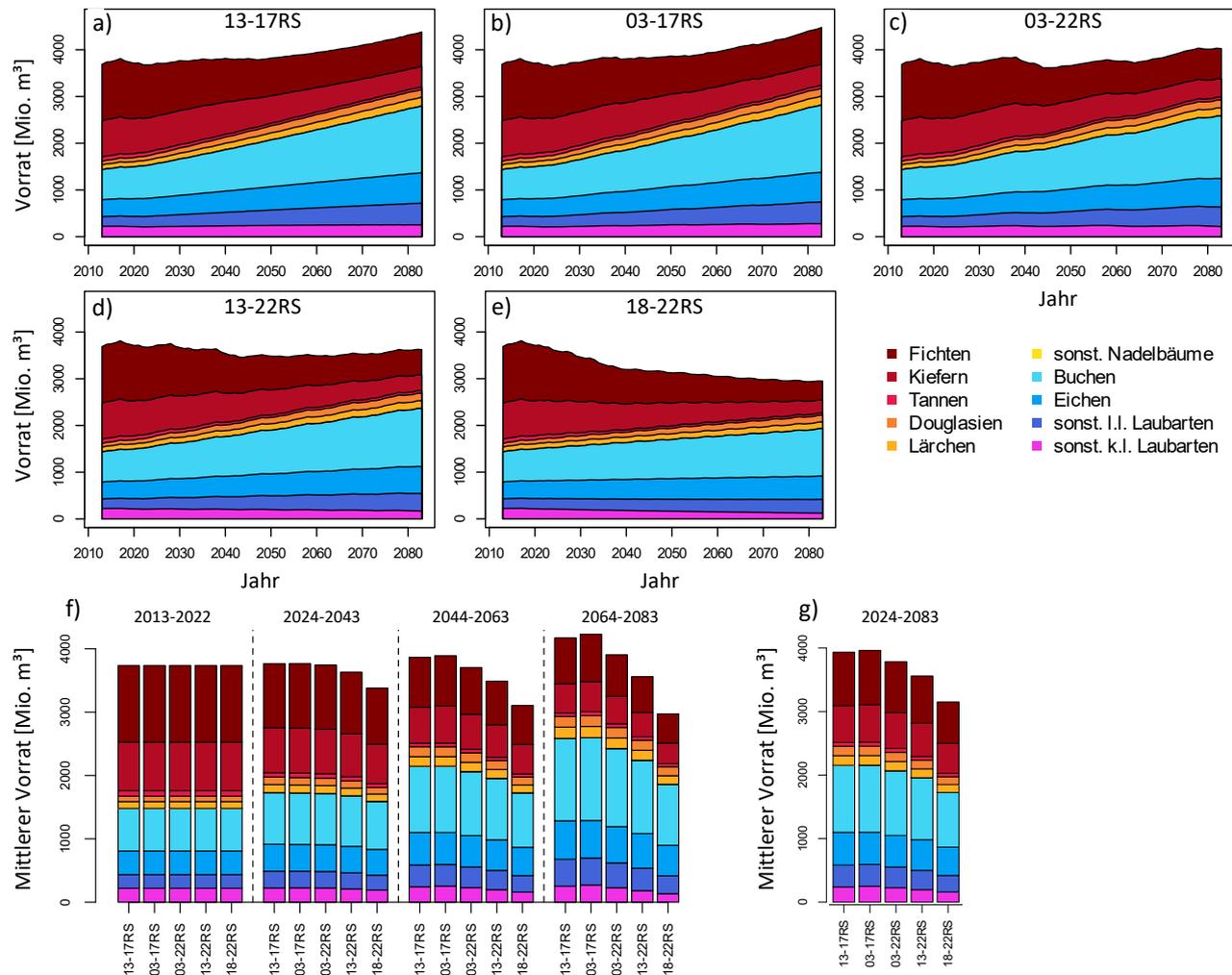
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden, g) Mittelwerte für die Projektionsperiode.

Die Vorräte im lebenden Bestand nehmen im Laubholz in allen Szenarien im Zeitverlauf zu, während bei den Nadelholzvorräten ein Rückgang stattfindet (Abbildung 4-17 a-e). Eine Steigerung des Gesamtzvorrats ist jedoch nur in den Szenarien 13-17RS, 03-17RS und 13-22RS zu verzeichnen. Besonders deutlich ist der Rückgang im ungünstigsten Klimaszenario 18-22RS, in dem der Gesamtzvorrat im Jahr 2083 um 712 Mio. m³ niedriger liegt als im Jahr 2012. Im Mittel über den Projektionszeitraum (Abbildung 4-17 g) variiert der Gesamtzvorrat zwischen 3.962 Mio. m³ (03-17RS) und 3.152 Mio. m³ (18-22RS); im Basisszenario (13-22RS) beträgt der mittlere Vorrat 3.560 Mio. m³.

Die Vorratsentwicklung wird durch das Zusammenspiel von Zuwachs, Mortalität und Holzentnahme bestimmt. Sinkende Zuwächse und steigende Mortalität verstärken die Auswirkungen der Holzentnahme zur Deckung der Nachfrage, was insbesondere im Nadelholz zu einem deutlichen Vorratsabbau bis zum Eintritt des Versorgungsengpasses führt. Im Basisszenario (Abbildung 4-17 d) verringert sich der Nadelholzvorrat, vor allem durch den Rückgang bei Fichte und Kiefer: von durchschnittlich 2.255 Mio. m³ während der historischen Periode geht der Vorrat dieser

Baumartengruppen auf durchschnittlich 1.321 Mio. m³ im Zeitraum 2064–2083 zurück, was einer Reduktion um knapp 42 % entspricht.

Abbildung 4-17: Vorrat des lebenden Bestands nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen

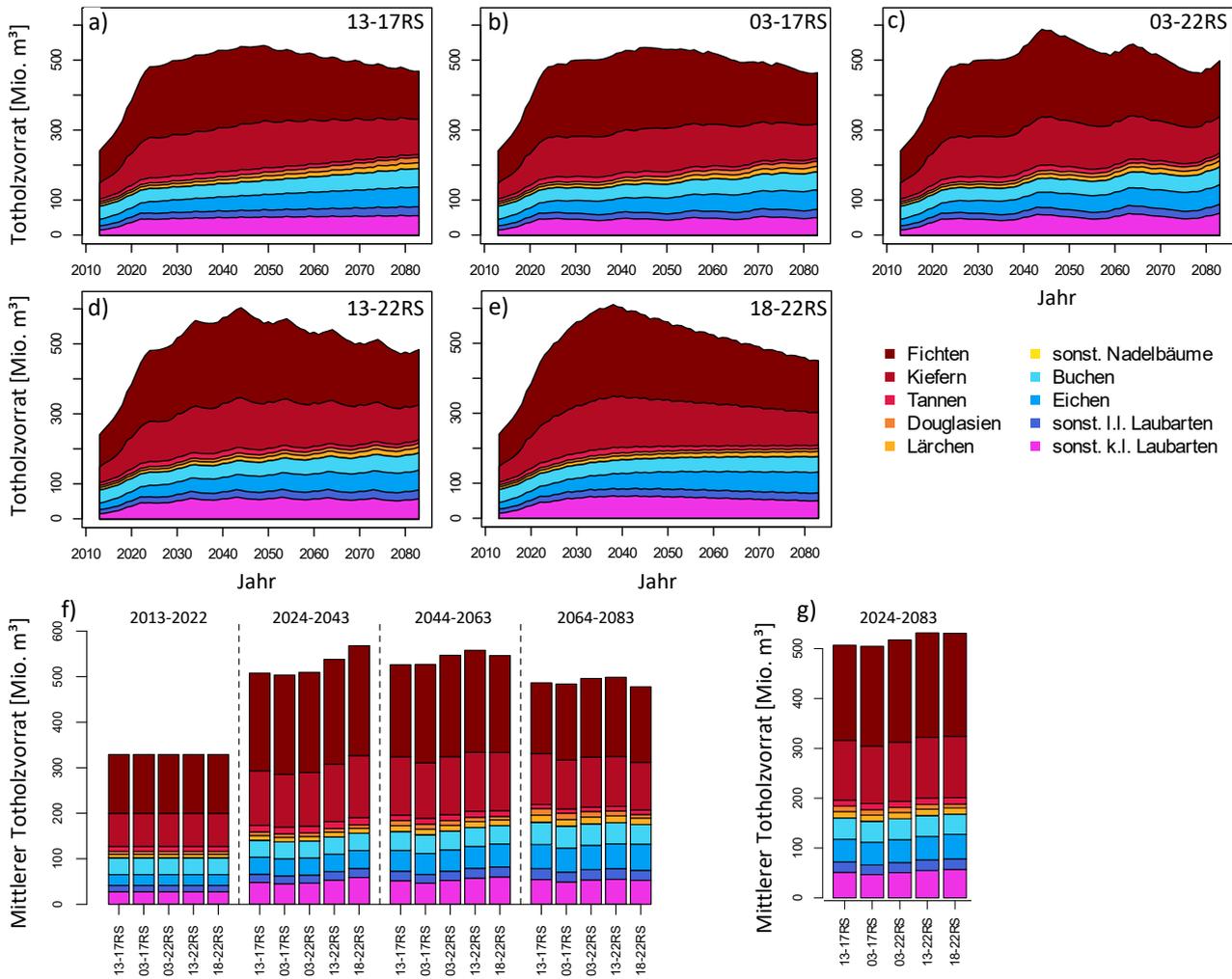


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden, g) Mittelwerte für die Projektionsperiode.

Die Entwicklung der Totholzvorräte (Abbildung 4-18) unterscheidet sich zwischen den Klimaszenarien insbesondere im Hinblick auf das Nadelholz. Mit zunehmender Häufigkeit klimatischer Extreme steigt die Zahl der Jahre mit erhöhter Mortalität, was den Zufluss ins Totholz in diesen Jahren verstärkt. Gleichzeitig führen geringere Zuwächse und eine im Verhältnis intensivere Entnahme in den ungünstigeren Klimaszenarien zu niedrigeren Vorratsmengen in den lebenden Beständen. Dadurch ist zwar der Anteil des absterbenden Holzes höher, die absolute Menge wird jedoch durch den insgesamt geringeren Vorrat teilweise kompensiert. Aus diesem Grund unterscheiden sich die mittleren Totholzvorräte über den Projektionszeitraum zwischen den Szenarien nur moderat (Abbildung 4-18 g), obwohl die zeitlichen Verläufe der Totholzentwicklung deutliche Unterschiede aufweisen (Abbildung 4-18 a-e). Die höchsten Totholzvorräte werden jeweils zu dem Zeitpunkt erreicht, an dem erstmals ein Nadelholzversorgungsengpass auftritt; anschließend nehmen sie insbesondere im Basisszenario und im ungünstigsten Klimaszenario 18-22RS bis zum Ende der Simulationsperiode

wieder ab. Im Gegensatz dazu zeigt sich im Laubholz in den Szenarien ein moderater Anstieg der Totholzvorräte, beziehungsweise im Szenario 18-22RS ab etwa 2040 ein weitgehend konstantes Niveau.

Abbildung 4-18: Totholzvorrat nach Artengruppen abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen

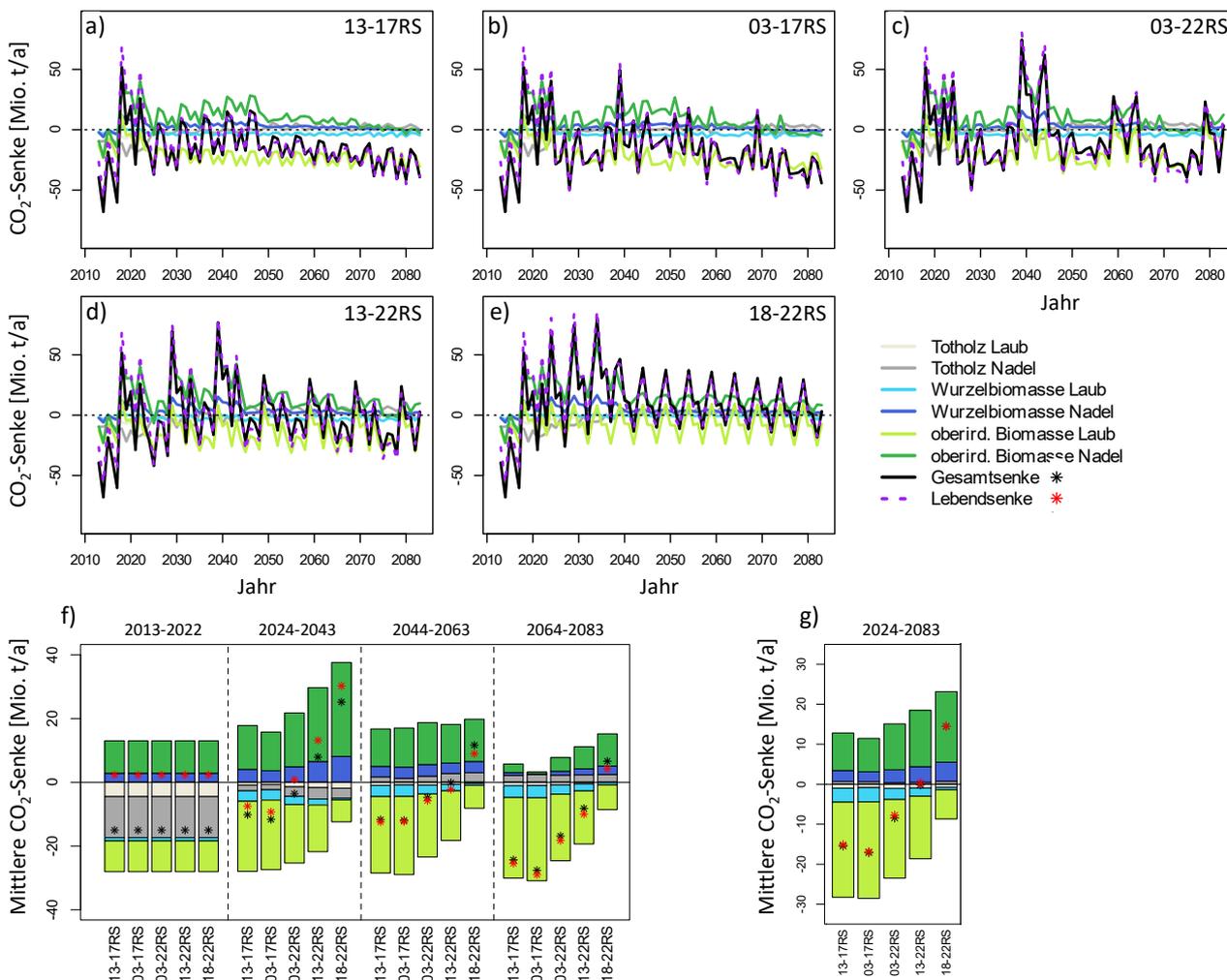


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden, g) Mittelwerte für die Projektionsperiode.

Die Dynamik und Entwicklung von Zuwachs und Vorrat in den verschiedenen Klimaszenarien spiegeln sich entsprechend in der CO₂-Senkenleistung des Waldes wider (Abbildung 4-19). Die zeitliche Entwicklung der Senkenleistung weist, ähnlich wie die Zuwächse (Abbildung 4-16), starke jährliche Schwankungen auf. Typischerweise sind die Nadelholzbestände im Zeitverlauf und auch im zeitlichen Mittel (Abbildung 4-19 f, g) nahezu ausschließlich eine CO₂-Quelle, insbesondere während des starken Vorratsabbaus bis zum erstmaligen Auftreten des Nadelholz-Versorgungseinganges. Im Gegensatz dazu stellen die Laubholzbestände im Mittel aller Zeiträume eine CO₂-Senke dar. Mit zunehmenden ungünstigen Klimaannahmen nimmt jedoch der Senkenanteil im Laubholz ab, sodass die CO₂-Quellenfunktion des Nadelholzes nicht mehr vollständig kompensiert wird und die Waldbiomasse insgesamt zur CO₂-Quelle wird. Der Vergleich zwischen Nadel- und Laubholzbeständen verdeutlicht, dass die Nutzungsintensität und die damit verbundene Entnahmeintensität im

Verhältnis zum Zuwachs eine entscheidende Stellgröße dafür darstellen, ob und in welchem Ausmaß der Wald als CO₂-Quelle oder -Senke wirkt. Diese Bedeutung nimmt unter extremerem Klima zu, da dies zu geringeren Zuwächsen und erhöhter Mortalität führt und somit den Vorratsaufbau reduziert.

Abbildung 4-19: CO₂-Bilanz im lebenden Bestand und im Totholz abhängig von Annahmen zu unterschiedlichen künftigen Klimabedingungen



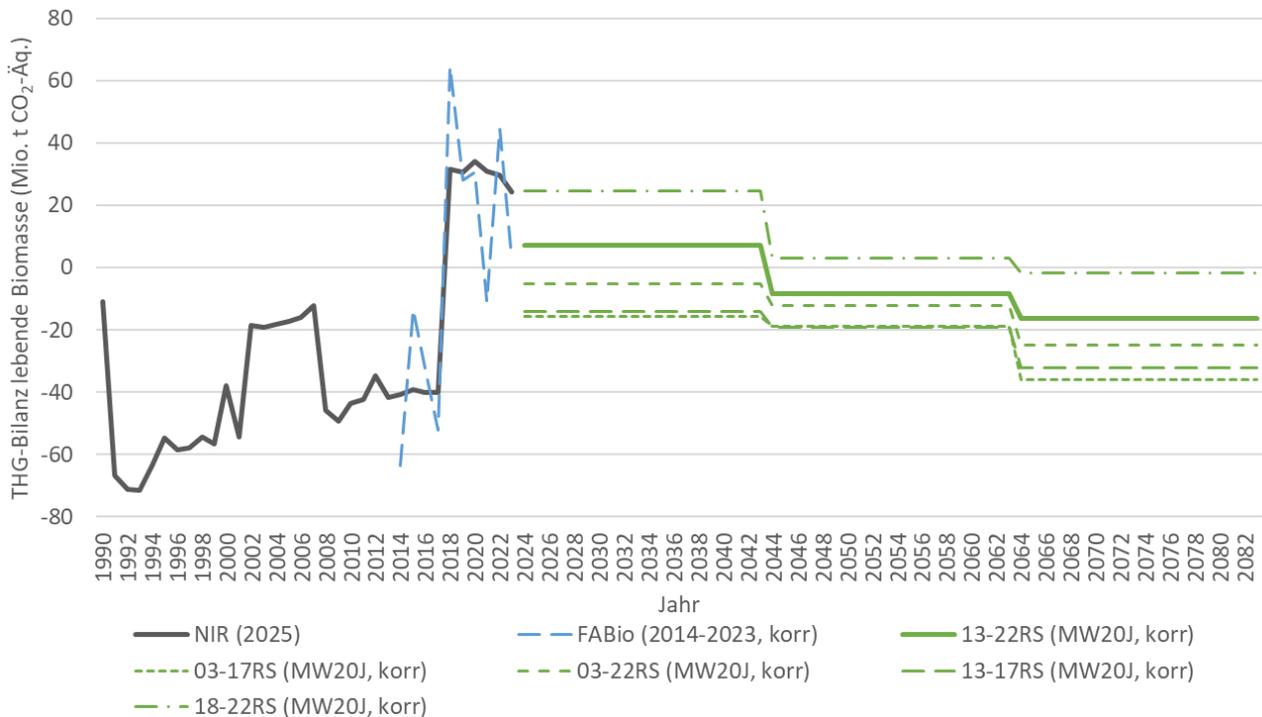
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Jährlich kumulierte Darstellung für a) Klimaperiode 2013-2017, b) 2003-2017, c) 2003-2022, d) 2013-2022, e) 2018-2022, f) Mittelwerte für Historie und Bi-Dekaden, g) Mittelwerte für die Projektionsperiode.

Abbildung 4-20 zeigt die klimasensitiven Modellergebnisse der THG-Bilanz des lebenden Bestands für die Bi-Dekaden (vgl. Abbildung 4-19 f) zusammen mit der historischen Entwicklung. Die Ergebnisse wurden nach dem in Kapitel 3.7 beschriebenen Vorgehen skaliert, um die Anbindung an die berichteten Werte des deutschen Treibhausgasinventars sicherzustellen.

Das Verlaufsmuster über die Bi-Dekaden entspricht grundsätzlich den Ergebnissen aus Abbildung 4-19 f (siehe Beschreibung oben). Je nach Bi-Dekade spannen die klimasensitiven Projektionen einen Korridor von 22 bis 40 Mio. t CO₂-Äq. auf. Verglichen mit den historisch berichteten Daten liegt dieser Korridor innerhalb der Spannweite der THG-Bilanzen der Jahre 2013 bis 2022 – in der ersten Bi-Dekade näher an den Werten der Jahre 2013 bis 2022, in der letzten Bi-Dekade eher an den

Jahren 2013–2017. Diese Entwicklung wird wesentlich durch den Abbau der Nadelholzvorräte bis zum Eintreten des Versorgungsengpasses und die daraufhin reduzierte Nadelholzentnahme bestimmt.

Abbildung 4-20: Klimasensitive THG-Bilanz des lebenden Bestands (Bi-Dekaden) im Abgleich mit der THG-Berichterstattung



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. Historische Entwicklung bis zum Jahr 2023 nach NIR-2025 (CRF-Tabellen). korr = Skalierte Werte (siehe Methode in Kap. 3.7), J = Jahr, MW = Mittelwert, 13-22RS = zyklische Wiederholung (repeated sequence) der Witterung der Jahre 2013-2022 (siehe Kap. 3.4)

Die Ergebnisse zur Klimasensitivität verdeutlichen, wie stark die zukünftige Waldentwicklung von der Ausprägung klimatischer Bedingungen abhängt. Unterschiede in Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen führen zu erheblichen Abweichungen bei Zuwachs, Vorratsentwicklung und Holzverfügbarkeit.

Besonders betroffen sind die Nadelholzbestände: Unter zunehmend ungünstigen Klimabedingungen und gleichzeitig hohem Nutzungsdruck brechen sie deutlich ein und werden in den kommenden 20–30 Jahren im Mittel zu einer CO₂-Quelle. Die Laubholzbestände können diese Verluste nur teilweise ausgleichen, sodass die Gesamtspeicherleistung der Waldbiomasse unter extremeren Klimaszenarien zunehmend negativ ausfällt.

Die Ergebnisse unterstreichen die zentrale Rolle von Zuwachs, Mortalität und Nutzungsintensität für die künftige Waldentwicklung. Gleichzeitig zeigen sie, dass die Anpassungsfähigkeit der Wälder maßgeblich von drei Faktoren abhängt: der Wahl klimaresilienter Baumarten, einer angepassten Bewirtschaftung sowie einer vorausschauenden Steuerung der Holznutzung.

Detaillierte Zusatzanalysen – etwa zu abgestorbenem, durchforstetem und geerntetem Vorrat oder zur Bestandsentwicklung von Laub- und Nadelholz nach Durchmesserklassen – sind im Ergebnis- anhang „Klimavergleich“⁸ dokumentiert.

Für die im Folgenden dargestellten Ergebnisse zu den in Kapitel 2.2 bis 2.6 vorgestellten Themen- felder fokussieren wir uns auf das Klimaszenario 13-22RS (siehe die Begründung zur Auswahl des Basisszenarios in Kapitel 2.7).

4.3 Themenfeld Störungen

4.3.1 K2: Welchen Effekt hat eine erhöhte Laubholz mortalität?

Während der Extremereignisse der Jahre 2018 bis 2022 waren vor allem Nadelbaumarten – insbe- sondere Fichte und Kiefer – von sehr hohen Mortalitätsraten betroffen. In den Folgejahren zeigte sich jedoch, dass auch zentrale Laubbaumarten wie Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus robur*, *Q. petraea*) deutliche Vitalitätseinbußen aufwiesen. Zwar kam es bei der Buche nicht zu flä- chenhaftem Absterben wie bei der Fichte, doch die Waldzustandserhebungen dokumentierten ei- nen markanten Anstieg der Kronenverlichtung sowie zunehmende Vitalitätsverluste (Langer und Bußkamp 2023; Rukh et al. 2023). Wissenschaftliche Untersuchungen bestätigen, dass Dürrejahre das Risiko für Kronenschäden, Wachstumseinbußen und Mortalität auch bei Laubbäumen wie der Buche deutlich erhöhen können (; Frei et al. 2022; Neycken et al. 2024; Schuldt et al. 2020).

Auch bei Eichen wurden infolge der Dürreperioden zunehmende Schäden und eine verstärkte Kro- nenverlichtung festgestellt, die auf eine Verschlechterung des Gesundheitszustands hinweisen. Studien zeigen, dass Trockenstress Eichen anfälliger für Pathogene und Insektenbefall macht, was das Risiko von Vitalitätsverlusten und Mortalität zusätzlich verstärkt (Gosling et al. 2024; Langer et al. 2025; Rhode et al. 2025).

Somit zeichnet sich ab, dass nicht nur Nadelbäume, sondern zunehmend auch Laubbäume in Mit- teleuropa durch anhaltende Dürren und klimatische Extremereignisse geschwächt werden. Bioti- sche Faktoren wie Insekten- und Pilzbefall verstärken die Auswirkungen klimatischer Stressoren zusätzlich, etwa durch Prachtkäferbefall bei Buchen und Eichen. Besonders auf trockenen oder nährstoffarmen Standorten kann dies langfristig zu regional erhöhten Sterberaten führen.

Tabelle 4-3: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Störungen: erhöhte Laub- holzmortalität

Szenario	Holz- ver- wend- ung	Wetter- reihe	Mortalität	Schutz-ge- biete	Wald-um- bau	Mortalitäts- holzent- nahme
REF_03-22RS_LHMx1.5	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klima- jahr, x 1.5 für Laub- baumarten	Basissze- nario	Basissze- nario (kein Waldum- bau)	Basisszenario

⁸ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Klimavergleich.pdf

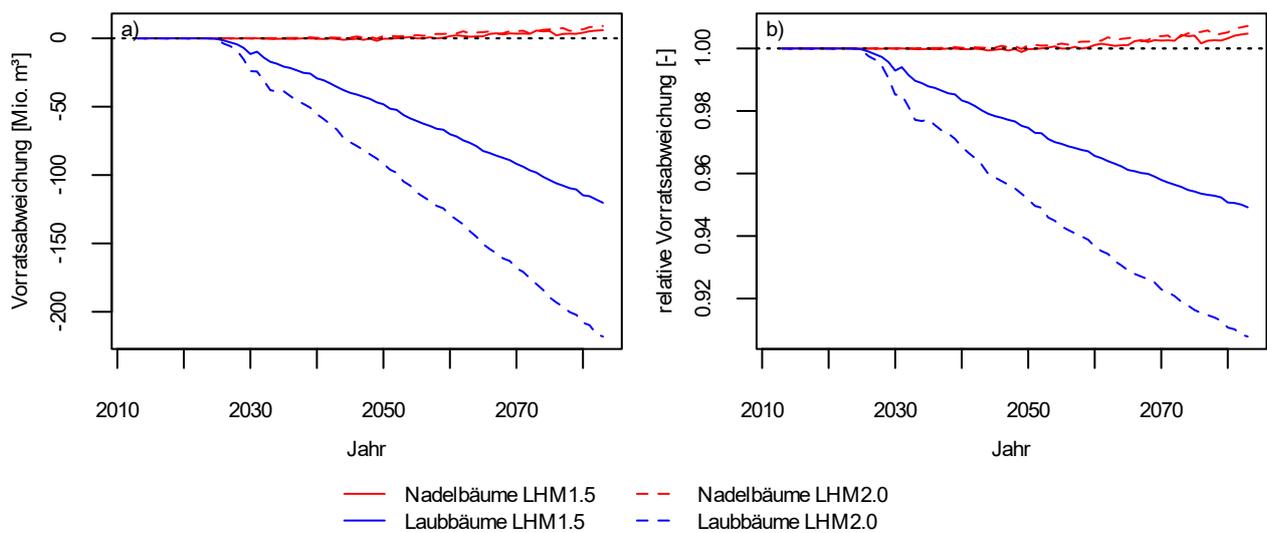
REF_03-22RS_LHMx2.0	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr, x 2.0 für Laubbaumarten	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
---------------------	----	-----------------------------------	--	---------------	--------------------------------	---------------

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung. REF = Basisszenario, 13-22RS = Klimaszenario als zyklische Wiederholung der Jahre 2013-2022, LHM = Laubholz mortalität, HV = Holzverwendungsszenario.

Vor dem Hintergrund der fortschreitenden Klimaerwärmung und der Zunahme von Extremereignissen besteht das Risiko, dass künftig auch Laubbaumarten verstärkt von mortalitätsbedingten Ausfällen betroffen sein werden. Um die potenziellen Auswirkungen einer erhöhten Sterberate bei Laubbaumarten zu quantifizieren, wurden aufbauend auf dem Basisszenario zwei weitere Szenarien simuliert, in denen die jährliche Basismortalität um den Faktor 1,5 beziehungsweise 2,0 erhöht wurde (Tabelle 4-3).

Eine erhöhte Mortalität im Laubholz hat keinen Einfluss auf die Holznachfrage: In beiden Szenarien kann der Bedarf an Laubholz bis zum Ende der Simulationsperiode weiterhin vollständig gedeckt werden (siehe dazu die Abbildungen im Ergebnisanhang „Laubholz mortalität“⁹).

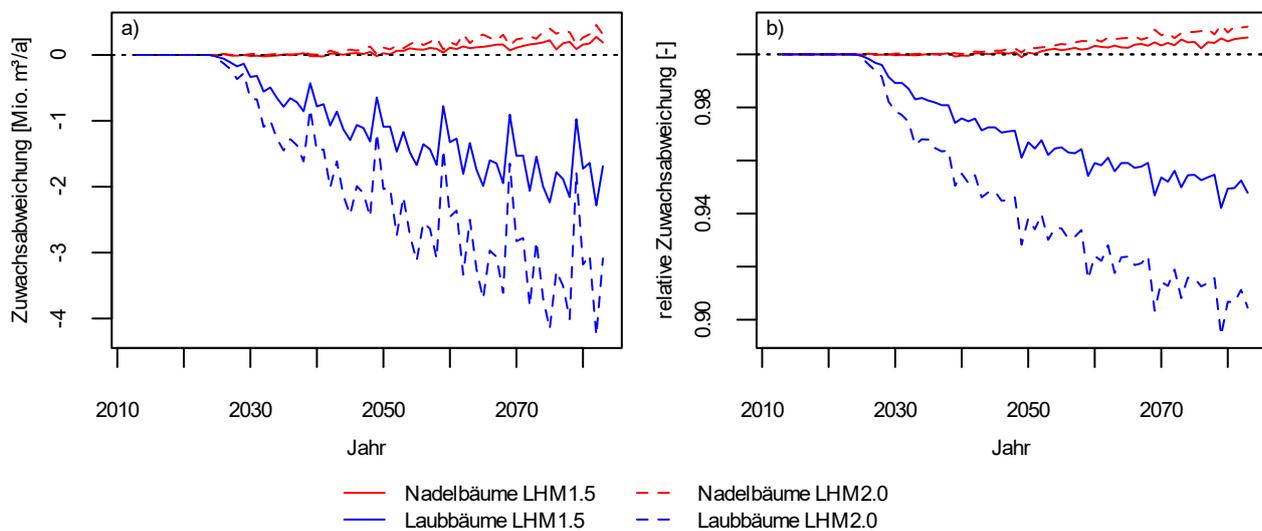
Abbildung 4-21: Effekt einer erhöhten Laubholz mortalität auf die Vorratsentwicklung der Bestände (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz zum Basisszenario, b) relative Differenz zum Basisszenario. LHM1.5/LMH2.0 = Laubholz mortalität erhöht um Faktor 1,5 bzw. 2,0.

⁹ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Laubholz mortalitaet.pdf

Abbildung 4-22: Effekt einer erhöhten Laubholz mortalität auf die Zuwächse der Bestände (Abweichung vom Basisszenario)

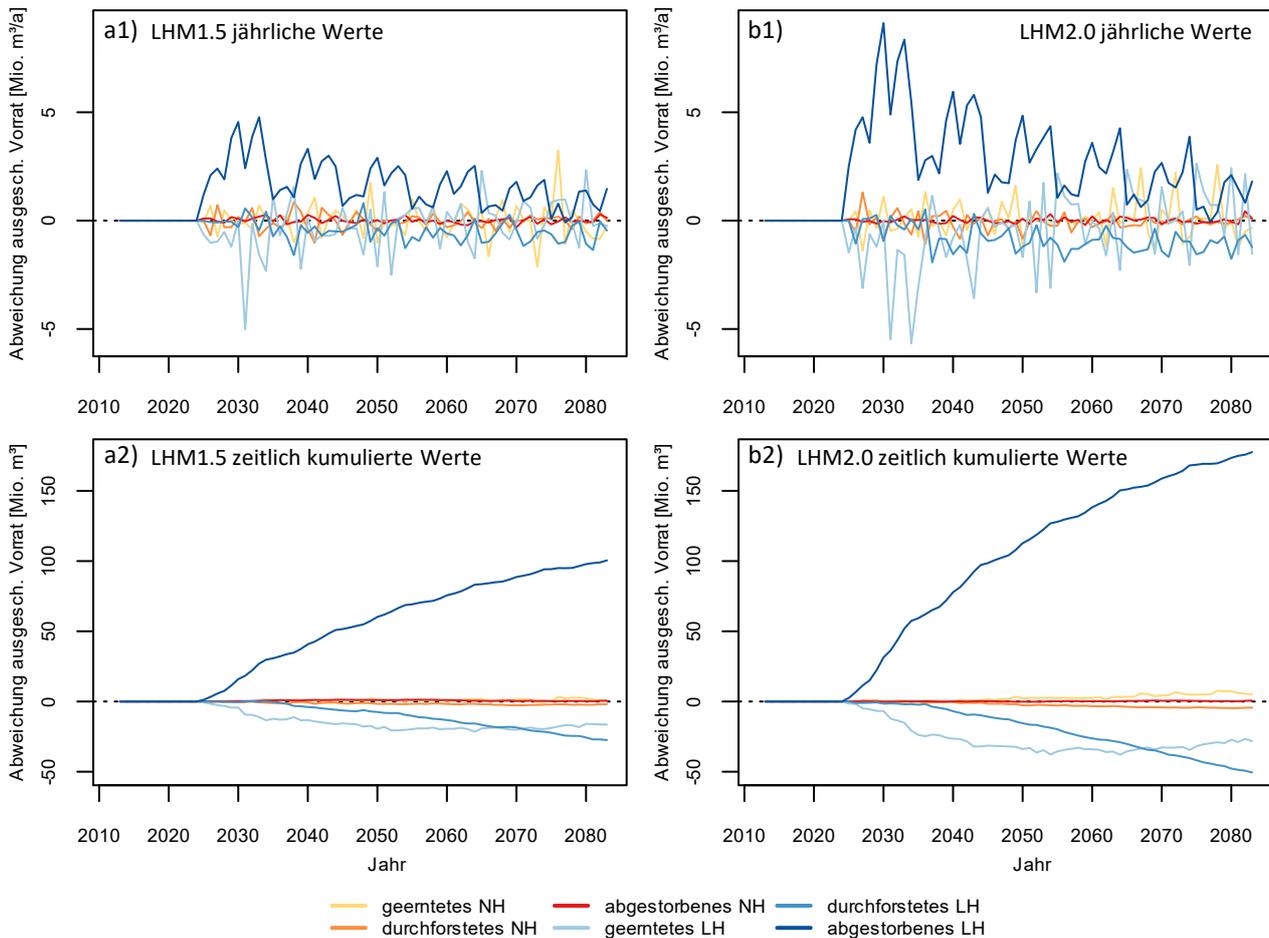


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz zum Basisszenario, b) relative Differenz zum Basisszenario. LHM1.5/LHM2.0 = Laubholz mortalität erhöht um Faktor 1,5 bzw. 2,0.

Trotz der erhöhten Mortalitätsraten findet auch in beiden Szenarien weiterhin ein Vorratsaufbau im Laubholz statt, dieser fällt jedoch geringer aus als im Basisszenario (Abbildung 4-21). Zum Ende der Simulationsperiode ergibt sich in den Laubholzbeständen eine Vorratsdifferenz von 120 Mio. m³ bei 1,5-fach erhöhter und von 218 Mio. m³ bei doppelt so hoher Laubholz mortalität. Das entspricht einem um 5,1 % beziehungsweise 9,2 % niedrigeren Laubholzvorrat im Vergleich zum Basisszenario. Aufgrund von Verschiebungen in der Bestandszusammensetzung und veränderten Konkurrenzverhältnissen kommt es in einzelnen Beständen zu einem leichten Vorratszugewinn im Nadelholz. Dieser liegt am Ende der Simulationsperiode um 6 bzw. 9 Mio. m³ über dem Wert des Basisszenarios.

Die durch die erhöhte Mortalität verursachten Ausfälle im Laubholz und die damit verbundenen Vorratsverluste führen indirekt auch zu einer Reduktion der Gesamtwüchse im Laubholz (Abbildung 4-22). Im Jahr 2083 liegen die Zuwächse um 5,2 % beziehungsweise 9,5 % unter den Werten des Basisszenarios. Da in den Laubholz mortalitätsszenarios alle anderen Einflussfaktoren unverändert gegenüber dem Basisszenario gehalten wurden, zeigt sich hier deutlich der Skalierungseffekt zwischen Vorrat und Zuwachs: Ein größerer Vorrat beziehungsweise eine höhere Anzahl an Bäumen bietet mehr Potenzial für Zuwachs. Kumuliert über die Zeit beträgt die durch die erhöhte Mortalität bedingte Zuwachseinbuße 70 bzw. 131 Mio. m³, was im jährlichen Mittel über die Projektionsperiode ca. 1,2 bzw. 2,2 Mio. m³/a entspricht.

Abbildung 4-23: Effekt einer erhöhten Laubholz mortalität auf den ausscheidenden Vorrat (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) jährlich ausgeschiedener Vorrat bei 1,5-fach, b1) und bei 2-fach erhöhter Laubholz mortalität. A2) kumulativ im Zeitverlauf ausgeschiedener Vorrat bei 1,5-fach, und b2) bei 2-fach erhöhter Laubholz mortalität.

Im ausscheidenden Vorrat nimmt der durch Mortalität bedingte Anteil gegenüber dem Basisszenario erwartungsgemäß zu (Abbildung 4-23). Dieser Effekt ist zu Beginn der Projektionsperiode besonders stark ausgeprägt und nimmt im weiteren Verlauf leicht ab.

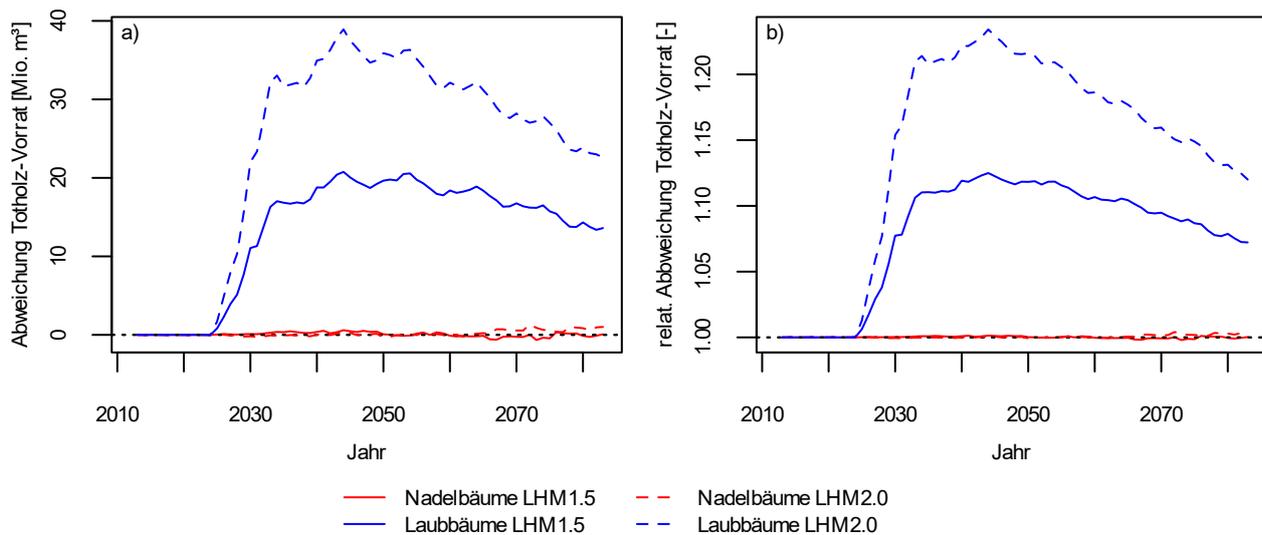
Da ein Teil des mortalitätsbedingt ausgeschiedenen Vorrats kann der Nutzung zugeführt werden (Annahme: 60% des anfallenden Stammholzes, 30% des Industrieholzes, und 20% des Restholzes). verringert sich bei einer zum Basisszenario identischen Nachfrage der Anteil an Laubholz, der durch Ernte entnommen werden muss, wodurch die lebenden Laubholzbestände entlastet werden.

Die im Modell zugrunde gelegte Mortalitätsfunktion berücksichtigt, dass vor allem junge, durchmesserschwache sowie alte, durchmesserstarke Bäume häufiger sterben als Bäume mittlerer Größe. Die von uns angenommene Mortalitätszunahme wird jedoch durchmesserunabhängig durch Skalierung mittels eines konstanten Faktors gesteuert.

Dies hat auch Auswirkungen auf die Durchforstung: Da durchmesserschwache Bäume vermehrt durch Mortalität ausscheiden, reduziert sich der Vorrat an Bäumen in dieser Größenklasse für die Durchforstung. Folglich sinkt auch der durch Durchforstung bedingte Holzaustrag gegenüber dem Basisszenario (Abbildung 4-23). In Summe scheiden im Zeitverlauf bei 1,5-fach erhöhter Mortalität

100 Mio. m³ mehr Laubholzvorräte durch Mortalität aus als im Basisszenario, während zugleich ca. 17 Mio. m³ weniger durch Ernte und 27 Mio. m³ weniger durch Durchforstung ausscheiden (Abbildung 4-23 a2). Bei zweifach erhöhter Mortalität sind es entsprechend 178 Mio. m³ mehr durch Mortalität und gleichzeitig 28 sowie 51 Mio. m³ weniger durch Ernte und Durchforstung (Abbildung 4-23 b2).

Abbildung 4-24: Effekt einer erhöhten Laubholzmortalität auf die Totholzvorräte (Vergleich zum Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz zum Basisszenario, b) relative Differenz zum Basisszenario.

Trotz teilweiser Nutzungsverwertung der durch Mortalität anfallenden Holzmenen erhöht sich bei gesteigerter Laubholzmortalität der Totholzvorrat (Abbildung 4-24). Im Mittel über die Projektionsperiode sind die Totholzvorräte im Laubholz bei 1,5- bzw. 2-fach erhöhter Mortalität um 16 bzw. 29 Mio. m³ höher als im Basisszenario, was im Mittel einer Steigerung um 9,6 % bzw. 17,4 % entspricht.

Die Reduktion bei Vorräten und Zuwachs sowie die höheren Verluste durch Mortalität wirken sich zudem negativ auf die CO₂-Senkenleistung der Laubbestände aus. Diese reduziert sich für den Lebendbestand von im Mittel -17,6 Mio. m³/a während der Projektionsperiode auf -14,9 Mio. m³/a bei 1,5-fach erhöhter Laubholzmortalität, bzw. auf -12,8 Mio. m³/a bei zweifach erhöhter Laubholzmortalität. Werden die Totholzeffekte mitberücksichtigt, verringert sich die Senkenleistung der Laubbestände von -18,5 Mio. m³/a auf -16,1 Mio. m³/a bzw. -14,1 Mio. m³/a.

Mehr Abbildungen zu den Auswirkungen erhöhter Laubholzmortalität auf weitere Aspekte der Waldentwicklung finden sich im Ergebnisanhang „Abbildungen_Laubholzmortalität“¹⁰.

4.3.2 K3: Wie wirken sich häufigere Sturmereignisse aus?

Sturmereignisse wie Kyrill im Jahr 2007 sind bedeutende disruptive Störungsereignisse, die innerhalb kürzester Zeit zu großflächigen Zerstörungen in Beständen führen können. Die mit den

¹⁰ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Laubholzmortalitaet.pdf

Sturmereignissen einhergehende erhöhte abiotische Mortalität kann in Sturmjahren deutlich über dem langjährigen Mittel liegen, wie sich in den Zahlen der WZE beispielsweise für das Jahr 2007 im Verhältnis zum Mittel der Periode 2002-2012 zeigt. Um zu testen, wie sich eine Zunahme von Sturmereignissen in der Zukunft auf die Bestände auswirken könnte, wurden drei Szenarien simuliert, in denen die Basismortalität für zufällig ausgewählte Jahre basierend auf der abiotischen Mortalität im Jahr 2007 in Relation zum Mittel der Referenzperiode 2002-2012 erhöht wurde (Tabelle 4-4). Pro 20-Jahres-Periode wurden jeweils zwei, drei oder vier zusätzliche Jahre mit Sturmereignissen angenommen.

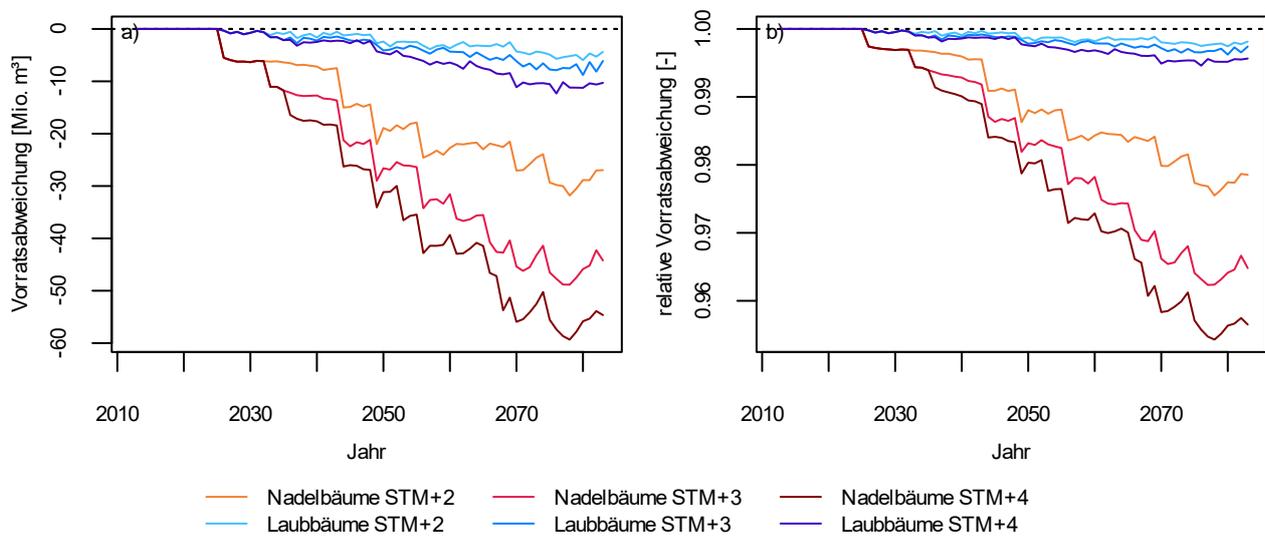
Wie in Abbildung 4-25 dargestellt führen die sturmbedingt erhöhten Mortalitätsereignisse zu einer Verringerung des Vorrats gegenüber dem Basisszenario. Die Auswirkungen sind dabei im Nadelholz sowohl absolut als auch relativ stärker ausgeprägt als im Laubholz. Dies ist einerseits auf die direkte, durch erhöhte Mortalität verursachte Reduktion der Bestandsvorräte zurückzuführen, und andererseits auf die daraus resultierende Verringerung der Gesamtzuwächse („weniger Holzvorrat produziert weniger Zuwachs“). Konkret führen zwei zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade im Jahr 2083 zu einem um 4,4 Mio. m³ geringeren Vorrat im Laubholz und einem um 27,0 Mio. m³ geringeren Vorrat im Nadelholz. Dies entspricht Vorratsverlusten von 0,2 % bzw. 2,1 % gegenüber dem Basisszenario.

Tabelle 4-4: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Störungen: häufigere Sturmereignisse

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitätsholzentnahme
REF_13-22RS_ST+2	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr, erhöht in Sturmjahren (+2 / Bi-Dekade)	Basis-szenario	Basissze-nario (kein Waldum-bau)	Basisszenario
REF_13-22RS_ST+3	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr, erhöht in Sturmjahren (+3 / Bi-Dekade)	Basis-szenario	Basissze-nario (kein Waldum-bau)	Basisszenario
REF_13-22RS_ST+4	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr, erhöht in Sturmjahren (+4 / Bi-Dekade)	Bas-sissze-nario	Basissze-nario (kein Waldum-bau)	Basisszenario

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung. REF = Basisszenario, 13-22RS = Klimaszenario als zyklische Wiederholung der Jahre 2013-2022, ST+2/+3/+4 = Anzahl zusätzlicher starken Sturmereignissen je Bi-Dekade, HV = Holzverwendungsszenario

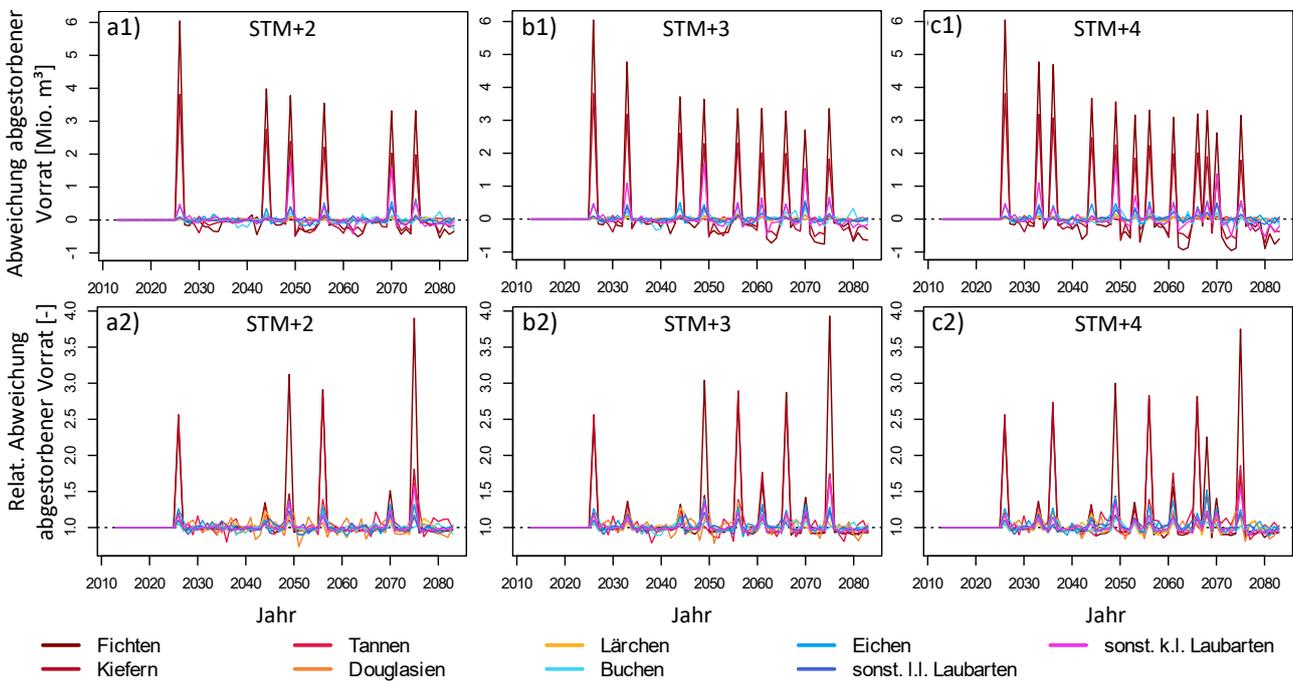
Abbildung 4-25: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf die Vorratsentwicklung (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz zum Basisszenario, b) relative Differenz zum Basisszenario. ST+2/+3/+4 = Anzahl zusätzlicher starker Sturmereignissen pro Bi-Dekade.

Bei drei zusätzlichen Sturmereignissen pro Bi-Dekade erhöht sich das Vorratsdefizit im Jahr 2083 gegenüber dem Basisszenario auf 6,1 Mio. m³ bzw. 44,2 Mio. m³ weniger Vorrat für Laub- bzw. Nadelholz, was einer Reduktion um 0,3 % bzw. 3,5 % entspricht. Vier zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade resultieren für Laub- bzw. Nadelholz in 10,3 Mio. m³ bzw. 54,6 Mio. m³ weniger Vorrat, was relativ zum Basisszenario ein Minus von 0,4 % bzw. 4,3 % bedeutet.

Abbildung 4-26: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf mortalitätsbedingt auscheidende Vorräte, differenziert nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario).



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) absolute Differenz zum Basisszenario, x2) relative Differenz zum Basisszenario. ax) +2 Sturmereignisse / Bi-Dekade; bx) +3 Sturmereignisse / Bi-Dekade; cx) +4 Sturmereignisse / Bi-Dekade.

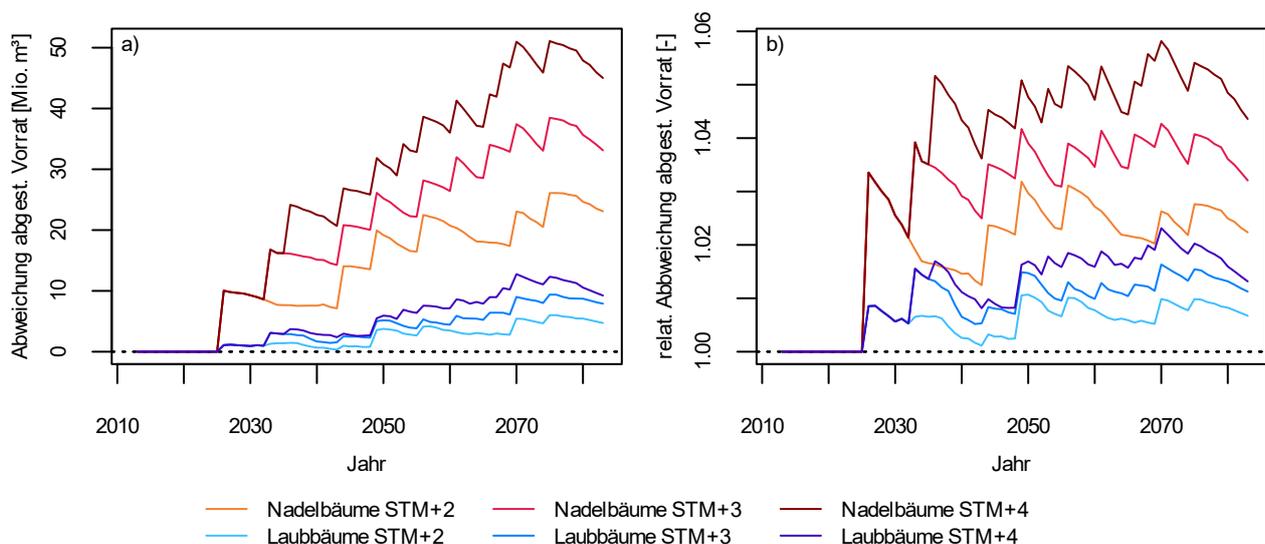
Eine Analyse der jährlichen Abweichungen der Vorratsverluste durch Mortalität nach Artengruppen zeigt, dass insbesondere im Nadelholz – und hier vor allem bei Fichten und Kiefern – die höchsten Verluststeigerungen auftreten (Abbildung 4-26). In Sturmjahren sterben zwischen 3 und 6 Mio. m³/a mehr Fichten ab als im Basisszenario (Abbildung 4-26 a1-c1), was je nach betroffenem Jahr einer Vervielfachung des abgestorbenen Vorrats um bis zu Faktor Vier entspricht (Abbildung 4-26 a2-c2). Die Fichte ist somit sowohl in absoluten als auch in relativen Zahlen die am stärksten betroffene Baumart, vorausgesetzt, zukünftige Sturmereignisse führen zu vergleichbaren Effekten wie im für die Simulationen zugrunde gelegten Sturmjahr 2007.

Über den gesamten Projektionszeitraum bis 2083 summieren sich die zusätzlichen Vorratsverluste durch Mortalität im Nadelholz bei zwei, drei bzw. vier zusätzlichen Sturmereignissen pro Bi-Dekade auf 23,1 Mio. m³, 33,2 Mio. m³ bzw. 45,0 Mio. m³ gegenüber dem Basisszenario (Abbildung 4-27 a). Dies entspricht einer Steigerung um 2,2 %, 3,2 % bzw. 4,4 % (Abbildung 4-27 b). Im Laubholz fallen die Verluststeigerungen deutlich geringer aus: Hier ergeben sich bis zum Jahr 2083 zusätzliche Vorratsverluste durch Mortalität von 4,7 Mio. m³, 7,9 Mio. m³ bzw. 9,2 Mio. m³, was einer relativen Zunahme von 0,6 %, 1,1 % bzw. 1,3 % im Vergleich zum gesamten Vorratsverlust im Basisszenario entspricht.

Die durch erhöhte Mortalität zusätzlich ausgeschiedenen Holzmengen führen – über die damit verbundenen Veränderungen in den Beständen – insbesondere im Nadelholz zu einem leichten Rückgang der durch Durchforstung entnommenen Holzmenge im Vergleich zum Basisszenario. Bis zum Jahr 2083 scheiden in den Szenarien mit zwei, drei bzw. vier zusätzlichen Sturmereignissen pro Bi-Dekade jeweils 8,3 Mio. m³, 11,0 Mio. m³ bzw. 17,1 Mio. m³ weniger Nadelholz durch Durchforstung

aus als im Basisszenario. Dies entspricht einer Reduktion der Gesamtmenge um 1,7 %, 2,2 % bzw. 3,4 % (siehe Abbildung 9-3 im Ergebnisanhang „Abbildungen_mehr_Sturmereignisse“¹¹). Da ein Teil des durch Stürme zusätzlich ausgeschiedenen Nadelholzes der Nutzung angerechnet werden kann, verringert sich zugleich die Menge an Holz, die durch gezielte Ernte entnommen werden muss. Über die gesamte Projektionsperiode bis 2082 ergibt sich dadurch in Summe eine Reduktion der erntebedingt ausgeschiedenen Nadelholzvorräte um 18,4 Mio. m³, 26,9 Mio. m³ bzw. 34,5 Mio. m³. Prozentual entspricht dies einer Abnahme um 0,6 %, 0,9 % bzw. 1,1 % gegenüber dem Basisszenario.

Abbildung 4-27: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf mortalitätsbedingt auscheidende Vorräte, kumuliert über die Zeit und dargestellt für Laub- und Nadelholz (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz der zeitlich kumulierten Vorratsverluste im Vergleich zum Basisszenario, b) relative Differenz der zeitlich kumulierten Vorratsverluste im Vergleich zum Basisszenario. ST+2/+3/+4 = Anzahl zusätzlicher starken Sturmereignisse je Bi-Dekade.

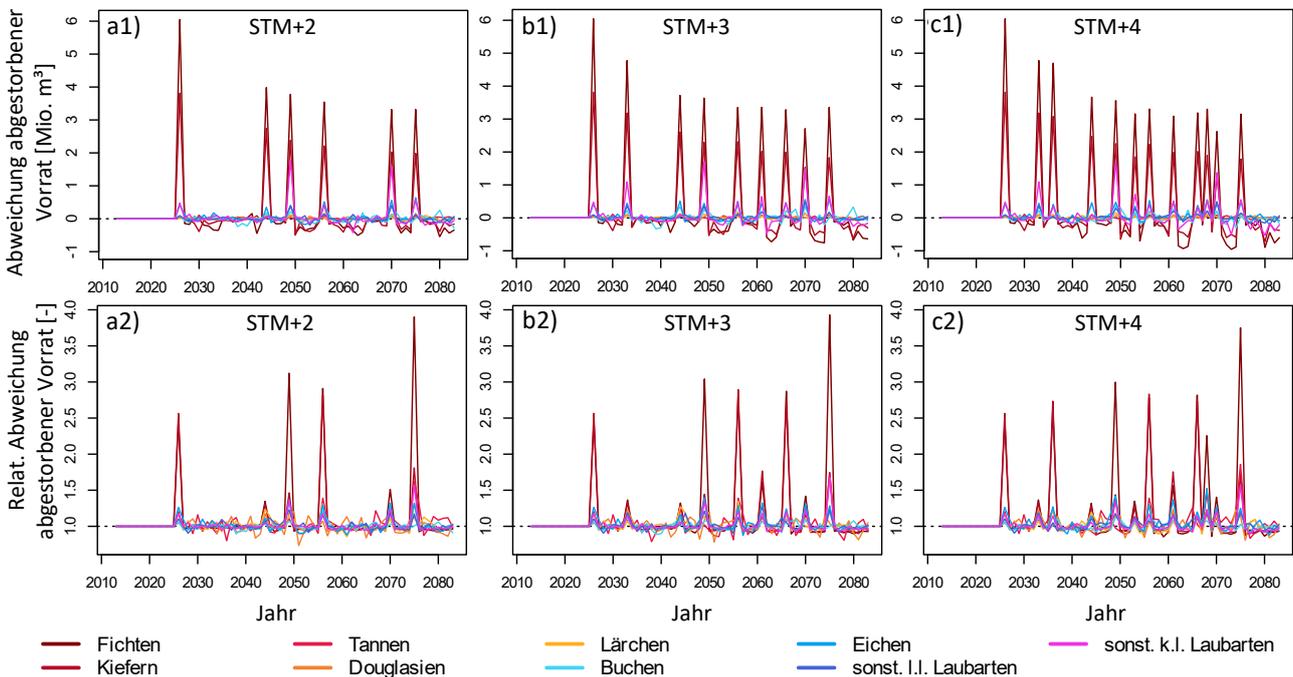
Berücksichtigt man alle genannten Effekte – erhöhte Mortalität, Veränderungen bei Durchforstung und Ernte sowie die Entwicklung des Gesamtvorrats – ergibt sich für das Nadelholz zum Ende der Simulationsperiode im Jahr 2083 in der Gesamtbilanz nur ein geringfügig niedrigerer kumulierter Vorratsverlust gegenüber dem Basisszenario: Szenarienbezogen liegen die Werte um 3,7 Mio. m³, 4,8 Mio. m³ bzw. 6,6 Mio. m³ unter dem Basisszenario, was selbst im extremsten Fall (vier zusätzliche Sturmereignisse pro Bi-Dekade) einer prozentualen Abweichung von nur etwas mehr als 0,1 % entspricht. Im Zeitverlauf treten jedoch zahlreiche Jahre auf, in denen der kumulierte ausgeschiedene Vorrat deutlich über dem Basisszenario liegt (siehe Abbildung 8-4 im Ergebnisanhang „Sturmereignisse“¹²).

Eine Zunahme an Sturmereignissen führt im Laubholz über die gesamte Simulationsperiode hinweg nur zu einem leichten Anstieg der ausgeschiedenen Holzmenge gegenüber dem Basisszenario. Mit insgesamt 2,6 Mio. m³, 3,7 Mio. m³ bzw. 5,4 Mio. m³ zusätzlich ausgeschiedenem Vorrat bis 2082 ist der Unterschied zum Basisszenario gering und beträgt maximal 0,3 % mehr an ausgeschiedenem Laubholz bis einschließlich 2083 bei vier zusätzlichen Sturmereignissen pro Bi-Dekade.

¹¹ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Sturmereignisse.pdf

¹² https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Sturmereignisse.pdf

Abbildung 4-28: Effekt häufiger auftretender Sturmereignisse auf den CO₂-Speicher in der Waldbiomasse (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) absolute Differenz zum Basisszenario, x2) relative Differenz zum Basisszenario. ax) +2 Sturmereignisse / Bi-Dekade; bx) +3 Sturmereignisse / Bi-Dekade; cx) +4 Sturmereignisse / Bi-Dekade.

Die zusätzlich auftretenden Stürme wirken sich insbesondere im Nadelholz negativ auf die CO₂-Speicherung in der lebenden Waldbiomasse aus (Abbildung 4-28). Mit zunehmender Anzahl an Sturmereignissen im Vergleich zum Basisszenario vergrößert sich das Defizit in der CO₂-Speicherung entsprechend. Zwar führt die erhöhte sturmbedingte Mortalität über weite Teile der Projektionsperiode zu einer leicht gesteigerten Totholzmenge, dieser Effekt reicht jedoch nicht aus, um die Verluste in der lebenden Biomasse auszugleichen.

Insgesamt liegt die CO₂-Speicherung in der lebenden ober- und unterirdischen Waldbiomasse des Nadelholzes am Ende der Simulationsperiode im Jahr 2083 szenarienabhängig um 29,1 Mio. t, 47,6 Mio. t bzw. 58,5 Mio. t CO₂ unter den Werten des Basisszenarios. Auch im Laubholz ist die CO₂-Speicherung in der lebenden ober- und unterirdischen Biomasse im Jahr 2083 um 5,6 Mio. t, 7,7 Mio. t bzw. 12,6 Mio. t CO₂ niedriger als im Basisszenario.

Im jährlichen Mittel der Periode 2024-2083 waren die lebenden Bestände im Basisszenario mit +0,31 Mio. t CO₂/a eine geringe CO₂-Quelle. Durch die zusätzlichen Stürme vergrößert sich die mittlere Quelle auf +0,89 bzw. + 1,23 bzw. +1.50 Mio. t CO₂/a. Bei Einbezug des Totholzes wird der Wald von einer geringfügigen Senke von -0,14 Mio. t CO₂/a zu einer Quelle von +0,42 bzw. +0,77 bzw. +1,03 Mio. t CO₂/a.

4.3.3 W1: Wie wirkt sich ein optimiertes Käfermanagement aus?

Die durch Schadorganismen wie Insekten und Pilze verursachte biotische Mortalität hat in den vergangenen zwei Jahrzehnten erheblich an Bedeutung für die Entwicklung der Wälder in Deutschland gewonnen. Bis etwa 2017 blieben die Mortalitätsraten auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau,

doch ab 2018 kam es zu einem markanten Anstieg. Besonders die aufeinanderfolgenden Trockenjahre schwächten zahlreiche Baumarten und erhöhten deren Anfälligkeit gegenüber biotischen Schaderregern.

Im Mittelpunkt stehen dabei die sogenannten Käferkalamitäten, insbesondere verursacht durch den Buchdrucker (*Ips typographus*, L.), der in den letzten Jahren großflächige Schäden an Fichtenbeständen angerichtet hat. In den Spitzenjahren zwischen 2018 und 2022 erreichten die Mortalitätsraten bei der Fichte Werte von bis zu 12 %, wobei allein die biotische Mortalitätsrate bei bis zu 7% lag. Auch andere Nadelbaumarten wie Kiefer und Tanne waren betroffen, wenn auch in geringerem Ausmaß.

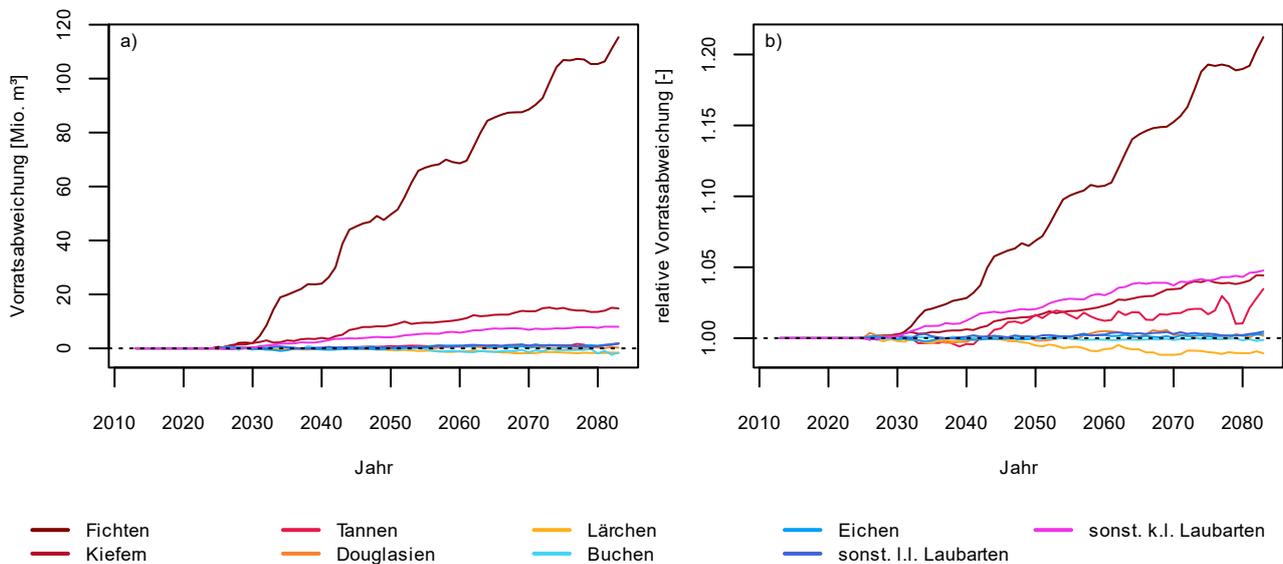
Die zeitliche Variabilität der biotischen Mortalität ist hoch und eng mit klimatischen Extremereignissen verknüpft. Dies unterstreicht die Dringlichkeit, sich sowohl waldbaulich als auch wissenschaftlich intensiv mit diesen Prozessen auseinanderzusetzen. Um quantitativ abzuschätzen, wie sich eine konsequente Eindämmung biotischer Mortalitätsursachen auf die Entwicklung der Waldbestände auswirkt, wurde die biotische Mortalität aus der jährlichen Skalierung der Basismortalität anhand von WZE-Daten herausgerechnet. So wurden im weiteren Verlauf ausschließlich die Beiträge abiotischer Mortalitätsursachen berücksichtigt.

Tabelle 4-5: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld biotische Störungen

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitäts-holzentnahme
REF_13-22RS_oB	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr, nur abiotische Mortalität	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung. REF = Basisszenario, 13-22RS = Klimaszenario als zyklische Wiederholung der Jahre 2013-2022, oB = ohne biotische Mortalität, HV = Holzverwendungsszenario.

Abbildung 4-29: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf die Vorratsentwicklung nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario)



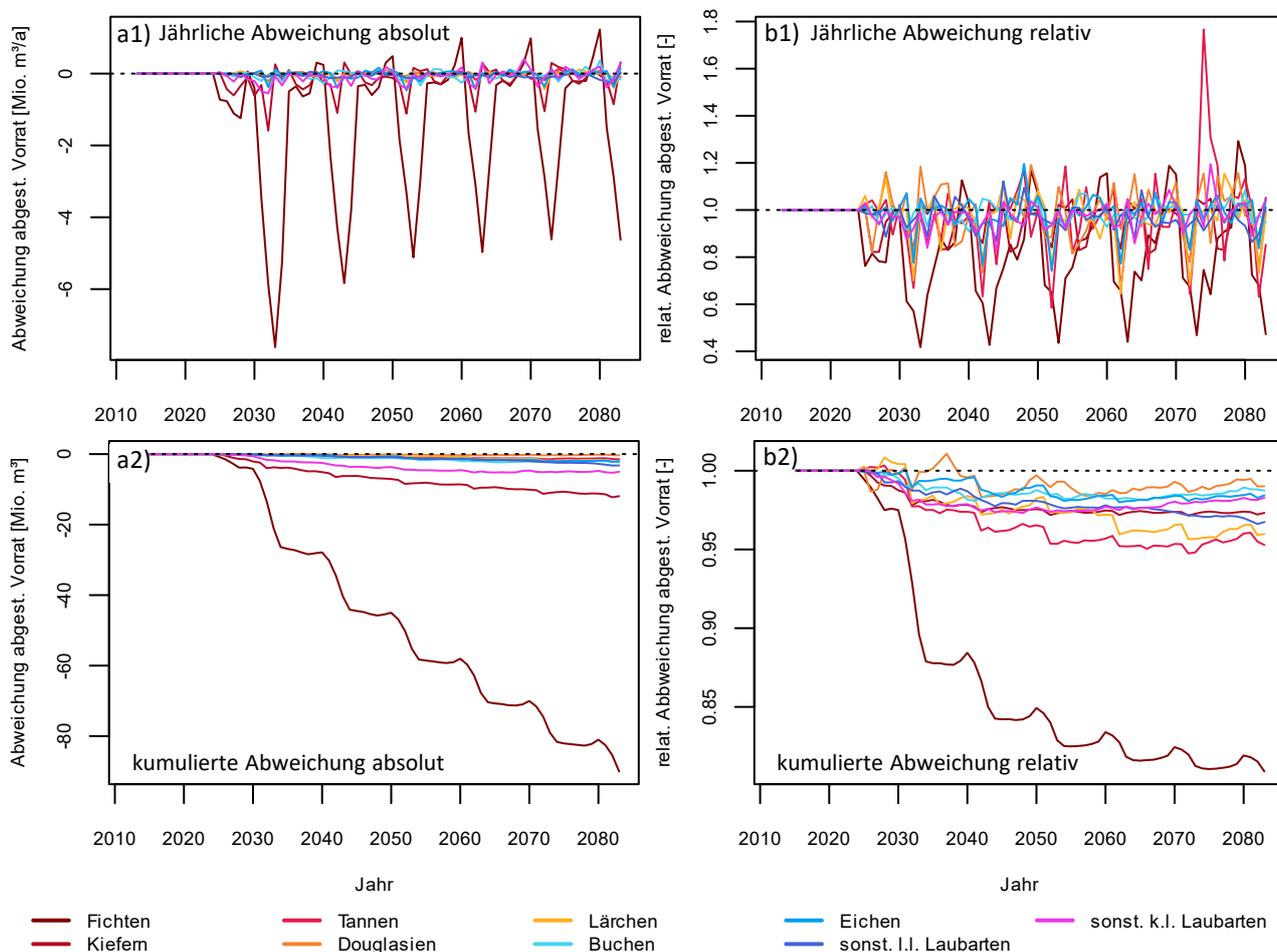
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Differenz zum Basisszenario, b) relative Differenz zum Basisszenario. Sonst. k.l. / l.l. Laubarte = sonstige kurzlebige bzw. langlebige Laubbaumarten.

Ohne biotische Mortalität erhöht sich der Vorrat der meisten Artengruppen gegenüber dem Basisszenario (Abbildung 4-29). Besonders deutlich profitiert die Fichte: Ihr Vorrat liegt im Jahr 2083 um 115,4 Mio. m³ und damit um mehr als 20 % über dem Wert des Basisszenarios. Auch die Kiefer verzeichnet im Jahr 2083 einen um 14,8 Mio. m³ höheren Vorratszuwachs, was einem Faktor von 4% im Vergleich zum Basisszenario entspricht. Insgesamt ergibt sich bei Eliminierung der biotischen Mortalitätsfaktoren für alle Artengruppen zusammen im Jahr 2083 ein Vorratsplus von 140,6 Mio. m³ bzw. eine Zunahme um 3,9 % gegenüber dem Basisszenario. Davon entfallen 130,6 Mio. m³ auf die Nadelholzarten und 10,0 Mio. m³ auf die Laubholzarten.

Der Vorratszugewinn gegenüber dem Basisszenario resultiert aus dem Zusammenspiel von weniger absterbendem Vorrat (Abbildung 4-30) und der mit erhöhtem Vorrat einhergehenden positiven Veränderung im Zuwachs (siehe Abbildung 3-3 im Ergebnisanhang „Biotische Mortalität eliminiert“¹³). In Jahren mit hoher biotischer Mortalität im Basisszenario sterben im Eliminierungsszenario zwischen 4,36 Mio. m³ und 7,6 Mio. m³ weniger Vorrat ab (Abbildung 4-30 a1), was einer Reduktion um 43–58 % entspricht (Abbildung 4-30 b1). Kumuliert über den gesamten Projektionszeitraum bis 2083 sterben insgesamt 90,0 Mio. m³ weniger Fichten und 11,9 Mio. m³ weniger Kiefern ab als im Basisszenario (Abbildung 4-30 a2). Dies entspricht einer Reduktion um 19,1 % bzw. 2,7 % (Abbildung 4-30 b2).

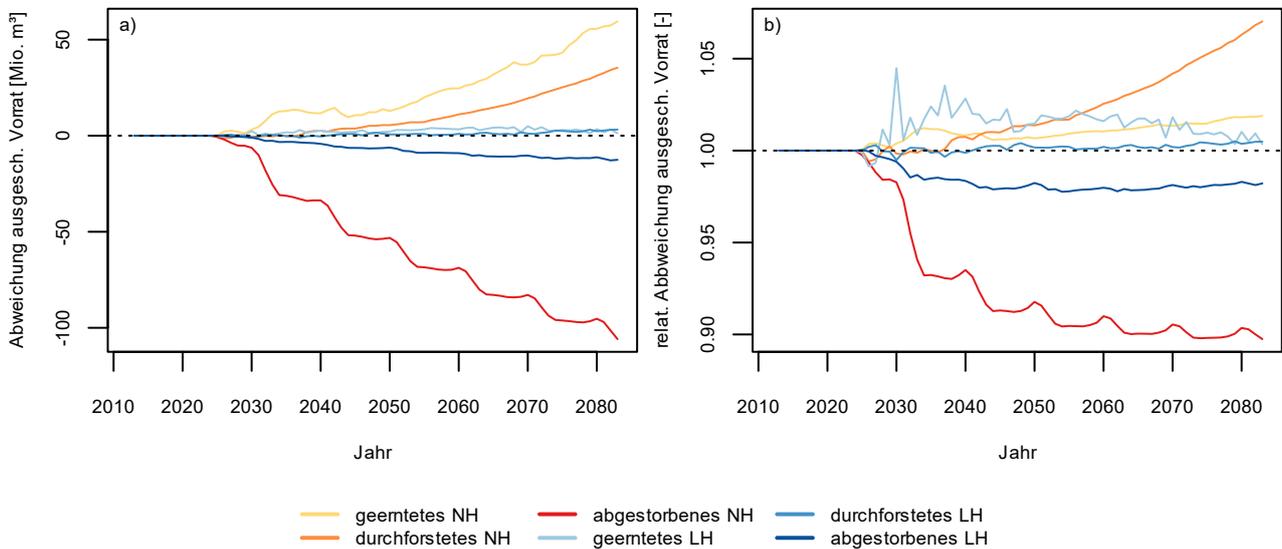
¹³ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_biotische-Mortalitaet-eliminiert.pdf

Abbildung 4-30: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf den abgestorbenen Vorrat nach Artengruppen (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. 1x) jährliche Veränderung im abgestorbenen Vorrat; 2x) kumulierte Veränderung im abgestorbenen Vorrat; xa) absolute Abweichung vom Basisszenario; xb) relative Abweichung vom Basisszenario. Sonst. k.l. / l.l. Laubarte = sonstige kurzlebige bzw. langlebige Laubbaumarten.

Abbildung 4-31: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf den kumulierten ausgeschiedenen Vorrat nach Grund des Ausscheidens (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Abweichung, b) relative Abweichung zum Basisszenario.

Insgesamt verringern sich die Gesamtverluste durch Mortalität über die Projektionsperiode um 105,9 Mio. m³ im Nadelholz und um 12,5 Mio. m³ im Laubholz (Abbildung 5-5 a im Ergebnisanhang Biotische Mortalität eliminiert¹⁴).

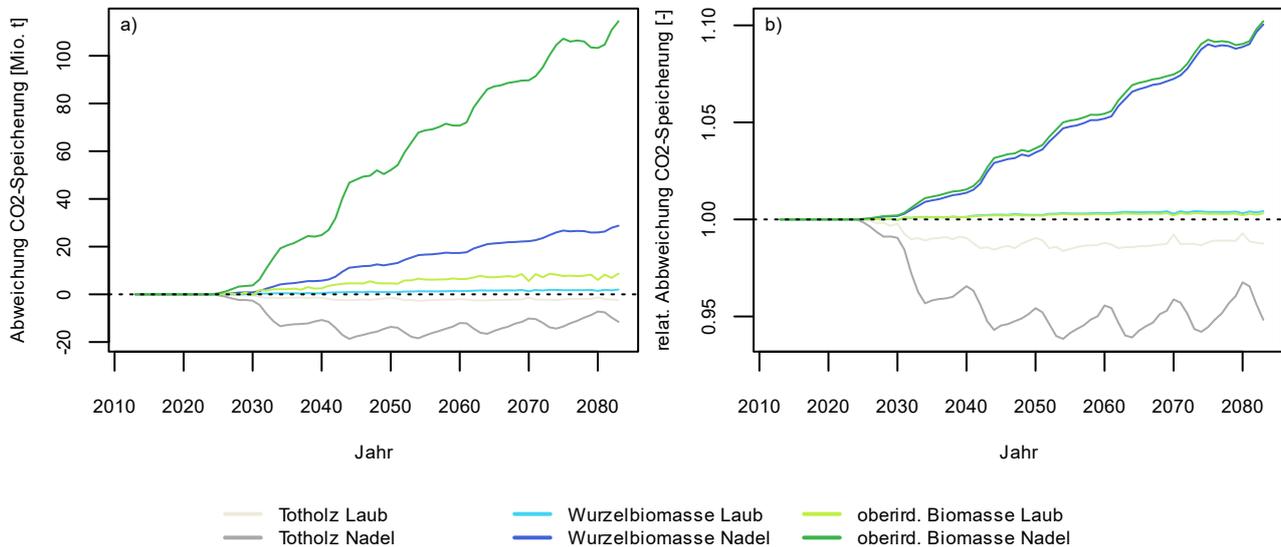
Die reduzierte Menge an anfallendem Mortalitätsholz hat zur Folge, dass weniger Holz zur Deckung der Holznachfrage aus diesem Pool entnommen werden kann. Um diesen Effekt auszugleichen, muss entsprechend mehr Holz gezielt durch Ernte aus den lebenden Beständen entnommen werden (Abbildung 4-31 a). So werden bis zum Jahr 2083 insgesamt 59,5 Mio. m³ mehr Nadelholz durch Ernte entnommen als im Basisszenario, was einer Steigerung um 1,9 % entspricht (Abbildung 4-31 b). Da im für die Durchforstung relevanten Durchmesserbereich ebenfalls weniger Bäume absterben, ist auch hier eine erhöhte Entnahme erforderlich: Bis 2083 werden 35,4 Mio. m³ mehr Nadelholz durch Durchforstung entnommen. Dies entspricht einer Steigerung um 7,0 %.

Saldiert man die durch Ernte und Durchforstung zusätzlich entnommenen Nadelholzmengen mit den reduzierten Vorratsverlusten durch Mortalität, ergibt sich in der Gesamtbilanz bis 2083 ein um 11,0 Mio. m³ niedrigerer Vorratsabgang als im Basisszenario. Dieser Unterschied ist gering. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Nadelholz, das nicht durch Mortalität abgeht, zu einem späteren Zeitpunkt geerntet wird, um die hohe Nadelholznachfrage zu decken. Zum Vergleich: Im Laubholz sterben im Zeitverlauf insgesamt 12,5 Mio. m³ weniger durch Mortalität ab, während die Entnahme durch Durchforstung um 3,2 Mio. m³ und durch Ernte um lediglich 1,3 Mio. m³ steigt. Da das Verhältnis von Nachfrage zu Rohholzpotenzial beim deutlich geringer ist als beim Nadelholz, ergibt sich in der Gesamtbilanz eine Reduktion des Abgangs im Laubholz von 8,1 Mio. m³.

¹⁴ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_biotische-Mortalitaet-eliminiert.pdf

Die Steigerungen im Vorrat bedeuten gleichzeitig einen Zugewinn bei der CO₂-Speicherung in der lebenden Waldbiomasse, gehen jedoch mit einer reduzierten CO₂-Speicherung im Totholz einher (Abbildung 4-32).

Abbildung 4-32: Auswirkung einer Eliminierung biotischer Mortalitätsursachen auf die CO₂-Speicherung in der Waldbiomasse (Abweichung vom Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) absolute Abweichung, b) relative Abweichung zum Basisszenario.

Im lebenden oberirdischen Nadelholz sind im Jahr 2083 insgesamt 114,5 Mio. t CO₂ mehr gespeichert als im Basisszenario (Abbildung 4-32 a). Dies entspricht einer Zunahme von 10,2% (Abbildung 4-32 b). Zusätzlich sind weitere 28,8 Mio. t CO₂ in der Wurzelbiomasse der Nadelbäume gespeichert. Im Laubholz ergibt sich ein Plus von 8,7 Mio. t CO₂ in der oberirdischen und 2,0 Mio. t CO₂ in der unterirdischen Biomasse. Insgesamt speichert die lebende Biomasse somit im Jahr 2083 153,9 Mio. t CO₂ mehr als im Basisszenario. Dem gegenüber steht eine verringerte CO₂-Speicherung im Totholz: Im Nadelholz sind es 11,5 Mio. t CO₂ weniger, im Laubholz 2,3 Mio. t CO₂ weniger. Insgesamt reduziert sich die CO₂-Speicherung im Totholz somit um 13,8 Mio. t CO₂ im Vergleich zum Basisszenario.

Die mittlere jährliche CO₂-Senkenleistung im Zeitraum von 2024 bis 2083 verbessert sich bei Ausschluss biotischer Mortalität in der lebenden Biomasse moderat (Tabelle 4-6). Nadelholz bleibt weiterhin im Mittel eine CO₂-Quelle, während Laubholz eine CO₂-Senke darstellt. Während der Lebendbestand in Summe über Nadel- und Laubholz im Basisszenario im Mittel eine Quelle von 0,32 Mio. t CO₂/a ist, wird er im Eliminierungsszenario zu einer Senke von -2,25 Mio. t CO₂/a.

Tabelle 4-6: Mittlere CO₂-Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083 im Basisszenario und im Szenario ohne biotische Mortalität

Szenario	LH-Totholz [Mio. t CO ₂ /a]	NH-Totholz [Mio. T CO ₂ /a]	LH-Wurzeln [Mio. t CO ₂ /a]	NH-Wurzeln [Mio. t CO ₂ /a]	LH-lebend oberirdisch [Mio. t CO ₂ /a]	NH-lebend oberirdisch [Mio. t CO ₂ /a]
Basisszenario	-0,96	0,50	-2,04	3,88	-15,61	14,09
REF_13-22RS_oB	-0,92	0,69	-2,08	3,40	-15,75	12,18

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. REF = Basisszenario, 13-22RS = Klimaszenario als zyklische Wiederholung der Jahre 2013-2022, LH = Laubholz.

4.4 Themenfeld Waldmanagement: Variation der Mortalitätsholzentnahme

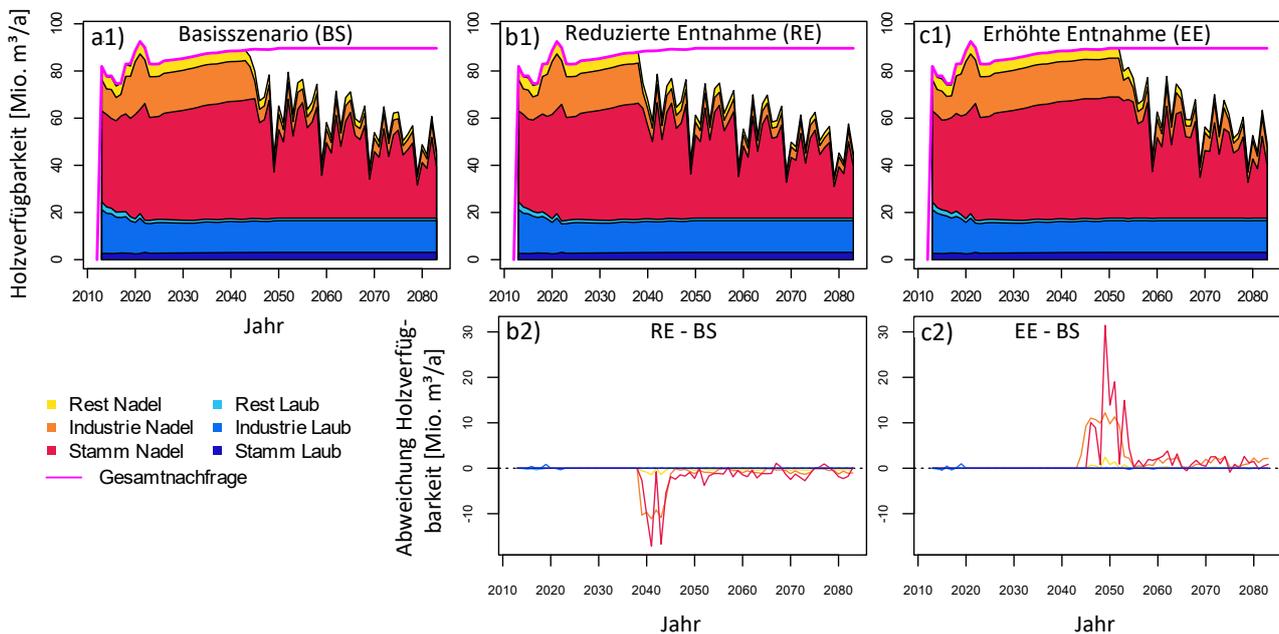
Holz mengen, die durch Mortalität anfallen, schwanken stark zwischen den Jahren und werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Dazu zählen natürliche Störungen wie Sturm, Trockenheit und Borkenkäferbefall, Konkurrenz zwischen den Bäumen sowie Alter und Baumartenzusammensetzung eines Bestandes. Wie viel des abgestorbenen Holzes tatsächlich genutzt wird, hängt von mehreren Rahmenbedingungen ab. So verbleiben abgestorbene Bäume als Totholz im Wald, wenn eine Aufarbeitung in schwer erreichbaren Lagen unwirtschaftlich oder bei hoher Holzbruchgefahr mit hohen Risiken für die Waldarbeitenden verbunden ist. Auch Marktlage und Nachfrage spielen eine Rolle, ebenso wie die wirtschaftliche Rentabilität, die maßgeblich von der Holzqualität beeinflusst wird.

Tabelle 4-7: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Mortalitätsholzentnahme

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitätsholzentnahme
REF_13-22RS_MHE30-15-5	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	30 % vom SH, 15 % vom IH, 5 % vom RH
REF_13-22RS_MHE90-60-25	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	90 % vom SH, 60 % vom IH, 25 % vom RH

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung. REF = Basisszenario, 13-22RS = Klimaszenario als zyklische Wiederholung der Jahre 2013-2022, MHE = Mortalitätsholzentnahme, HV = Holzverwendungsszenario, SH = Stammholz, IH = Industrieholz, RH = Restholz.

Abbildung 4-33: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf die Holzverfügbarkeit (Vergleich zum Basisszenario)

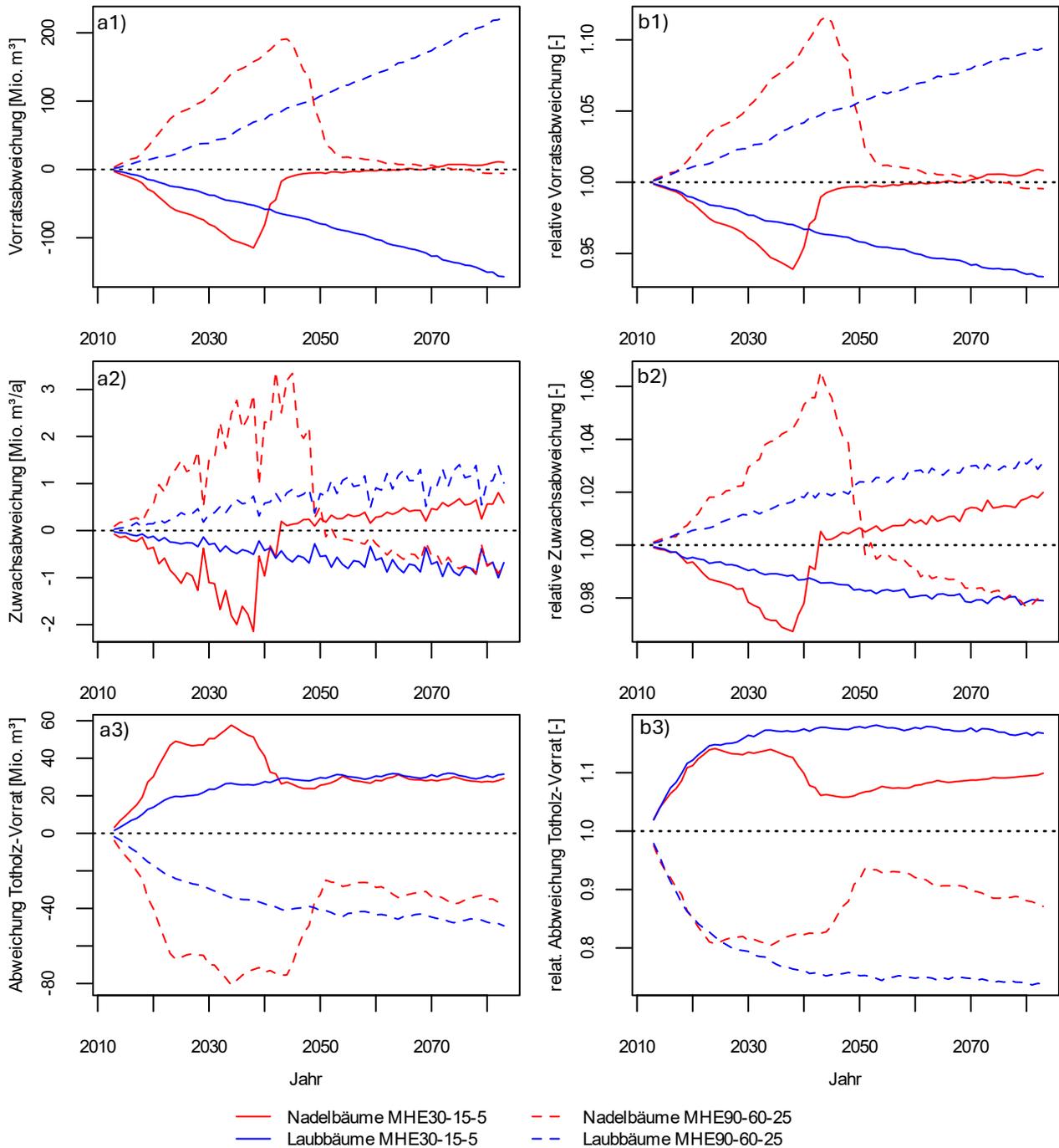


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a1) Holzverfügbarkeit im Basisszenario, b1) im Entnahme-Reduktionsszenario, c1) im Szenario mit gesteigerter Entnahme; b2) Abweichung der Holzverfügbarkeit im Reduktionsszenario vom Basisszenario, c2) Abweichung des Szenarios mit gesteigerter Entnahme vom Basisszenario.

Im Basisszenario wurde angenommen, dass jährlich 60 % des anfallenden Stammholzes, 30 % des Industrieholzes und 20 % des Restholzsegments genutzt werden. Um die Auswirkungen des Nutzungsgrades beim Mortalitätsholz auf Holzverfügbarkeit, Vorrat und Zuwachs, Totholzvorrat und CO₂-Speicherleistung zu untersuchen, wurden zwei weitere Szenarien simuliert, in denen die Mortalitätsholzentnahme im Vergleich zum Basisszenario reduziert bzw. erhöht wurde (siehe Tabelle 4-7).

Wird die Rate der Mortalitätsholzentnahme reduziert, kann – wie im Basisszenario – die Nachfrage nach Laubholz weiterhin bis zum Ende der Simulationsperiode gedeckt werden. Bei der Nadelholzversorgung hingegen tritt durch die geringere Mortalitätsholzentnahme der Versorgungsengpass rund fünf Jahre früher auf als im Basisszenario (Abbildung 4-33 b1, b2), denn es muss zum Ausgleich verstärkt im lebenden Bestand eingeschlagen werden. Umgekehrt führt eine gesteigerte Entnahme und Verwertung von Mortalitätsholz dazu, dass sich die Versorgungssituation im Nadelholzbereich verbessert und erste Defizite erst im Jahr 2053 und somit neun Jahre später als im Basisszenario auftreten (Abbildung 4-33 c1, c2). Im Durchschnitt stehen im Zeitraum 2024–2083 im Szenario mit verringerter Mortalitätsholzentnahme jährlich 3,2 Mio. m³ weniger Nadelholz zur Verfügung als im Basisszenario (mittlere jährliche Verfügbarkeit: 51,9 Mio. m³/a), während bei einer gesteigerten Entnahme von abgestorbenen Nadelholz im Mittel 4,6 Mio. m³/a mehr verfügbar sind.

Abbildung 4-34: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf Holzvorrat, Zuwachs und Totholzvorrat (Vergleich zum Basisszenario)

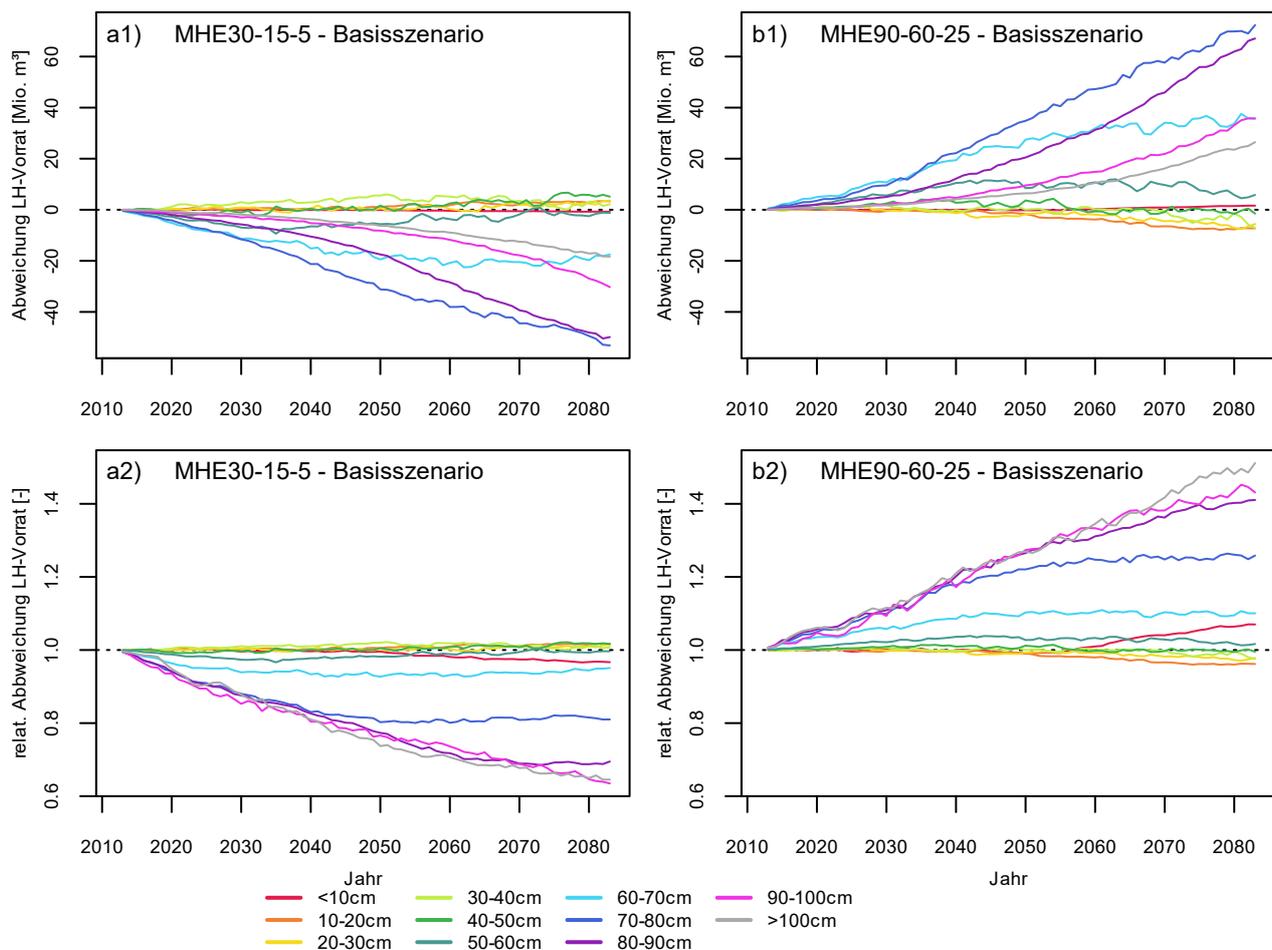


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. 1x) Abweichung des Holzvorrats vom Basisszenario; 2x) Abweichung des Zuwachses vom Basisszenario; 3x) Abweichung des Totholzvorrats vom Basisszenario; xa) absolute Abweichung; xb) relative Abweichung.

Der Grad der Mortalitätsholznutzung beeinflusst neben der Holzverfügbarkeit auch die Entwicklung der Waldbestände. Bei intensiver Nutzung von Mortalitätsholz bauen die lebenden Laubholzbestände bis zum Jahr 2083 einen um 223,2 Mio. m³ höheren Vorrat auf als im Basisszenario. Bei einer reduzierten Nutzungsintensität von Mortalitätsholz fällt der Laubholzvorrat hingegen um 165,9 Mio. m³ geringer aus (Abbildung 4-34 1a). Dies entspricht einer Vorratssteigerung von 9,4 %

bzw. einer Verringerung um 6,6 % (Abbildung 4-34 1b). Das Prinzip dahinter: Wird abgestorbenes Laubholz stärker genutzt, muss weniger aus dem lebenden Vorrat entnommen werden, was diesen schont und sich moderat positiv auf den Zuwachs auswirkt (Abbildung 4-34 2a, b). Umgekehrt führt eine reduzierte Mortalitätsholznutzung zu intensiveren Erntemaßnahmen im lebenden Laubholzbestand (siehe Abbildungen 7-4 und 7-8 im Ergebnisanhang „Variation Mortalitätsholzentnahme“¹⁵), die gemäß den Bewirtschaftungsregeln vor allem ältere, durchmesserstarke Laubbäume betreffen (Abbildung 4-35).

Abbildung 4-35: Auswirkung der Mortalitätsholz-Entnahmeintensität auf Laubholzvorräte nach Durchmesserklassen (Vergleich zum Basisszenario)



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. ax) Reduzierte Mortalitätsholzentnahme; bx) erhöhte Mortalitätsholzentnahme; x1) absolute Abweichung vom Basisszenario; x2) relative Abweichung vom Basisszenario. Die analoge Abbildung zu Nadelholzvorräten für den Szenarienvergleich findet sich in Abbildung 12-2 im Ergebnisanhang „Variation Mortalitätsholzentnahme“

Bei den Nadelholzvorräten zeigen sich zunächst ähnliche Entwicklungen wie im Laubholz, allerdings nur bis zum erstmaligen Auftreten des Versorgungsengpasses. Danach gleichen sich die Vorräte innerhalb weniger Jahre an das Niveau des Basisszenarios an. Ursache hierfür ist die hohe Holzentnahme durch Ernte, mit der versucht wird, die Nadelholznachfrage zu decken. Sobald der Versorgungsengpass eintritt, muss jährlich der gesamte neu zugewachsene, erntbare Vorrat entnommen werden, um die Nachfrage so weit wie möglich zu bedienen. Das bedeutet, dass ab diesem Zeitpunkt sowohl im Basisszenario als auch in den modifizierten Mortalitätsholznutzungsszenarien das

¹⁵ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Variation-Mortalitaetsholzentnahme.pdf

gesamte gemäß Bewirtschaftungsregeln entnehmbare Rohholzpotenzial ausgeschöpft wird. Da sich die Bewirtschaftungsregeln für die Lebendbestände zwischen den Szenarien nicht unterscheiden, stellt sich im Zeitverlauf für Nadelholzbestände ein ähnlicher Gleichgewichtsvorrat ein. Unterschiede zwischen den Szenarien spiegeln sich als Konsequenz in der Höhe des Versorgungsengpasses wider, der bei einer geringeren Mortalitätsholzentnahme früher und höher auftritt als bei einer höheren Mortalitätsholzentnahme (Abbildung 4-33).

Der Totholzvorrat im Wald verringert sich bei einer gesteigerten Mortalitätsholzentnahme im Verhältnis zum Basisszenario, während er bei einer dauerhaft reduzierten Mortalitätsholzentnahme gegenüber dem Basisszenario ansteigt (Abbildung 4-34 3a, b). Im Jahr 2083 ergeben sich bei reduzierter Mortalitätsholzentnahme 31,5 Mio. m³ mehr Laubholz-Totholz und 29,2 Mio. m³ mehr Nadelholz-Totholz als im Basisszenario, was einer Erhöhung um 16,7 % bzw. 9,9 % entspricht. Umgekehrt liegt der Totholzvorrat im Szenario intensiver Entnahme im Laubholz um 49,2 Mio. m³ und im Nadelholz um 38,0 Mio. m³ niedriger als im Basisszenario. Dies entspricht einer Reduktion um 26,1 % bzw. 12,9 %.

4.5 Themenfeld Waldmanagement: Waldumbau

Waldumbau umfasst gezielte forstliche Maßnahmen zur Veränderung von Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur, mit dem Ziel, Wälder langfristig an veränderte Umweltbedingungen anzupassen (Kehl und Revermann 2024). Im Fokus stehen die Erhöhung von Stabilität, Leistungsfähigkeit und Multifunktionalität der Wälder im Kontext des Klimawandels, der durch zunehmende Trockenphasen, häufigere Sturmereignisse und biotische Schadfaktoren wie Insektenkalamitäten die Widerstandskraft der Wälder schwächt. Die aktive Bewirtschaftung zielt nicht nur auf die Sicherung der Holznutzung, sondern auch auf den Erhalt wichtiger Ökosystemleistungen wie Boden- und Wasserschutz, Kohlenstoffspeicherung und Biodiversität (Scherer-Lorenzen 2020).

Letztere kann insbesondere durch die Förderung funktionell vielfältiger Baumarten gestärkt werden, die unterschiedliche ökologische Nischen besetzen und dadurch die Resilienz gegen Störungen erhöhen (Wirth et al. 2024). Deshalb wird häufig der Aufbau artenreicher, standortgerechter und klimastabiler Laubmischwälder angestrebt, da sie artenarmen und standortfremden Nadelholzreinbeständen in Anpassungsfähigkeit und Widerstandskraft überlegen sind (Seliger).

Im Rahmen des DIFENs-Projekts wurden drei verschiedene Waldumbauszenarien modelliert, die auf zwei inhaltliche Schwerpunkte fokussieren (siehe Kapitel 2.5 und Tabelle 4-8). Während im Douglasienförderszenario **WUB-DGL** die Sicherung der künftigen Nadelholzversorgung im Vordergrund steht, zielen die beiden Laubwald-Förderszenarien **WUB-LB** und **WUB-LB+** auf die Etablierung strukturreicher Laubmischwälder ab. Diese verfolgen primär waldökologische Zielsetzungen: die Förderung der Klimastabilität, Biodiversität, funktionellen Vielfalt sowie ausgewählter Ökosystemleistungen.

In den Szenarien **WUB-DGL** und **WUB-LB** wurde die im Basisszenario modellierte Einwuchsdynamik der Baumarten durch festgelegte Zielvorgaben modifiziert, ohne die Holzentnahmeintensität gegenüber dem Basisszenario zu verändern. Im Szenario **WUB-DGL** wurde angenommen, dass ab dem Jahr 2024 in nadeldominierten Beständen jährlich Douglasie 50 % des Einwuchses ausmacht. In laubdominierten Beständen wurden hingegen 10 % des jährlichen Einwuchses dieser Art zugewiesen (Tabelle 4-8).

Im Szenario **WUB-LB** wurden für alle Bestände fixe Einwuchsanteile in Höhe von jeweils 10 % für fünf Laubbaumartengruppen vorgegeben: Buchen, Eichen, Ahorn, Linden/Ulmen sowie eine

zusätzliche Sammelgruppe „andere langlebige Laubbaumarten“. Somit entfallen insgesamt 50 % des jährlichen Einwuchses auf klimatisch robuste Laubbaumarten, während die restlichen 50 % durch Baumarten gestellt werden, die bereits am Standort vorkommen.

Tabelle 4-8: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Waldumbau

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitäts-holzentnahme
REF_13-22RS_WUB-DGL	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Förderung Douglasie (50 % bzw. 10 % Einwuchs in nadel- bzw. laubdominierten Beständen)	Basisszenario
REF_13-22RS_WUB-LB	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Laubmischwald-Förderung, 5 Artengruppen im Einwuchs mit 50 %	Basisszenario
REF_13-22RS_WUB-LB+	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Laubmischwald-Förderung, 5 Artengruppen im Einwuchs mit 50 %, zusätzlich erhöhte Nadel- und reduzierte Laubbaumentnahme	Basisszenario

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung.

Im dritten Szenario, **WUB-LB+**, wurde die Einwuchsregelung aus **WUB-LB** durch eine Anpassung der Nutzungsintensität ergänzt: Die im Modell hinterlegten Bewirtschaftungsregeln wurden so modifiziert, dass die Entnahmeintensität für Nadelbaumarten erhöht und gleichzeitig für Laubbaumarten reduziert wurde. Ziel ist es, nicht nur über die Verjüngungsphase, sondern zusätzlich auch durch die Steuerung der Nutzung bereits etablierter Bestände den Anteil klimastabiler Laubbäume zu fördern und einen zügigen Umbau struktur- und artenarmer Nadelholzbestände in Richtung vielfältiger Laubmischwälder zu unterstützen.

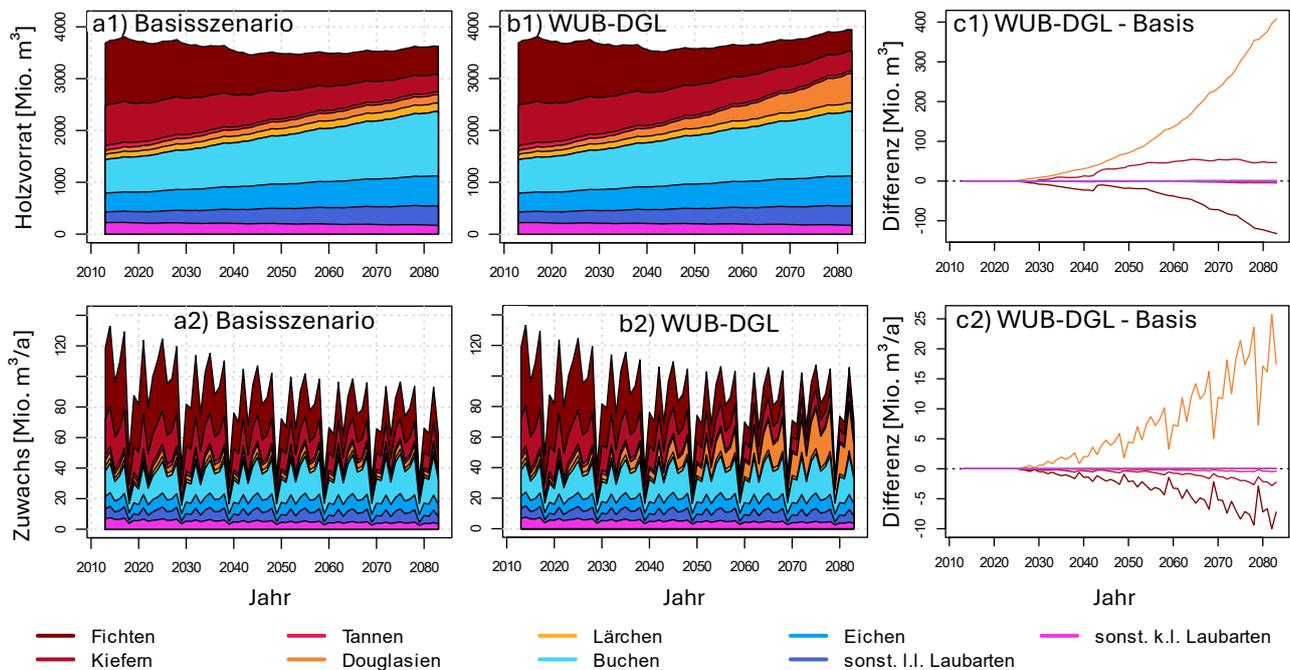
4.5.1 Auswirkungen der Douglasien-Förderung auf Nadelholzvorräte und -verfügbarkeit (WUB-DGL)

Im Douglasien-Förderszenario steigen sowohl die Vorräte als auch die Zuwächse der Douglasie im Zeitverlauf deutlich an (Abbildung 4-36). Gleichzeitig sind die Zuwächse der Fichte deutlich und die der Kiefer leicht geringer als im Basisszenario. Die Vorräte der Fichte fallen gegenüber dem Basisszenario ebenfalls weiter ab, fallen dafür aber für die Kiefer leicht höher aus. Für die übrigen Baumartengruppen sind keine Unterschiede gegenüber dem Basisszenario zu beobachten.

Auffällig ist, dass der Vorrat der Kiefer trotz leicht rückläufiger Zuwächse und eines geringeren Einwuchses im Jungwuchs höher ausfällt als im Basisszenario. Dies lässt sich durch Veränderungen in der Mortalität erklären: Die aus Daten der BWI-2 und BWI-3 abgeleitete Mortalitätsfunktion

berücksichtigt unter anderem den *Simpson-Diversity-Index*, der die Diversität der Baumartenzusammensetzung widerspiegelt. Die Mortalitätsfunktion der Kiefer reagiert besonders sensitiv auf diesen Parameter, vor allem in den Durchmesserklassen unter 20 cm und über 60 cm Brusthöhendurchmesser (BHD).

Abbildung 4-36: Vorrats- und Zuwachsentwicklung im Douglasien-Förderszenario (WUB-DGL) im Vergleich zum Basisszenario



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) Vorratsentwicklung, x2) Zuwachsentwicklung; ax) Basisszenario, bx) Douglasien-Förderszenario (WUB-DGL), cx) Differenz WUB-DGL – Basisszenario.

Bei einem niedrigen *Simpson-Diversity Index* ist die Mortalitätsrate für Kiefer niedriger und bei einem hohen *Simpson-Diversity Index* höher. Da in den Jungwuchs der Bestände hohe Anteile an Douglasie eingebracht werden, verringert sich der *Simpson-Diversity Index*, und damit das Mortalitätsrisiko der Kiefer. Dies führt dazu, dass gegenüber dem Basisszenario bis zum Jahr 2083 kumulativ 145 Mio. m³ weniger an Kiefer durch Mortalität ausscheiden (Abbildung 5-5 a1 im Ergebnisanhang „Waldumbau“¹⁶, vgl. auch Abbildung 4-37 a1).

Dieser verminderte Mortalitätsverlust relativiert den kumulativen Vorratsanstieg der Kiefer von unter 40 Mio. m³, der in Abbildung 4-36 c1 dargestellt ist. Bei der Fichte und anderen Arten ist der positive Effekt des *Simpson-Diversity-Indexes* in der Mortalitätsfunktion deutlich schwächer ausgeprägt.

Zukünftige Analysen sollten prüfen, ob sich der positive Effekt für die Kiefer auch in anderen Datensätzen, wie etwa der BWI-4 oder Inventuren aus Forstbetrieben, bestätigen lässt. Zudem sollte untersucht werden, wie stark Veränderungen im Jungwuchs ältere Bäume beeinflussen und ob räumliche Muster zwischen Regionen in Deutschland hinreichend in der Herleitung der Mortalitätsfunktion im Modell FABio-Forest berücksichtigt wurden.

Im Jahr 2083 liegt der Vorrat an Douglasie mit 407,8 Mio. m³ um 360 % über dem Niveau des Basisszenarios. Der Vorrat der Fichte sinkt hingegen um 123,1 Mio. m³ bzw. 24,3 %. Insgesamt erhöht

¹⁶ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Waldumbau.pdf

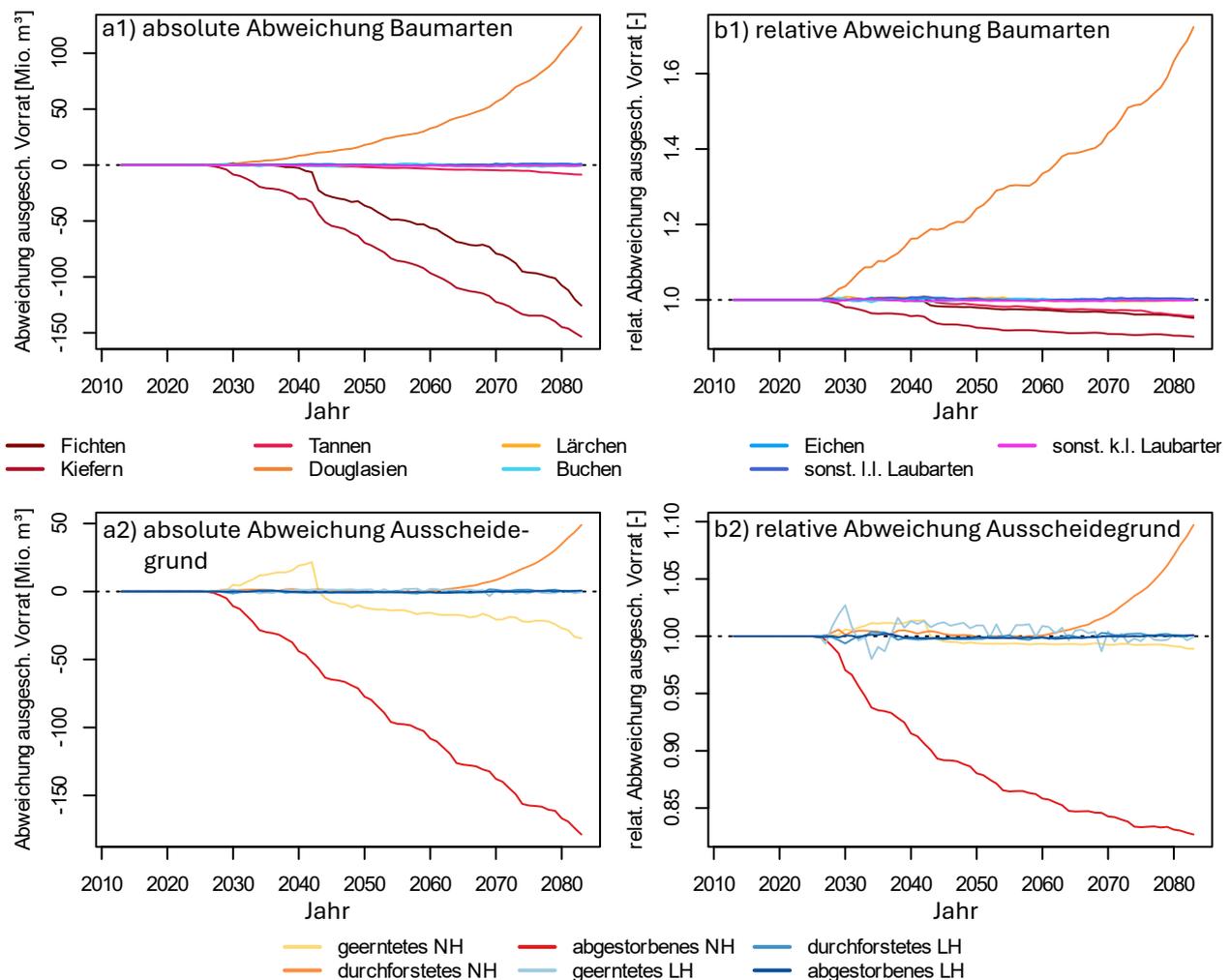
sich der Nadelholzvorrat aller Arten bis 2083 um 317,5 Mio. m³ bzw. 25,3 % gegenüber dem Basisszenario.

Der Anteil der Douglasie am gesamten Nadelholzvorrat liegt im Jahr 2083 bei 36,0 %, während er im Basisszenario lediglich 12,7 % beträgt. Diese 25-Prozentpunkte-Steigerung ergibt sich aus einer Jungwuchsrate von 50 % Douglasie in Nadelbaumbeständen und 10 % in Laubbaumbeständen. Der Vorratsaufbau der Douglasie vollzieht sich zeitlich verzögert und wird erst in der zweiten Hälfte der Simulationsperiode deutlich sichtbar.

Der Zeitpunkt des erstmaligen Eintretens der Nadelholz-Versorgungslücke bleibt mit 2043 im Douglasienförderszenario nahezu unverändert zum Basisszenario (2044). Auch die Höhe der mittleren jährlichen Versorgungslücke unterscheidet sich kaum und liegt im Förderszenario mit 20,2 Mio. m³/a sogar leicht über dem Basisszenario von 19,3 Mio. m³/a.

Bei den Zuwächsen zeigt sich eine deutlich positive Wirkung der intensiven Douglasienförderung (Abbildung 4-36 c2). Die jährliche Zuwachssteigerung für die Douglasie beträgt im Mittel von 2024 bis 2083 7,7 Mio. m³. Unter Berücksichtigung der Rückgänge bei den übrigen Nadelholzarten ergibt sich ein Netto um 3,4 Mio. m³ höherer mittlerer Nadelholzzuwachs gegenüber dem Basisszenario.

Abbildung 4-37: Entwicklung des kumuliert ausscheidenden Vorrats im Douglasienförderszenario (WUB-DGL) im Vergleich zum Basisszenario



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. x1) Ausgeschiedener Vorrat nach Artengruppen x2) ausgeschiedener Vorrat nach Grund des Ausscheidens. ax) absolute Differenz zum Basisszenario, bx) relative Abweichung vom Basisszenario.

Kumuliert scheidet im Douglasien-Förderszenario bis 2083 insgesamt 123,3 Mio. m³ mehr Douglasienholz aus als im Basisszenario (Abbildung 4-37 a1), was einer Steigerung um 170 % entspricht (Abbildung 4-37 b1). Dieser Wert liegt deutlich unter der Vorratssteigerung von 360 % und verdeutlicht die langfristige Natur des Vorratsaufbaus im Waldumbauprozess.

Gleichzeitig vermindern sich die ausgeschiedenen Vorratsmengen bei Fichte und Kiefer: Bis 2083 sind es 125,6 Mio. m³ bzw. 4,8 % weniger Fichtenholz und 153,5 Mio. m³ bzw. 4,3 % weniger Kiefernholz im Vergleich zum Basisszenario. Insgesamt führt der Douglasien-Waldumbau im ausscheidenden Nadelholz zu einer Verringerung von 164,2 Mio. m³ bis 2083. Ursache sind die geringeren Mortalitätsraten der Douglasie, vor allem in Trockenjahren, sowie das verbessertes Mortalitätsverhalten der Kiefern.

Ein Blick auf die Ursachen des Vorratsabbaus zeigt im Douglasien-Förderszenario (WUB-DGL) deutliche Unterschiede im Vergleich zum Basisszenario, insbesondere bei den Holzflüssen (Abbildung 4-37 a2, b2). Bis zum Jahr 2083 scheiden im Förderszenario zwar 49,0 Mio. m³ mehr Nadelholz durch Durchforstung aus, gleichzeitig jedoch 178,7 Mio. m³ weniger durch Mortalität. Der Aufbau junger, vitaler Douglasienbestände führt zu einem deutlich erhöhten Durchforstungsvolumen. Über die gesamte Simulationsperiode summiert sich das Plus an Durchforstungsholz allein bei der Douglasie auf 71,1 Mio. m³. Im Gegensatz dazu nimmt die durchforstungsbedingte Entnahme bei der Fichte um 18,6 Mio. m³ ab (Abbildung 6-5 a1 im Ergebnisanhang „Waldumbau“¹⁷).

Dies steht im Zusammenhang mit den geringeren Fichtenvorräten infolge des Waldumbaus. Da die Fichte besonders anfällig für klimabedingte Mortalität ist, führt ihr Vorratsrückgang zu geringeren absoluten Mortalitätsverlusten. Die Douglasie zeigt aufgrund ihrer höheren Klimastabilität eine insgesamt niedrigere Mortalitätsrate. Insgesamt scheiden Nadelbäume im Förderszenario gegenüber dem Basisszenario um 17,3 % weniger durch Mortalität aus (Abbildung 4-37 b2).

Mit abnehmender Mortalität fällt insgesamt weniger Mortalitätsholz an, was das potenziell nutzbare Angebot an Mortalitätsholz reduziert. Da sich die Holznachfrage gegenüber dem Basisszenario nicht ändert, muss der Bedarf vermehrt durch gezielte Ernte aus den lebenden Beständen gedeckt werden. Folglich werden im Douglasien-Förderszenario bis zum erstmaligen Auftreten des Versorgungsengpasses im Jahr 2043 rund 21,6 Mio. m³ mehr Nadelholz durch Ernte aus den lebenden Beständen entnommen als im Basisszenario (Abbildung 7-4 a im Ergebnisanhang „Waldumbau“).

Diese Intensivierung der Nutzung ist allerdings begrenzt: Bereits ab 2043 – also ein Jahr früher als im Basisszenario – kann der zusätzliche Entnahmebedarf nicht mehr vollständig gedeckt werden, was zum frühzeitigen Eintreten des Nadelholz-Versorgungsengpasses führt (vgl. auch Kapitel 4.4 zur Nutzung von Mortalitätsholz und den Auswirkungen auf lebende Bestände).

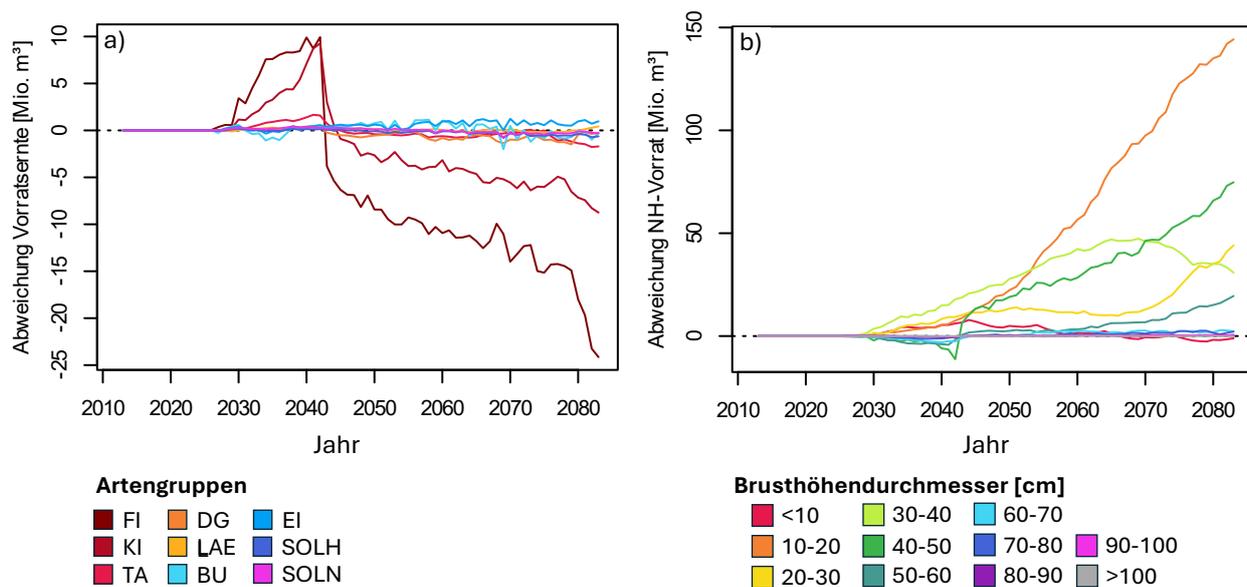
Nach 2043 kehrt sich das Ernteverhältnis um: Bis zum Ende der Simulationsperiode 2083 werden insgesamt 34,4 Mio. m³ weniger Nadelholz aus den lebenden Beständen entnommen. Ursache ist die veränderte Vorratsstruktur: Durch den langfristigen Waldumbau sinken die hiebsreifen Vorräte an Fichte und Kiefer, sodass weniger Holz aus diesen Arten verfügbar ist (Abbildung 4-38 a).

Gleichzeitig befinden sich die neu angelegten Douglasienbestände überwiegend noch im Jugend- und Dickungsstadium (Abbildung 4-38 b Sie liefern daher hauptsächlich Holz aus Durchforstungen,

¹⁷ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Waldumbau.pdf

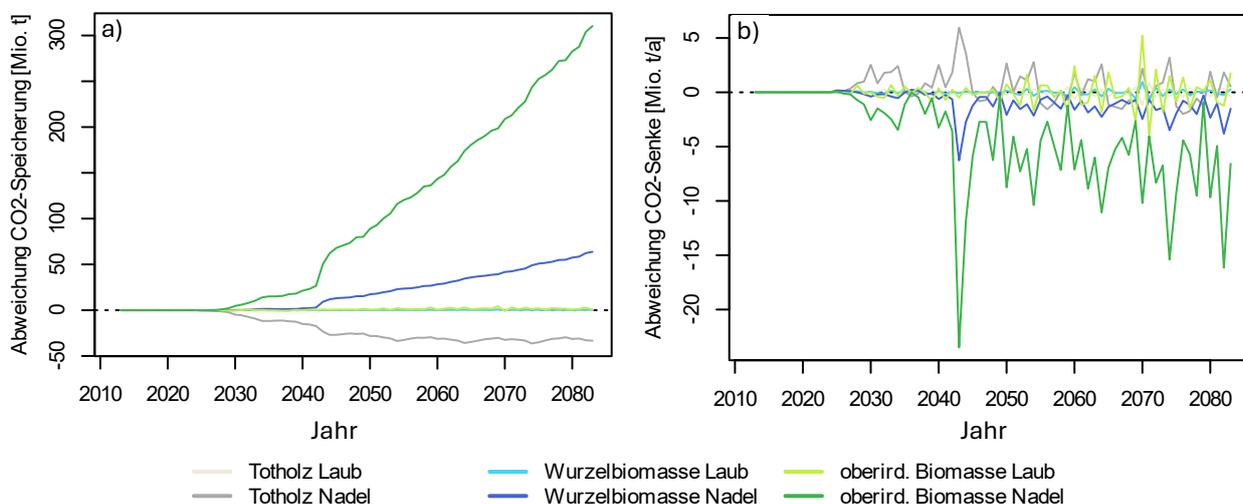
haben aber größtenteils noch nicht die für die reguläre Nutzung erforderlichen Zielstärken erreicht und sind somit noch nicht voll nutzbar. Die Simulationszeit bis 2083 reicht somit nicht aus, um die Douglasie unter den aktuellen Bewirtschaftungsregeln substantiell zu ernten. Es ist zu beachten, dass gemäß den WEHAM-Szenarien (Rock et al. 2016) für Douglasie ein Zielstärkendurchmesser von 80 cm angenommen wird. Für künftige Untersuchungen wäre es sinnvoll, Sensitivitätsanalysen mit geringeren Zielstärkendurchmessern durchzuführen, um zu prüfen, ob durch eine frühere Nutzung der Douglasie der Nadelholzengpass früher reduziert werden kann.

Abbildung 4-38: Entwicklung der zeitlich kumulierten Ernte-Entnahme und des Vorrats nach Durchmesserklassen im Nadelholz im Douglasien-Förder szenario im Vergleich zum Basisszenario



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. a) zeitlich kumulierte Abweichung der durch Ernte entnommenen Vorratsmengen vom Basisszenario, nach Artengruppen; b) Abweichung der Nadelholzvorräte vom Basisszenario, aufgeschlüsselt nach Durchmesserklassen.

Abbildung 4-39: Abweichung der CO₂-Speicherung und CO₂-Senke zwischen Douglasien-Förder szenario und Basisszenario



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. a) Abweichung der CO₂-Speicherung in der Wald-Biomasse, b) Abweichung der CO₂-Senke in der Wald-biomasse.

Durch den verstärkten Anbau von Douglasie verbessert sich die CO₂-Speicherung im Nadelholz gegenüber dem Basisszenario deutlich (Abbildung 4-39 a). Zum Ende der Simulationsperiode sind im Douglasien-Förderszenario etwa 374,2 Mio. t CO₂ mehr in der lebenden ober- und unterirdischen Biomasse des Nadelholzes gespeichert als im Basisszenario, während gleichzeitig 33,3 Mio. t CO₂ weniger im Nadeltotholz vorhanden sind.

Diese Entwicklungen führen zu einer verbesserten CO₂-Senkenleistung im lebenden Nadelholz (Abbildung 4-39 b). Obwohl der lebende Nadelholzbestand im Mittel der Periode 2024–2083 weiterhin eine CO₂-Quelle darstellt, reduziert sich die jährliche Emission von 18,0 auf 11,7 Mio. t CO₂. Bezieht man zudem das Totholz aus Nadelholz mit ein, verringert sich die Netto-CO₂-Quelle von 18,5 auf 12,8 Mio. t CO₂. Unter Einbeziehung des Laubholzes wird die lebende Waldbiomasse im Douglasien-Förderszenario im Mittel für den Zeitraum 2020–2083 sogar zu einer CO₂-Senke von knapp – 5,9 Mio. t CO₂ pro Jahr. Sollte der Zielstärkendurchmesser der Douglasie – wie oben thematisiert – gesenkt werden, ist zu erwarten, dass der positive Effekt auf die THG-Bilanz durch eine höhere Entnahme der Douglasie weniger ausgeprägt ausfällt.

Die gezielte Förderung der Douglasie birgt Potenzial, die Nadelholzvorräte und Zuwächse in Deutschland langfristig zu steigern und die Klimastabilität der Wälder zu verbessern. Trotz anfänglicher Verzögerungen zeigt sich ab der zweiten Hälfte der Betrachtungsperiode eine deutliche Vorratssteigerung und verbesserte CO₂-Speicherung. Kurzfristig bleiben jedoch Herausforderungen bestehen: Der Nadelholz-Versorgungsengpass kann nicht verzögert werden, und in der frühen Umbauphase muss die Nutzung der bestehenden Bestände sogar intensiviert werden.

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist der Einsatz der fremdländischen Douglasie mit Vorsicht zu bewerten: zwar kann sie zur Anpassung an den Klimawandel beitragen, birgt aber auch Risiken für die heimische Biodiversität und Ökosystemfunktion. Eine standortgerechte und integrative Bewirtschaftung, die auch heimische Baumarten fördert, ist daher empfehlenswert.

4.5.2 Effekte der Laubholzförderung auf Waldentwicklung, Bestandesstrukturen und CO₂-Speicherung

In beiden Laubholzförderszenarien zeigt sich gegenüber dem Basisszenario ein Anstieg des Laubholzvorrats (Abbildung 4-40). Im Szenario **WUB-LB** beträgt das Vorratsplus im Jahr 2083 über alle Laubarten summiert 42,2 Mio. m³ (+1,8 %). Im Szenario **WUB-LB+** erhöht sich das Plus auf 79,3 Mio. m³ (+3,3 %). Gleichzeitig reduziert sich im Szenario WUB-LB+ der Nadelholzvorrat deutlich: Über alle Nadelholzarten hinweg sind das 132,7 Mio. m³ weniger als im Basisszenario, was einem Rückgang von 10,6 % entspricht.

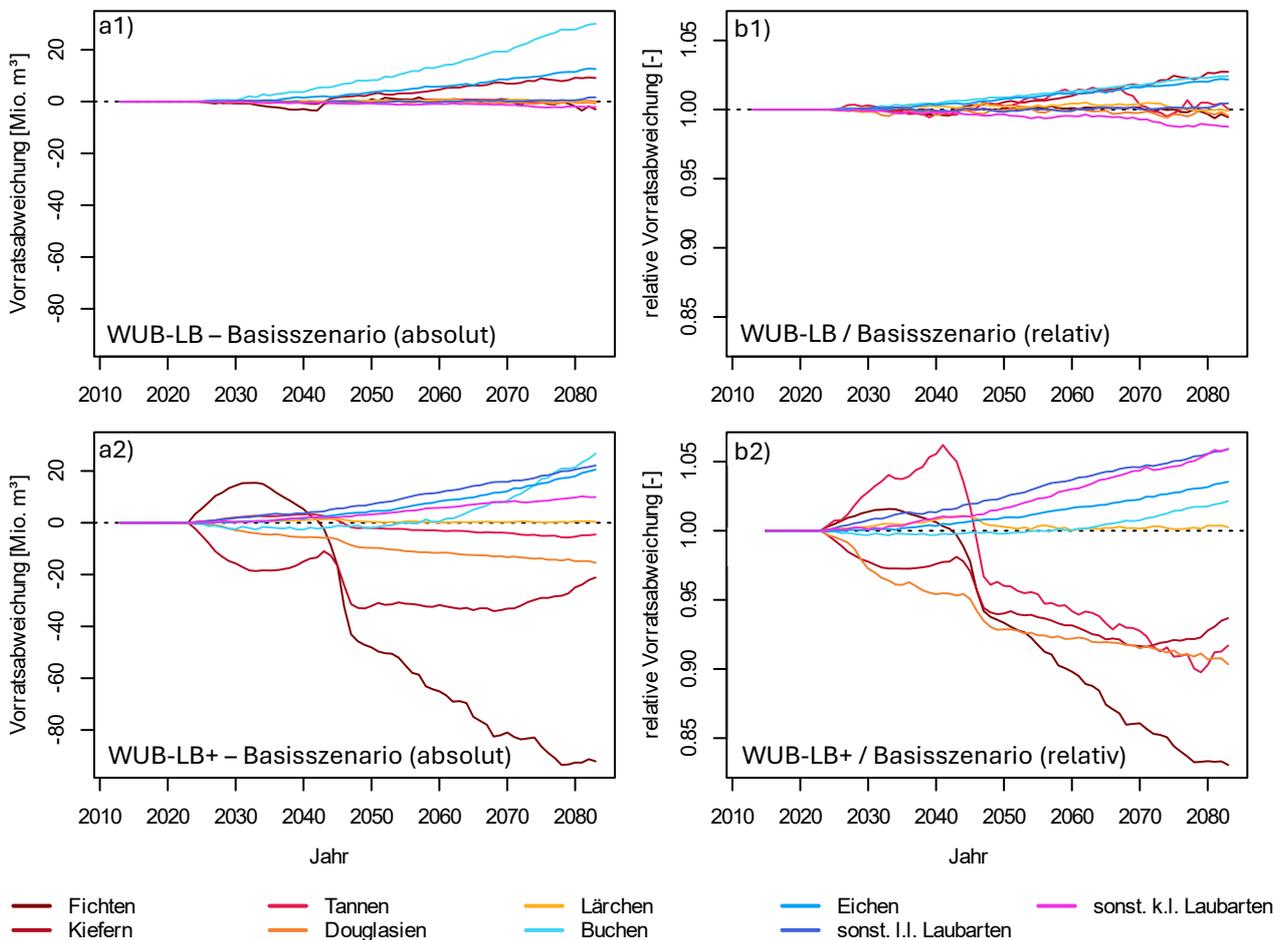
Bemerkenswert ist, dass durch die erhöhte Holzentnahme im Nadelholz im Szenario WUB-LB+ auch Laubholzarten profitieren, die nicht explizit durch den Einwuchs gefördert werden. Dies zeigt sich vor allem bei den kurzlebigen Laubbaumarten (Abbildung 4-40 a2, b2).

Analog zu den Vorratsentwicklungen nehmen auch die Zuwächse der geförderten Laubbäume in beiden Szenarien zu (siehe Abbildung 3-3 b1, b2, c1, und c2 im Ergebnisanhang „Waldumbau“¹⁸). Im Zeitraum 2074–2083 liegen die durchschnittlichen Zuwächse von Buche und Eiche im Szenario

¹⁸ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Waldumbau.pdf

WUB-LB jeweils um 4,7 % über dem Wert des Basisszenarios. Im Szenario WUB-LB+ sind diese Zuwachssteigerungen noch deutlicher: 9,9 % bei Buche, 10,5 % bei Eiche, zusätzlich 7,2 % mehr bei den langlebigen Laubbäumen und 3,7 % mehr bei den kurzlebigen Laubbäumen.

Abbildung 4-40: Vorratsentwicklung in den Laubholz-Förderszenarien WUB-LB und WUB-LB+ im Vergleich zum Basisszenario



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. x1) Szenario WUB-LB, x2) Szenario WUB-LB+; ax) absolute Abweichung vom Basisszenario, bx) relative Abweichung vom Basisszenario.

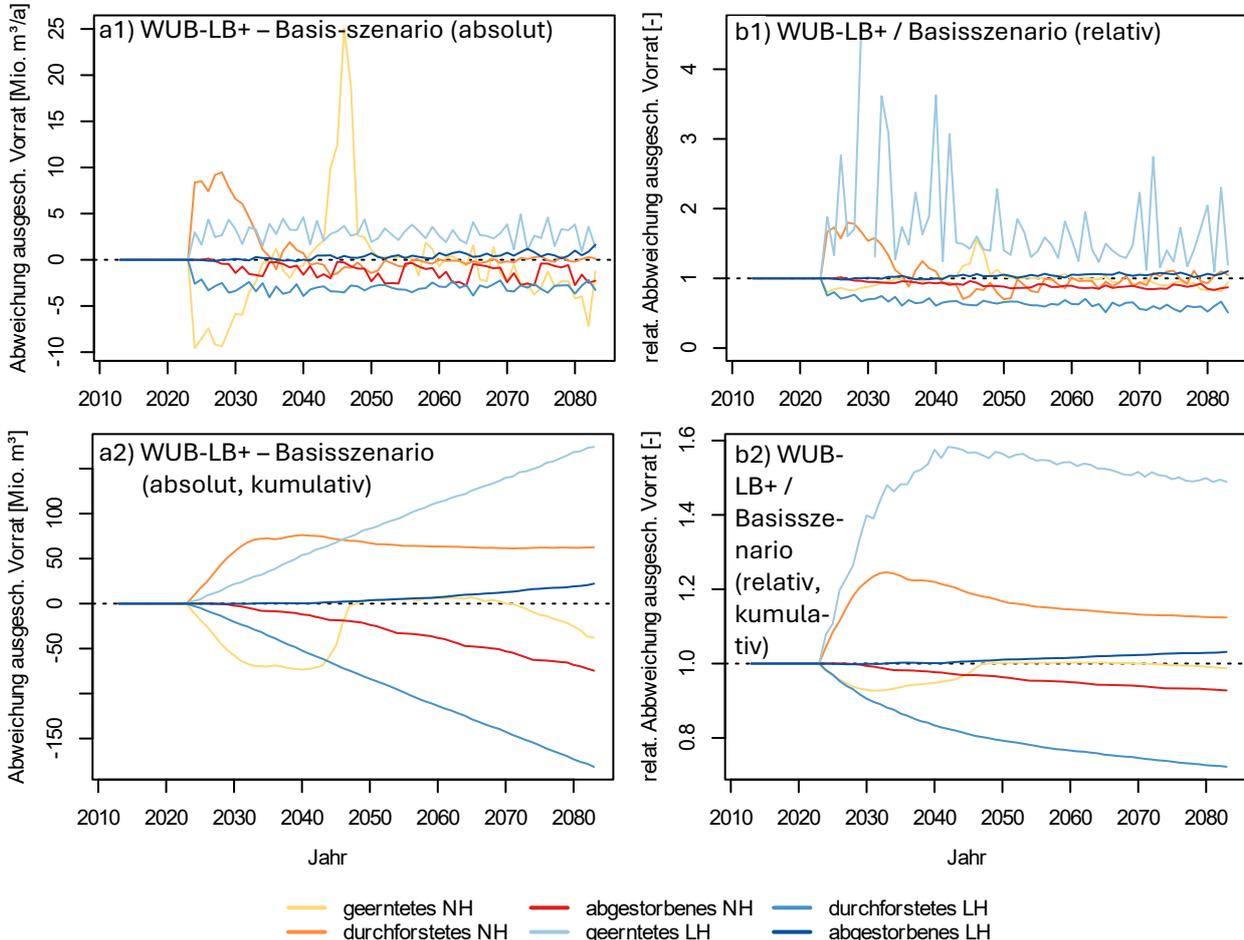
Die Effekte im Szenario **WUB-LB+** resultieren einerseits aus der verstärkten Entnahme von Nadelholz, die die Konkurrenz um Ressourcen in gemischten Beständen reduziert. Andererseits wirkt sich die intensive Nadelholzernte indirekt als positives Feedback auf den Laubeinwuchs aus: Je höher der relative Anteil der Laubbäume gegenüber Nadelbäumen, desto größer ist der Anteil des natürlich aufkommenden Einwuchses (die nicht überprägten 50 %), der zugunsten der Laubbäume steigt.

Insgesamt führt die verstärkte Nadelholzernte somit zu einer Beschleunigung des Waldumbaus hin zu artenreichen Laub- und Mischbeständen. Dies geschieht jedoch zulasten des Gesamtvorrats und der Zuwächse, da die geringere Wuchsleistung des Laubholzes die Verluste im Nadelholz nicht vollständig kompensiert.

Im Szenario **WUB-LB+** war erwartbar, dass die reduzierte Entnahmeintensität im Laubholz zu einer zusätzlichen Förderung der Laubbestände führt. Diese Beobachtung muss jedoch differenziert

betrachtet werden, da Veränderungen der Entnahmeintensitäten – sowohl bei Durchforstung als auch bei der regulären Ernte – im Kontext einer konstant gebliebenen Holznachfrage stehen.

Abbildung 4-41: Veränderung im Abgang im Szenario WUB-LB+ gegenüber dem Basisszenario, differenziert nach Grund des Ausscheidens

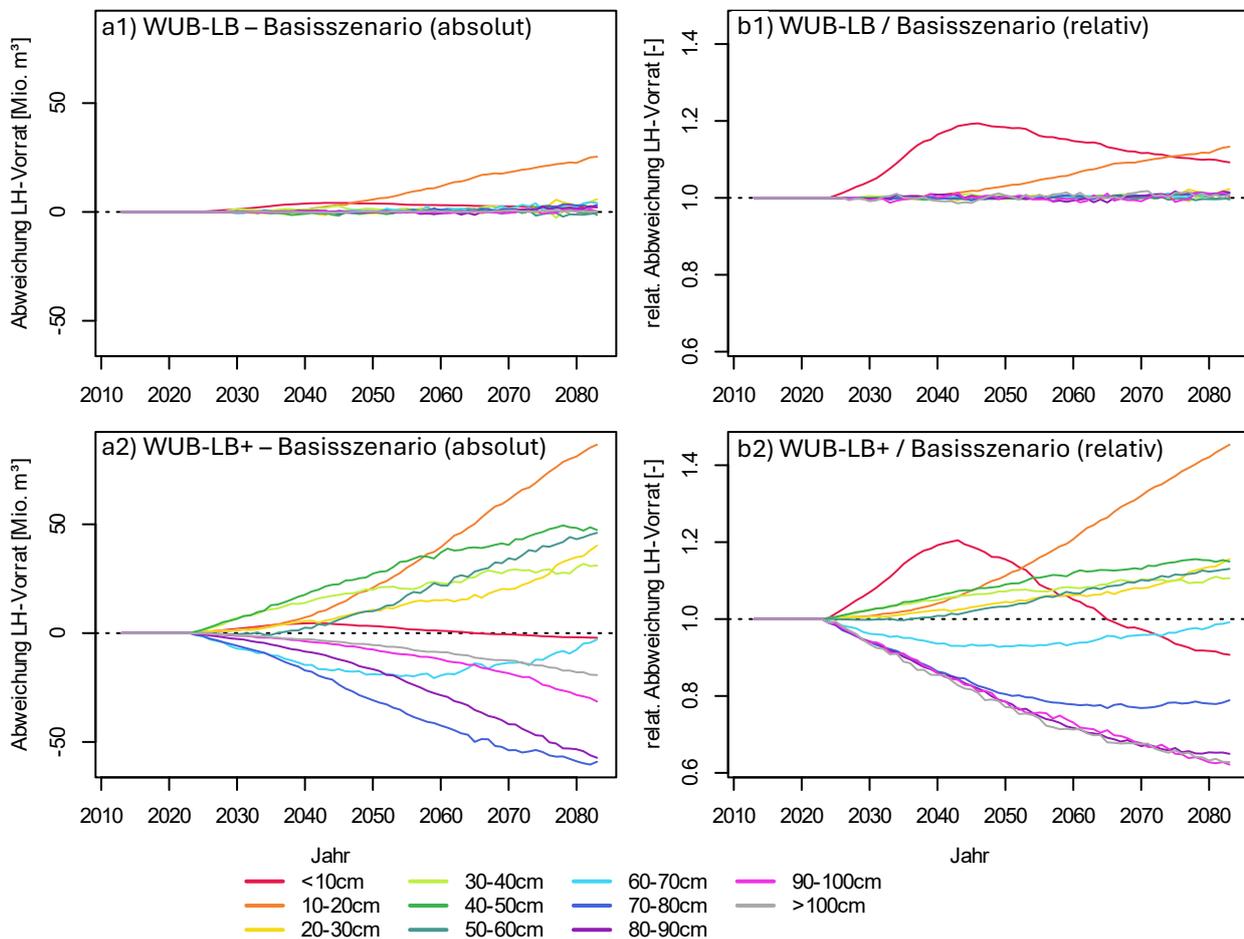


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. x1) **jährliche** Abweichung vom Basisszenario, x2) **zeitlich kumulierte** Abweichung vom Basisszenario; ax) absolute Abweichung, bx) relative Abweichung.

Die in Abbildung 4-41 dargestellten Effekte zeigen für das Szenario **WUB-LB+**, dass im Laubholz durch die Vorgabe einer „verringerten Bewirtschaftungsintensität“ die Holzmenge aus Durchforstung signifikant sinkt. Bis zum Jahr 2083 werden kumuliert 181,4 Mio. m³ weniger Holz durch Durchforstung eingeschlagen, was einer Reduktion von 27,8 % gegenüber dem Basisszenario entspricht. Da Holz aus der Durchforstung auf die Gesamtnachfrage angerechnet wird, führt dieser Rückgang dazu, dass im Szenario **WUB-LB+** mehr Laubholz durch reguläre Ernte aus älteren Beständen entnommen werden muss, um die Nachfrage zu erfüllen. Dies bewirkt eine Verlagerung der Entnahmestruktur: Es wird weniger Holz aus jüngeren und durchmesserschwächeren Klassen entnommen, während die Einschläge in den älteren und durchmesserstärkeren Zielklassen zunehmen.

Im Nadelholzbereich führt die Vorgabe einer intensivierten Bewirtschaftung bis Mitte der 2030er Jahre im Vergleich zum Basisszenario zu einem erhöhten Aufkommen von Durchforstungsholz (Abbildung 4-41 a1). Anschließend nähert sich die Menge an Nadelholz aus Durchforstung im Szenario **WUB-LB+** dem Basisszenario an und unterschreitet sie langfristig leicht, da die Nadelholzvorräte in den jungen Beständen insgesamt geringer ausfallen als im Basisszenario.

Abbildung 4-42: Veränderung der Vorräte im Laubholz in den Laubholz-Förderszenarien WUB-LB und WUB-LB+ gegenüber dem Basisszenario, differenziert nach Durchmesserklassen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigenen Darstellung. x1) Abweichung vom Basisszenario im Szenario WUB-LB5, x2) Abweichung vom Basisszenario im Szenario WUB-LB5+; ax) absolute Abweichung, bx) relative Abweichung.

Die hohen Entnahmeraten durch Durchforstung bis Mitte der 2030er Jahre verringern den Einschlag hiebsreifer Nadelbäume in diesem Zeitraum, sodass weniger Holz zur Bedarfsdeckung aus älteren Beständen gefällt werden muss. Dieser geschonte Vorrat wird zeitlich verzögert geerntet (Abbildung 4-41 a1, Peak nach 2043), und bewirkt, wodurch sich das erstmalige Auftreten des Nadelholz-Versorgungsengpasses um etwa vier Jahre auf das Jahr 2048 verschiebt.

Im Laubholz bewirkt die reduzierte Durchforstung im Szenario **WUB-LB+** eine erhöhte Entnahme durch reguläre Ernte. Dies zeigt sich deutlich in der Abweichung der Vorräte nach Durchmesserklassen (Abbildung 4-42 a2, b2): Alle Klassen unter 60 cm profitieren im Szenario **WUB-LB+** von höheren Vorräten, während die Vorräte ab 70 cm gegenüber dem Basisszenario kontinuierlich abnehmen. Im Szenario **WUB-LB** ohne reduzierte Bewirtschaftungsintensität fällt der Vorrat hingegen hauptsächlich in der Durchmesserklasse 10–20 cm höher aus (Abbildung 4-42 a1, b1), da vermehrt Laubbäume im Bestand etabliert werden.

Die Nadelholzvorräte zeigen im Szenario **WUB-LB+** ein gegenläufiges Muster (siehe Abbildung 12-2 c1, c2 im Ergebnisanhang „Waldumbau“¹⁹). Vor allem in den Durchmesserklassen bis 40 cm sind die Vorräte infolge der intensivierten Durchforstung niedriger als im Basisszenario. Bestände in den größeren Klassen werden hingegen bis zum Eintreten des Nadelholz-Versorgungseinganges geschont, da die Ernte hiebsreifer Nadelbäume durch die erhöhte Durchforstung zurückgeht.

Ab Mitte der 2050er Jahre machen sich die geringeren Vorräte in den niedrigen Klassen bei den Nadelbäumen in der Durchmesserklasse 40–50 cm bemerkbar, da weniger Bäume in diese Klasse hineinwachsen. Im Szenario **WUB-LB** sind diese Auswirkungen auf die Durchmesserklassenverteilung der Nadelbäume weniger deutlich (siehe Abbildung 12-2 b1, b2 im Ergebnisanhang „Waldumbau“)

Die CO₂-Speicherung in den Laubbeständen erhöht sich in beiden Laubholz-Förderszenarien gegenüber dem Basisszenario (siehe Abbildung 15-2 b1, b2, c1 und c2 im Ergebnisanhang „Waldumbau“). Im Jahr 2083 sind im Szenario **WUB-LB** etwa 63,6 Mio. t CO₂ zusätzlich in der lebenden Laubbaum-Biomasse²⁰ gespeichert. Im Szenario **WUB-LB+** teigt dieser Wert auf 108,5 Mio. t CO₂. Die CO₂-Speicherung in der lebenden Nadelholzbiomasse verändert sich hingegen im Szenario **WUB-LB** nur geringfügig (+4,1 Mio. t CO₂ im Jahr 2083), während im Szenario **WUB-LB+** final 147,4 Mio. t CO₂ weniger gespeichert sind.

Die Netto-Bilanz aus Nadel- und Laubholzbiomasse zeigt, dass im Jahr 2083 die Einbußen bei der CO₂-Speicherung im Nadelholz im Szenario **WUB-LB+** um 38,9 Mio. t CO₂ größer sind als die Zugewinne in der Laubholzbiomasse. Dadurch verschlechtert sich die CO₂-Bilanz der Biomasse der Lebendbestände im Mittel der Jahre 2024–2083 im Szenario **WUB-LB+** im 0,96 Mio. t CO₂ pro Jahr gegenüber dem Basisszenario. Im Szenario **WUB-LB** hingegen wird in diesem Zeitraum mit –0,82 Mio. t CO₂ pro Jahr leicht mehr CO₂ in der Biomasse der Lebendbestände gespeichert als im Basisszenario (vgl. Abbildung 15-2 b1 und c1 im Ergebnisanhang „Waldumbau“).

Die Laubholz-Förderszenarien erhöhen den Laubholzvorrat und die Zuwächse gegenüber dem Basisszenario moderat, sowohl direkt für die geförderten Arten und Artengruppen als auch – insbesondere im Szenario **WUB-LB+** – indirekt durch Bestandsumstrukturierung. Die Entwicklung neu gepflanzter Laubbäume zu durchmesserstarken, alten Bäumen erstreckt sich über einen deutlich längeren Zeitraum als die Modellperiode bis 2083. Daher sind positive Effekte auf Strukturvielfalt und Altholzbestände im Modellierungszeitraum nur begrenzt sichtbar.

Die Förderung klimaresilienter, artenreicher Mischwälder mit vielfältigen ökologischen Nischen und funktionellen Merkmalen muss langfristig geplant und umgesetzt werden. Dabei ist zu beachten, dass die CO₂-Speicherleistung im Wald temporär sinken kann, wenn durch erhöhte Entnahme nicht förderwürdiger Baumarten, etwa nicht klima- und standortangepasster Nadelbäume, Vorrat abgebaut wird. Langfristig können solche Laubmischwälder jedoch deutlich mehr Kohlenstoff speichern als beispielsweise Kiefernforste (Förster et al. 2021).

Dies zeigt – wie auch die Ergebnisse im Kap. 4.7 zu veränderten Holzentnahmemengen, dass Holzentnahme grundsätzlich zu Kohlenstoffverlusten auf der Waldfläche führt und die Höhe der Entnahme die Senkenleistung direkt beeinflusst. Um diese Verluste auszugleichen, sollte das entnommene Holz möglichst in langlebigen Holzprodukten genutzt werden, um Kohlenstoff langfristig zu speichern. Für eine nachhaltige und robuste Umsetzung von Waldumbaustrategien mit dem Ziel

¹⁹ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Waldumbau.pdf

²⁰ Summe der oberirdischen und unterirdischen Biomasse.

artenreicher Laubmischwälder sind zudem begleitendes Monitoring, adaptive Steuerung sowie geeignete forstliche und politische Rahmenbedingungen notwendig. Nur so können ökologische, ökonomische und gesellschaftliche Ziele gleichberechtigt verfolgt werden.

4.6 Themenfeld Waldmanagement: Naturschutz und Schutzgebietsszenarien

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt setzt sich das Ziel, dauerhaft mindestens 5 % der gesamten Waldfläche in Deutschland – bzw. 10 % der öffentlichen Wälder – aus der Nutzung zu nehmen und unter Schutz zu stellen. Damit soll eine natürliche Waldentwicklung gefördert werden, die sich positiv auf die Artenvielfalt auswirkt und insbesondere den Erhalt von Urwaldreliktarten wie spezialisierten Käfern, Pilzen und Vögeln unterstützt. Durch die Ausweisung schutzwürdiger Flächen soll das natürliche Vorkommen von Totholz sowie vielfältige Alters- und Entwicklungsphasen der Wälder erhalten bleiben. Diese Strukturmerkmale fehlen häufig in genutzten Wäldern oder sind nur unzureichend ausgeprägt. Naturnahe Wälder können zudem als ökologische Referenzflächen dienen, um die Dynamik von Wäldern ohne menschlichen Eingriff zu beobachten. Dies bildet eine wichtige Grundlage für die Entwicklung einer naturnahen Forstwirtschaft. Nicht zuletzt leisten diese Wälder einen bedeutsamen Beitrag zum Klimaschutz, da sie langfristig Kohlenstoff speichern und durch ihre standortangepasste Mischwaldstruktur häufig resilienter gegenüber klimatischen Veränderungen sowie Extremereignissen wie Stürmen oder Schädlingsbefall sind.

Tabelle 4-9: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Waldmanagement - Schutzgebietsszenarien

Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete*	Waldumbau	Mortalitäts-holzentnahme
REF_13-22RS_PR_LH_1.0alt	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Insgesamt 10 % der Waldfläche: zusätzlich 100 % durchmesserstarke Laubbestände (LH100)	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
REF_13-22RS_PR_LH_0.5alt_0.5Z	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Insgesamt 10 % der Waldfläche: zusätzlich 50 % durchmesserstarke + 50 % zufällige Laubbestände (LH50)	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
REF_13-22RS_PR_LH_1.0Z	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Insgesamt 10 % der Waldfläche: zusätzlich 100 % zufällige Laubbestände (LH0)	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
REF_13-22RS_PR_NN	HV	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Insgesamt 10 % der Waldfläche: zusätzlich 100 % naturschutzfachlich wertvolle Bestände (NN)	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung. * In der Basiseinstellung von FABio-Forest findet auf 4,0 % der Waldfläche keine Nutzung statt. Diese Flächen werden zusammenfassend als „Schutzgebiete“ bezeichnet, sie sind aber nicht deckungsgleich mit rechtlich ausgewiesenen Schutzgebieten. Um 10 % Schutzgebietsfläche zu erreichen, werden zusätzlich 6 % an Fläche aus der Nutzung genommen.

Wie in Kap. 2.4 erläutert, wurden im Rahmen des Projekts DIFENS vier Schutzgebietsszenarien simuliert (Übersicht siehe Tabelle 4-9). Dabei wurden jeweils insgesamt 10 % der Waldfläche in Deutschland aus der Nutzung genommen – dies entspricht gegenüber dem Basisszenario einem zusätzlichen Schutz von ca. 6 % der Waldfläche. Ein besonderer Fokus lag auf dem Nutzungsverzicht in laubholzdominierten Beständen sowie in Beständen, die im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-3) als naturschutzfachlich wertvoll ausgewiesen wurden (**Szenario NN**). Innerhalb der Schutzszenarien für laubholzdominierte Bestände wurde zudem die Auswirkung der strukturellen Zusammensetzung hinsichtlich Alters- und Durchmesserklassen untersucht:

- Im Szenario **LH100** wurden gezielt ausschließlich alte, durchmesserstarke Bestände aus der Nutzung genommen.
- Im Szenario **LH0** wurden zufällig ausgewählte laubholzdominierte Bestände unter Schutz gestellt.
- Das Szenario **LH50** repräsentiert eine 50/50-Mischung aus diesen beiden Varianten.

Für die Holzverfügbarkeit haben die Ausweisungen der Schutzgebiete nur geringe oder keine wesentlichen Auswirkungen, da insbesondere in den Laubholz-Schutzszenarien überwiegend Laubbäume von der Nutzung ausgeschlossen werden. Lediglich im Szenario **NN**, bei dem auch naturschutzfachlich wertvolle Nadelholzbestände aus der Nutzung genommen werden, tritt der Nadelholz-Versorgungsengpass bereits im Jahr 2043 – also ein Jahr früher als im Basisszenario (2044) – auf. Zudem steigt das mittlere jährliche Versorgungsdefizit im Nadelholz für den Zeitraum 2024–2083 von 19,3 Mio. m³/a auf 20,5 Mio. m³/a an.

In allen vier Schutzgebietsszenarien sind die Laubholzvorräte geringer als im Basisszenario, während das Nadelholz einen leichten Vorratsgewinn verzeichnet (Abbildung 4-43 1a, b). Im Szenario **LH100** sind das im Jahr 2083 48,9 Mio. m³ weniger Laubholzvorrat gegenüber dem Basisszenario, und **LH0** nehmen die negativen Vorratsabweichungen im Laubholz sukzessive zu, während im Nadelholz die Vorratsgewinne entsprechend höher ausfallen (Abbildung 4-43 a1, b1). Insgesamt sind die Zuwächse im Nadelholz jedoch nur im Szenario **NN** groß genug, um die geringeren Vorräte im Laubholz mehr als vollständig zu kompensieren.

Tabelle 4-10: Szenarienspezifische Vorratsabweichung im Jahr 2083 im Vergleich zum Basisszenario

	LH100	LH50	LH0	NN
Abweichung LH-Vorrat	-48,9 Mio. m ³	-51,6 Mio. m ³	-55,3 Mio. m ³	-40,5 Mio. m ³
Abweichung NH-Vorrat	+8,6 Mio. m ³	+14,0 Mio. m ³	+21,5 Mio. m ³	+79,2 Mio. m ³
Abweichung Summe	-40,3 Mio. m ³	-37,6 Mio. m ³	-33,7 Mio. m ³	+38,7 Mio. m ³

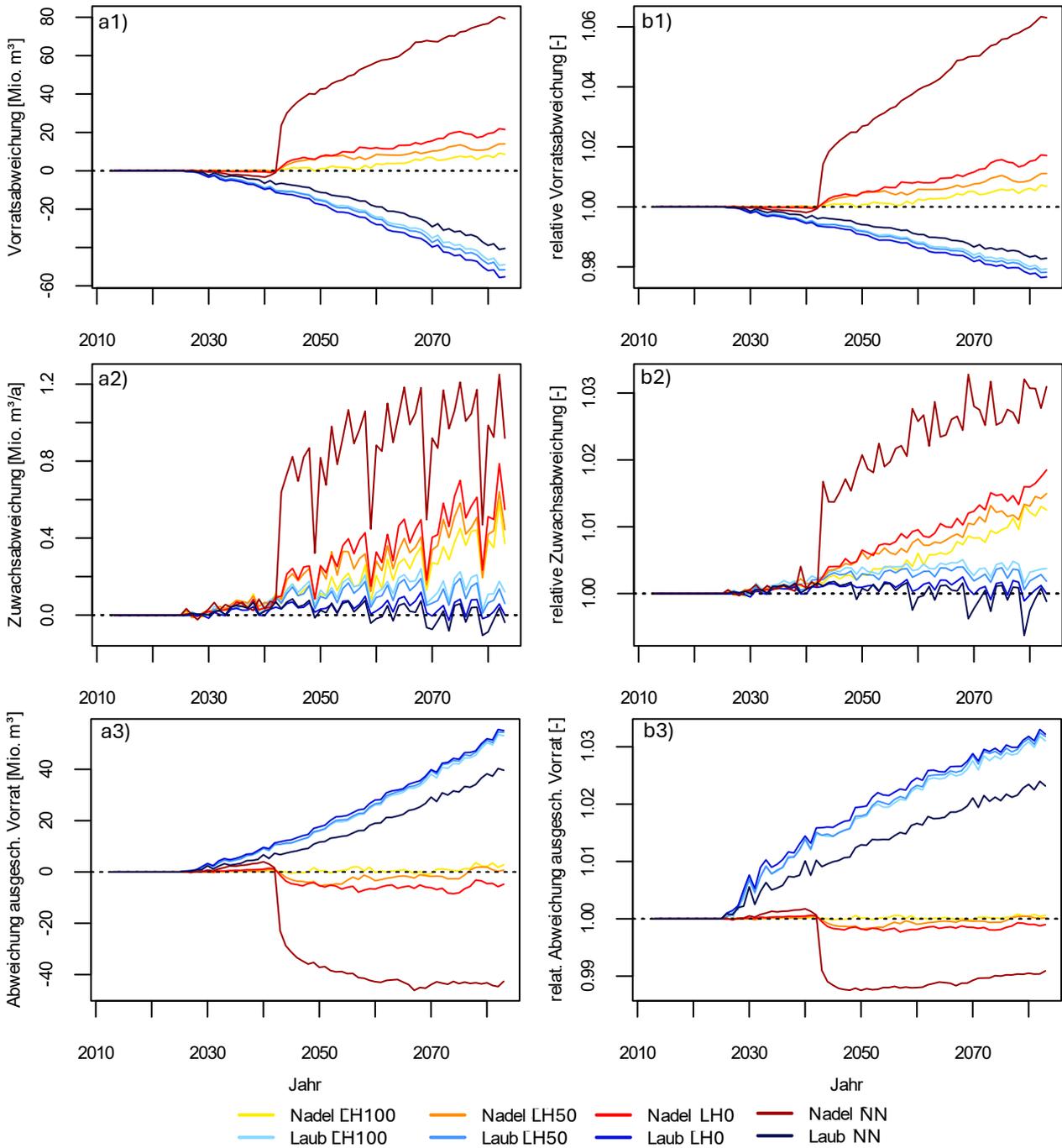
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung.

Für die Interpretation der Ergebnisse ist es sinnvoll, Laub- und Nadelbaumbestände getrennt zu betrachten. In den aus der Nutzung genommenen Laubbaumbeständen sind überdurchschnittlich viele alte, hiebsreife Bäume vertreten. Da die Nachfrage nach Laubholz konstant bleibt, werden nun anteilig mehr jüngere Bäume eingeschlagen. Diese Anpassung ist möglich, weil das Gesamt-

Rohholzpotenzial im Laubholz die Nachfrage deutlich übersteigt. Die verbliebenen älteren Laubbäume weisen geringeren Zuwachs und höhere Mortalität auf als die jüngeren, nun häufiger eingeschlagenen Bäume. Beides führt zu einer Abnahme der Laubholzvorräte gegenüber dem Basisszenario.

Die unterlassene Durchforstung schont junge, zuwachsstarke Laubbäume in den geschützten Beständen, was einem gegenteiligen Effekt entspricht, allerdings in geringerem Umfang (vgl. Abbildung 4-44). In Summe stellt sich bei den Laubbäumen die beschriebene Abnahme der Vorräte (Abbildung 4-43 a1) und die Zunahme im ausgeschiedenen Vorrat ein (Abbildung 4-43 a3, Abbildung 4-44). Insgesamt entsteht somit ein lokaler Nutzen durch Nutzungsextensivierung in geschützten Laubbeständen, der jedoch durch Nutzungsverlagerungen in anderswo bewirtschafteten Laubholzbeständen bei gleichbleibender Nachfrage kompensiert wird.

Abbildung 4-43: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf Vorrat, Zuwachs und kumulierten ausgeschiedenen Vorrat



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) Abweichung der Vorräte vom Basisszenario; x2) Abweichung der jährlichen Zuwächse vom Basisszenario; x3) Abweichung der kumulierten ausgeschiedenen Vorratsmengen vom Basisszenario; ax) absolute Abweichung, bx) relative Abweichung.

Bei den Nadelbäumen sind anfangs geringfügig ähnliche Effekte zu erkennen, da mit den geschützten Laubbaumbeständen auch beigemischte Nadelbäume aus der Nutzung fallen. Geschützte Nadelbäume entlasten den Vorratsabbau im Vergleich zum Basisszenario, weshalb der Versorgungsengpass an Nadelholz ein Jahr früher eintritt. Gleichzeitig verbleiben mehr Nadelbäume in den

Beständen, die weiter zuwachsen (vgl. Abbildung 4-43 a2) und so zu einem Vorratsplus gegenüber dem Basisszenario führen (Abbildung 4-43 a1).

Da der Zuwachs in geschützten Beständen nicht genutzt wird, sinkt der ausgeschiedene Vorrat. (Abbildung 4-43 a3). Zu beachten ist, dass der Anteil geschützter Nadelholzvorkommen je nach Szenario zwischen 8,6 und 21,5 Mio. m³ bis zum Jahr 2083 beträgt, was im Vergleich zum Gesamtvorrat der Nadelbestände in Deutschland gering ist (vgl. Kapitel 4.1.4).

Im Szenario NN werden neben laubholzdominierten Beständen auch naturschutzfachlich wertvolle Bestände mit höherem Nadelholzanteil aus der Nutzung genommen. Daraus ergibt sich im Nadelholz der stärkste positive Effekt in Form eines reduzierten ausgeschiedenen Vorrats, erhöhten Zuwachses und daraus folgendem Vorratsplus (Abbildung 4-43).

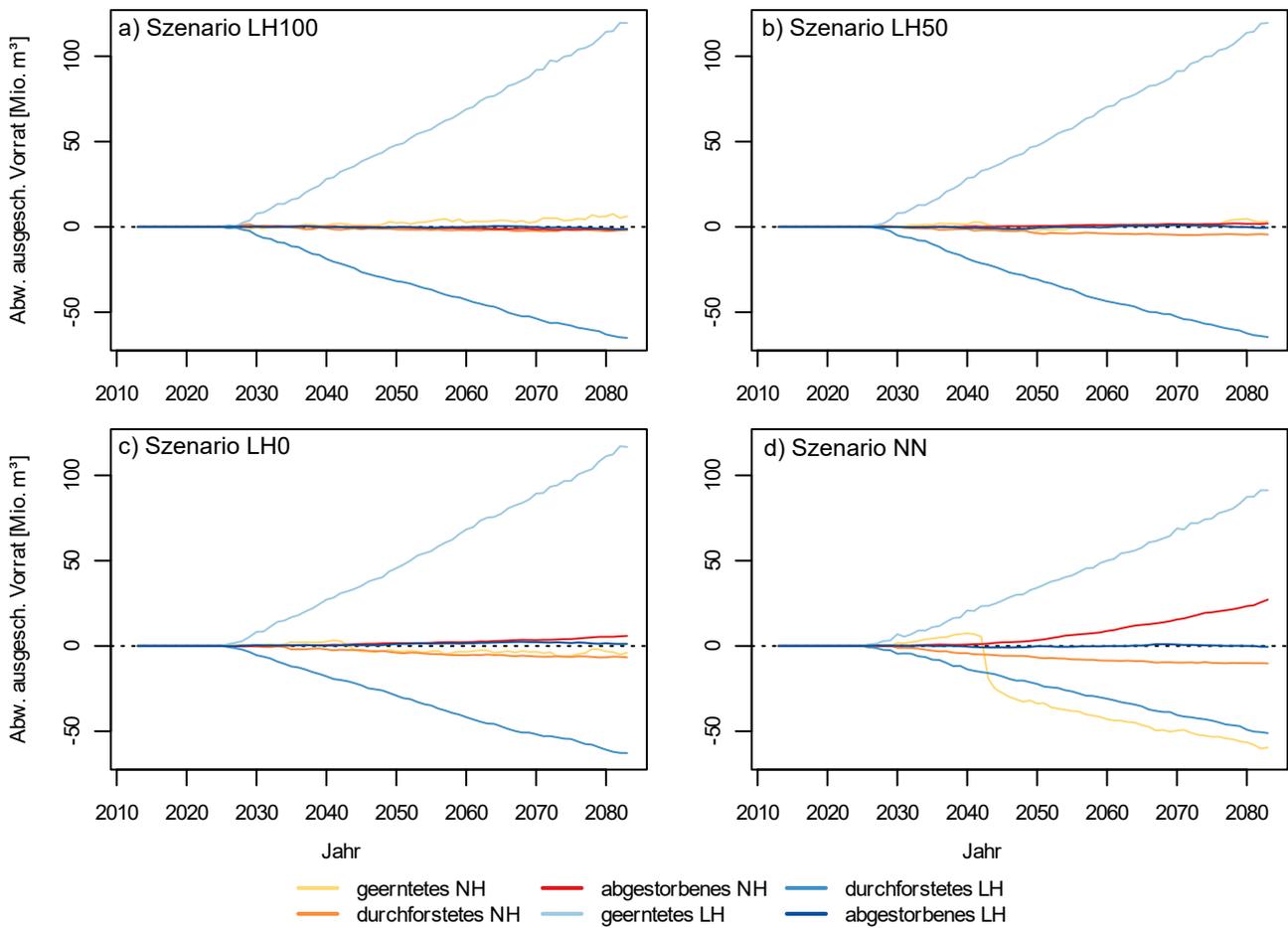
Über die gesamte Simulationsperiode hinweg wird in den drei Laubholz-Schutzgebietsszenarien etwa ein Drittel mehr Laubholzvorrat durch Ernte entnommen als im Basisszenario (im Szenario NN sind es circa 25 % mehr; vgl. Abbildung 7-4b im Ergebnisanhang „Schutzgebietsszenarien“²¹). Gleichzeitig verringert sich die Entnahme durch Durchforstung um knapp 10 % (im Szenario NN um 7,8 %; siehe Abbildung 6-4 b im Ergebnisanhang „Schutzgebietsszenarien“). Der abgestorbene Laubholzvorrat verändert sich dagegen auf aggregierter Ebene über Schutz- und Nichtschutzflächen kaum und bleibt im Wesentlichen stabil (Abbildung 5-4 b im Ergebnisanhang „Schutzgebietsszenarien“).

Im Vergleich zum Basisszenario erhöht sich der Laubholz-Totholzvorrat in allen vier Schutzgebietsszenarien (Abbildung 4-45), wobei alle Laubbaumartengruppen zu diesem Zugewinn beitragen. Summiert über alle Laubbaumarten sind im Jahr 2083 in den Szenarien **LH100**, **LH50** und **LH0** etwa 21 Mio. m³ mehr Totholz vorhanden als im Basisszenario, im Szenario **NN** sind es 15,7 Mio. m³ zusätzlich. Dies entspricht einer Steigerung von circa 11,1 % bzw. 8,4 % im Szenario **NN**, in dem darüber hinaus eine Zunahme des Nadelholz-Totholzvorrats um 4,2 % zu verzeichnen ist (Abbildung 4-45).

Der kumulierte Vorrat, der durch Mortalität ausscheidet, unterscheidet sich in den Schutzgebietsszenarien kaum vom Basisszenario (Abbildung 5-4 b im Ergebnisanhang „Schutzgebietsszenarien“). Außerhalb der Schutzgebiete ist jedoch eine intensivere Ernte von Laubholz notwendig, und der dadurch vermehrt anfallende Schlagabraum trägt zum Totholzaufbau bei. Weitere räumliche Verlagerungseffekte in der Verteilung des Totholzes lassen sich aus der aggregierten Darstellung für Deutschland nicht ableiten. Dazu wäre eine getrennte Auswertung der Schutzgebietsflächen und der bewirtschafteten Flächen notwendig, die im Rahmen der Studie nicht vorgenommen wurde.

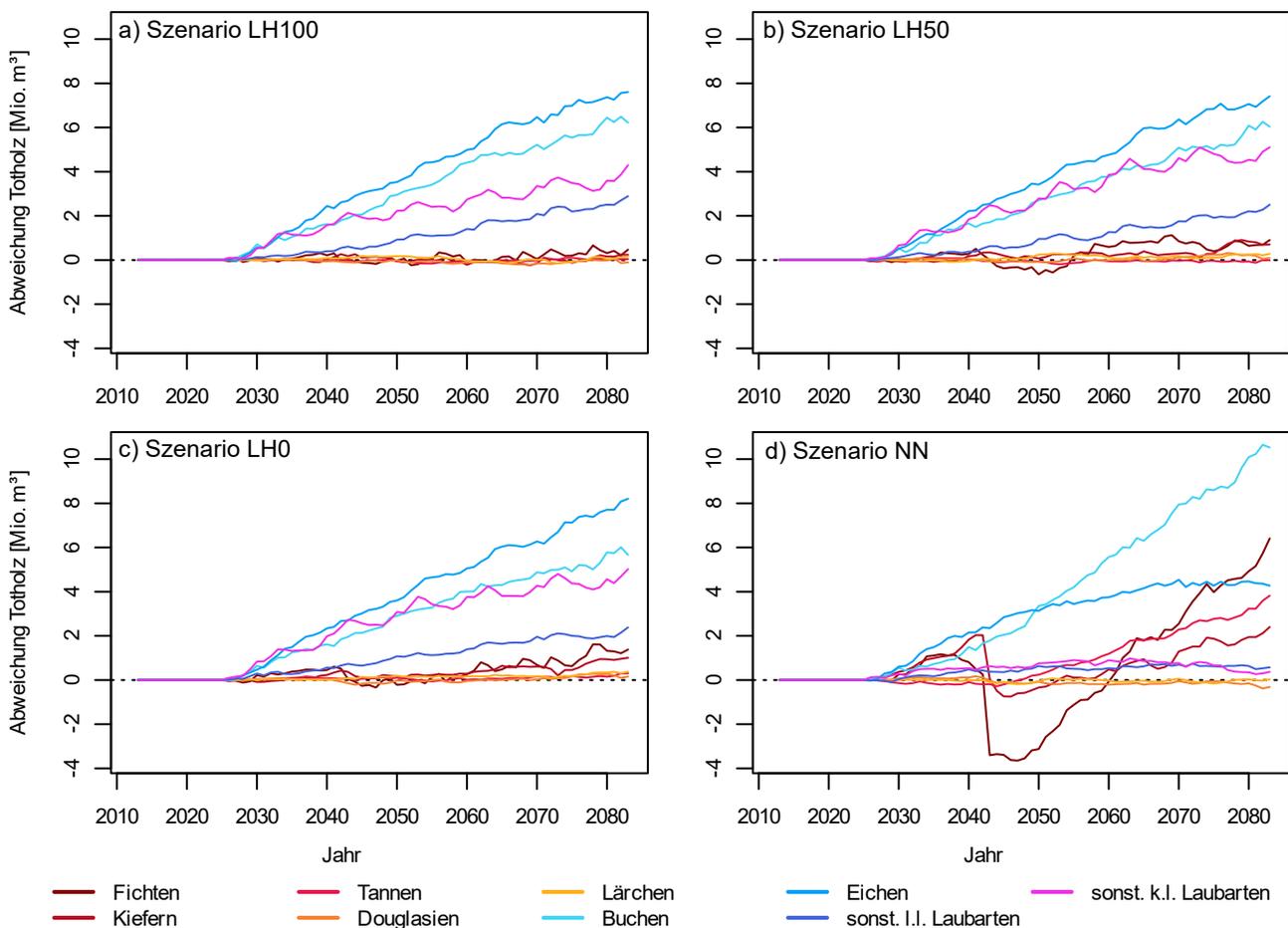
²¹ https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Schutzgebietsszenarien.pdf

Abbildung 4-44: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den kumulierten ausgeschiedenen Vorrat, aufgeschlüsselt nach Ausscheidursachen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) Szenario LH100, b) Szenario LH50, c) Szenario LH0, d) Szenario NN.

Abbildung 4-45: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den Totholzvorrat, differenziert nach Artengruppen

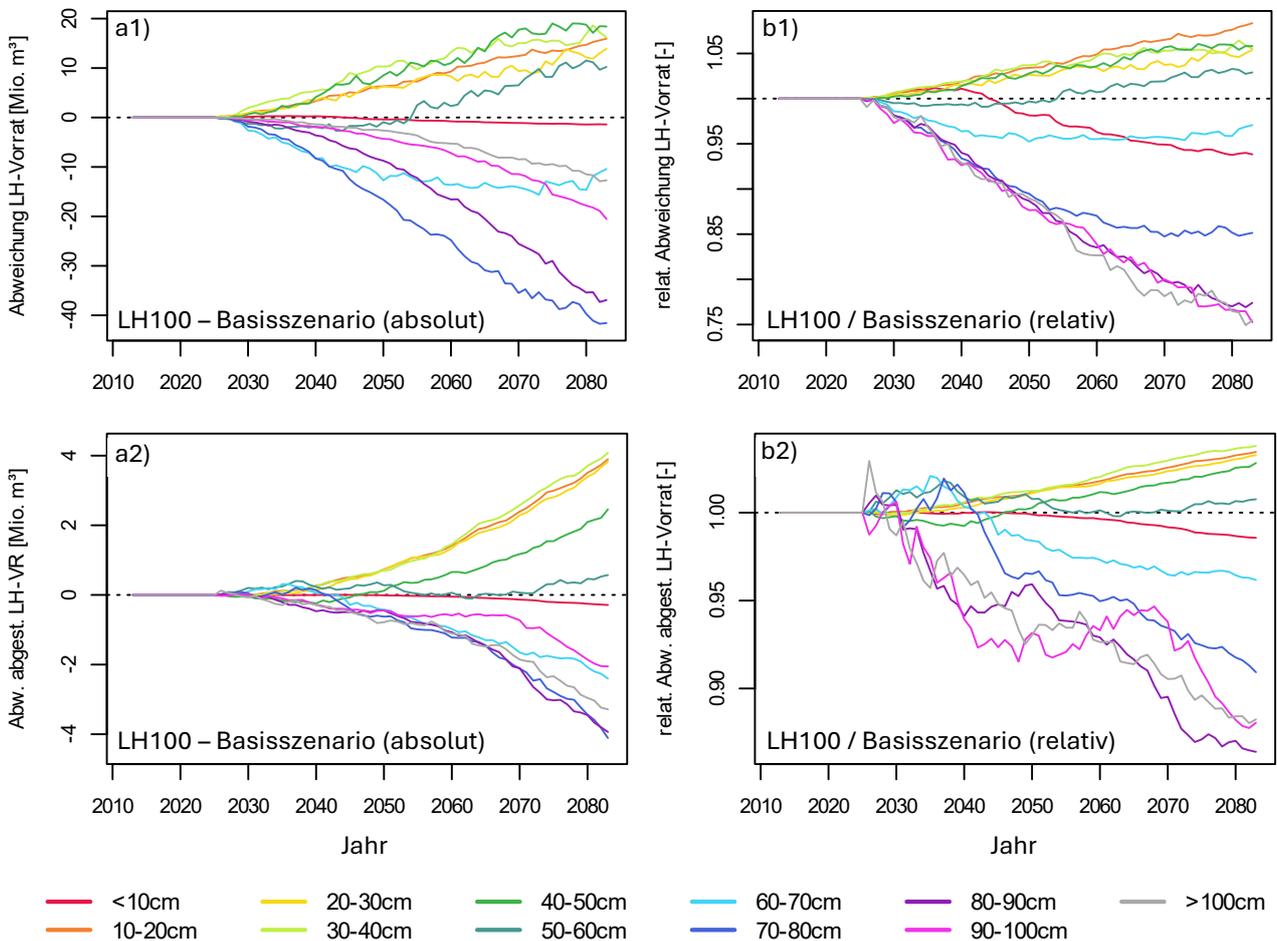


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) Szenario LH100, b) Szenario LH50, c) Szenario LH0, d) Szenario NN.

Weitere Erkenntnisse liefert die Analyse der Entwicklung des lebenden sowie des abgestorbenen Laubholzvorrats differenziert nach Durchmesserklassen. Exemplarisch wird dies für das Szenario **LH100** in Abbildung 4-46 dargestellt. Obwohl in diesem Szenario gezielt alte, durchmesserstarke Laubbestände durch Schutzmaßnahmen aus der Nutzung genommen wurden, nimmt der Vorrat in den Klassen mit Durchmessern größer als 60 cm im Zeitverlauf gegenüber dem Basisszenario insgesamt ab (Abbildung 4-46 1a, b).

Die Menge des durch Mortalität ausscheidenden Vorrats innerhalb dieser starken Durchmesserklassen nimmt kumuliert über alle Flächen ebenfalls ab (Abbildung 4-46 2a, b). Damit kann eine verstärkte Mortalität alter Bäume in den Schutzflächen als Ursache für den geringeren Vorrat im durchmesserstarken Lebendbestand ausgeschlossen werden. Stattdessen ist der Rückgang primär auf eine erhöhte Ernteentnahme in den nicht geschützten Beständen zurückzuführen (Abbildung 4-44 a). Auf den geschützten Flächen entfällt die Laubholzentnahme durch die Ernte hiebsreifer Bäume und durch Durchforstung. Da die Nachfrage nach Laubholz unverändert bleibt, wird in den nicht geschützten Beständen diese fehlende Holzmenge ausschließlich durch die Ernte hiebsreifer Bäume ausgeglichen, so dass in LH100 mehr ältere Laubbäume eingeschlagen werden als im Basisszenario.

Abbildung 4-46: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf den lebenden und abgestorbenen Laubholz-Vorrat im Szenario LH100 differenziert nach Durchmesserklassen



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) **Jährliche** Abweichung des lebenden Laubholzvorrats vom Basisszenario; x2) **kumulierte** Abweichung des abgestorbenen Laubholzvorrats vom Basisszenario. ax) Absolute Abweichung, bx) relative Abweichung

Im Gegensatz dazu nehmen sowohl der lebende Vorrat als auch der kumulativ durch Mortalität ausscheidende Vorrat in den durchforstungsrelevanten Durchmesserklassen unter 60 cm gegenüber dem Basisszenario zu. Da sich die Durchforstungsintensität auf den nicht geschützten Flächen im Vergleich zum Basisszenario nicht verändert, ist diese Abweichung primär auf die entfallende Durchforstung auf den zusätzlich ausgewiesenen Schutzflächen zurückzuführen.

Die mittlere jährliche CO₂-Senkenleistung im Zeitraum 2024–2083 für die untersuchten Schutzgebietsszenarien ist in Tabelle 4-11 aufgeführt. Der Schutz von Laubholzbeständen in den Szenarien LH100, LH50 und LH0 führt zu einer geringfügigen Verschlechterung der Gesamtbilanz gegenüber dem Basisszenario. Lediglich im Szenario **NN** zeigt sich eine leichte Verbesserung der Treibhausgas-Bilanz. Dabei zeigt sich im Lebendbestand der Laubholzbestände in allen Schutzszenarien eine geringfügige Verschlechterung der Senkenleistung gegenüber dem Basisszenario. Dies ist auf den leicht reduzierten Vorrat im Lebendbestand, eine erhöhte Menge an ausgeschiedenem Vorrat und nahezu unveränderte Zuwächse zurückzuführen. Im Szenario **NN** verbessert sich die Lebendsenke der Nadelbäume hingegen um 1,5 Mio. t CO₂-Äquivalente. Dieser Effekt beruht auf einer insgesamt

verringerten Entnahme von Nadelholz sowie dem dadurch vergrößerten Defizit gegenüber der Nadelholznachfrage.

Tabelle 4-11: Auswirkung von zusätzlichen Schutzgebieten auf die mittlere CO₂-Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083

	Basisszenario	LH100	LH50	LH0	NN
Totholz LH [Mio. t CO ₂ /a]	-0,96	-1,31	-1,31	-1,31	-1,24
Oberirdische Biomasse LH [Mio. t CO ₂ /a]	-15,61	-14,61	-14,54	-14,48	-14,77
Unterirdische Biomasse LH [Mio. t CO ₂ /a]	-2,04	-1,83	-1,83	-1,81	-1,84
Lebenssenke LH [Mio. t CO ₂ /a]	-17,65	-16,44	-16,37	-16,29	-16,61
Gesamtsenke LH [Mio. t CO₂/a]	-18,61	-17,75	-17,68	-17,60	-17,85
Totholz NH [Mio. t CO ₂ /a]	-0,50	+0,49	+0,48	+0,46	+0,35
Oberirdische Biomasse NH [Mio. t CO ₂ /a]	+14,09	+13,95	+13,87	+13,76	+12,93
Unterirdische Biomasse NH [Mio. t CO ₂ /a]	+3,88	+3,43	+3,82	+3,79	+3,54
Lebenssenke NH [Mio. t CO ₂ /a]	+17,97	+17,79	+17,69	+17,55	+16,47
Gesamtsenke NH [Mio. t CO₂/a]	+18,47	+18,28	+18,17	+18,01	+16,82
Lebenssenke gesamt [Mio. t CO₂/a]	+0,32	+1,35	+1,32	+1,26	-0,14
Gesamtsenke [Mio. t CO₂/a]	-0,14	+0,53	+0,49	+0,41	-1,03

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung.

Als Fazit aus den Schutzgebietsszenarien lässt sich festhalten, dass eine Ausweitung der Schutzgebietskulisse für die daraus ausgenommenen Bestände lokal durchaus positive Effekte haben kann. Wird die Holznachfrage jedoch nicht reduziert, ergeben sich für die gesamte Waldfläche keine oder sogar negative Veränderungen hinsichtlich Vorrat, ausgediebstem Vorrat, Durchmesserstruktur und CO₂-Senkenleistung. Der Grund dafür ist, dass die aus den geschützten Beständen fehlende Holzentnahme in den nicht unter Schutz stehenden Beständen ausgeglichen wird. In diesem Fall findet vorrangig eine Umverteilung der Nutzungslast zwischen den Beständen statt und Verbesserungen werden insgesamt nicht erreicht.

Dass sich eine reduzierte Holznachfrage positiv auf Vorrat und CO₂-Senkenleistung auswirkt, zeigt exemplarisch das Szenario **NN** bei den Nadelholzbeständen. Hier wurde die externe Holznachfrage zwar nicht reduziert, jedoch sind die nicht unter Schutz stehenden Bestände bereits im Basisszenario maximal intensiv bewirtschaftet. Eine weitere Intensivierung der Nutzung ist daher nicht möglich,

sodass die Holzentnahme im Nadelholz zwangsläufig um den Anteil reduziert wird, der aus den Schutzgebieten stammt. Der Aspekt der reduzierten Holznachfrage wird in Kap. 4.7 vertieft.

Vor dem Hintergrund der vorliegenden Ergebnisse empfiehlt es sich, bei der Ausweitung von Schutzgebietskulissen auch die Holznachfrage durch flankierende Politiken zu adressieren. Zielgerichtete Schutzmaßnahmen sollten vor allem ökologisch besonders wertvolle Laubholzbestände sichern. Zugleich sollte der Nutzungsdruck auf verbleibende Waldflächen begrenzt bzw. die Holznachfrage verringert werden - insbesondere durch begleitende Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz der Holzverwendung und Reduzierung der Nutzung, durch die eine Reduktion der Waldholznachfrage erreicht werden kann.

4.7 Themenfeld Holzverwendung und Holzentnahme

Wie bereits in Kap. 2.3 dargelegt, bestimmt das Holzverwendungs-Referenzszenario (HV) in den modellierten Szenarien der Kapitel 4.1 bis 4.6 die Nachfragemengen nach Waldholz. Um die Auswirkungen veränderter Rahmenbedingungen auf die Holzverfügbarkeit und die Entwicklung der Waldbestände zu analysieren, wurde das Holzverwendungs-Referenzszenario durch drei alternative Holzverwendungsszenarien variiert. Die einzelnen Szenarien sowie ihr kombiniertes Zusammenspiel wurden jeweils separat und abschließend getestet (Tabelle 4-12).

Im Szenario **Verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung (LSN)** wird angenommen, dass technologische Entwicklungen zukünftig eine verstärkte Verwendung von Laubholz ermöglichen – auch in Bereichen, in denen bisher vorwiegend Nadelholz eingesetzt wurde. Dies führt zu einer Entlastung der Nadelholznachfrage bei gleichzeitig gesteigerter Nutzung von Laubholz.

Das Szenario **Verschnittreduktion (VER)** geht davon aus, dass technologische Verbesserungen zu geringeren Verschnittverlusten entlang der Holznutzungsketten führen. Im Szenario **Verbessertes Altholzrecycling (ATH)** wird angenommen, dass durch eine längere Verweildauer von Holzprodukten im Nutzungskreislauf die Nachfrage nach primärem Waldholz insgesamt zurückgeht. Das Szenario **ALL** stellt eine kombinierte Variante dar, in der alle drei genannten Maßnahmen gleichzeitig umgesetzt werden.

Tabelle 4-12: Ausgestaltung der Szenarien zum Themenfeld Holzverwendung und Holzentnahme

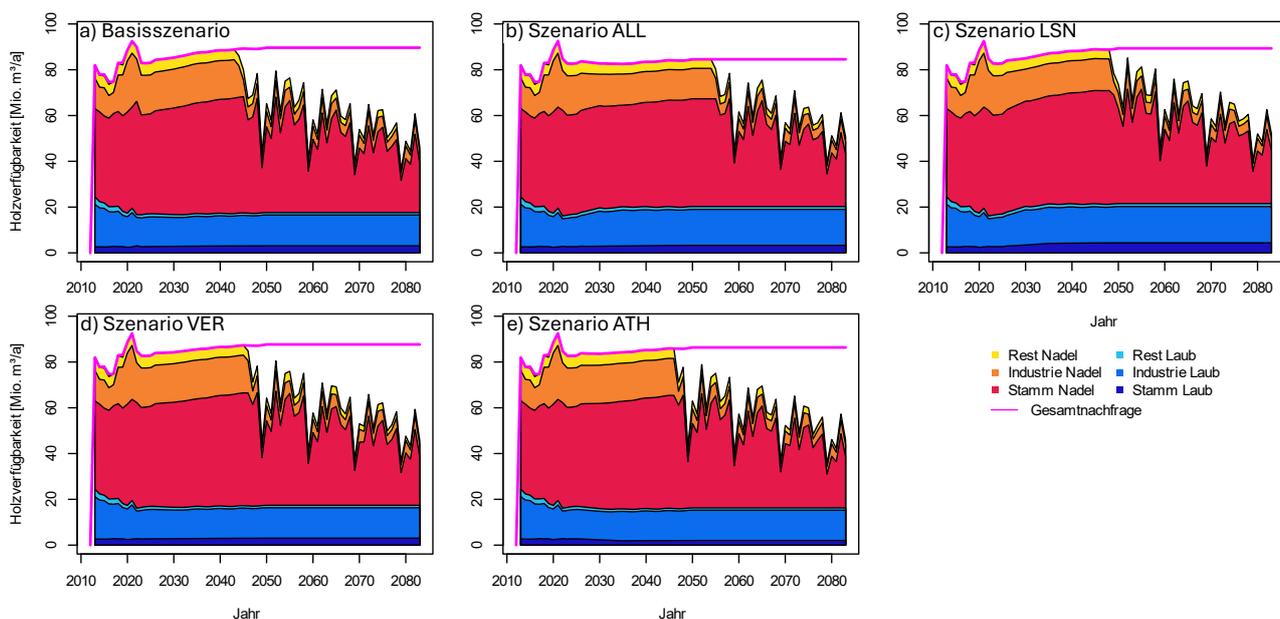
Szenario	Holzverwendung	Wetterreihe	Mortalität	Schutzgebiete	Waldumbau	Mortalitäts-holzentnahme
LSN_13-22RS	Verstärkte Laubholz statt Nadelholznutzung (LSN)	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
VER_13-22RS	Reduzierte Verschnitt-holzmengen (VER)	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
ATH_13-22RS	Verbessertes Altholzrecycling (ATH)	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario

ALL_13-22RS	Alle drei zuvor genannten Maßnahmen gleichzeitig (ALL)	2013-2022, Repeated Sequence (RS)	Passend zum Klimajahr	Basisszenario	Basisszenario (kein Waldumbau)	Basisszenario
-------------	--	-----------------------------------	-----------------------	---------------	--------------------------------	---------------

Quelle: Öko-Institut, Eigene Darstellung.

Eine kombinierte Umsetzung aller drei Maßnahmen verschiebt den erstmaligen Eintritt eines Versorgungsengpasses im Nadelholz gegenüber dem Basisszenario deutlich nach hinten. Während der Engpass im Basisszenario bereits im Jahr 2044 eintritt (Abbildung 4-47 a), verzögert sich dieser im kombinierten Szenario auf das Jahr 2055 (Abbildung 4-47 b). Die verstärkte Nutzung von Laubholz anstelle von Nadelholz (LSN) verschiebt den Engpass auf das Jahr 2049 (Abbildung 4-47 c). Eine Reduzierung der Verschnittmengen (Szenario VER) entlastet die Nachfrage nach Waldholz ebenfalls, allerdings in geringerem Umfang; der Engpass tritt hier im Jahr 2046 auf (Abbildung 4-47 d). Im Szenario „Verbessertes Altholzrecycling“ (ATH) wird der Engpass im Jahr 2047 erwartet (Abbildung 4-47 e). Damit zeigt die angenommene Substitution von Nadel- durch Laubholz den größten Entlastungseffekt für die Holzversorgung mit Nadelholz.

Abbildung 4-47: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die Holzverfügbarkeit

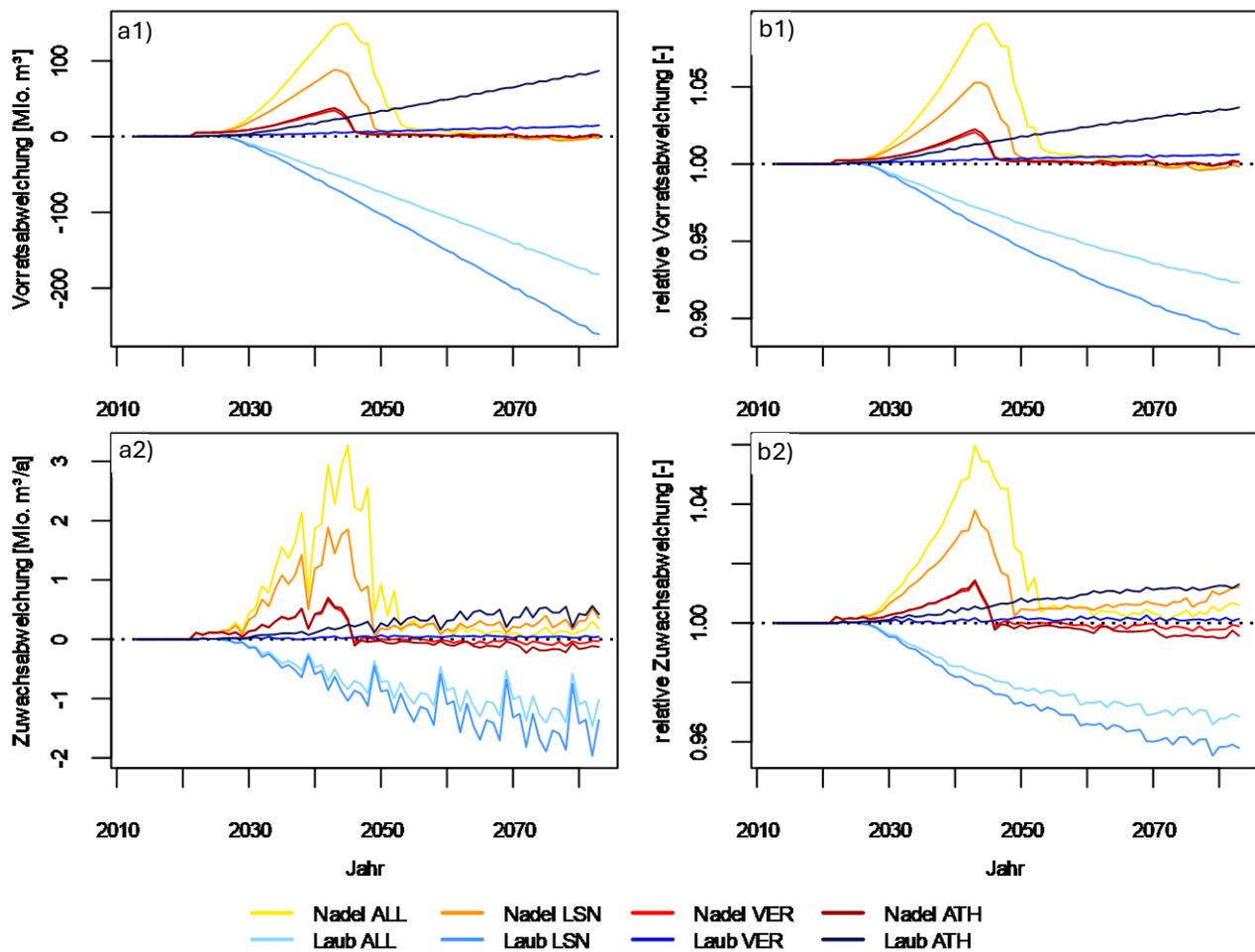


Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) Basisszenario, b) alle drei Maßnahmen LSN, VER und ATH kombiniert umgesetzt, c) Verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung; d) Verschnittreduktion; e) verbessertes Altholzrecycling.

Die mit den Szenarien einhergehenden Änderungen in der Nachfrage nach Waldholz wirken sich messbar auf den Vorrat und Zuwachs der Laub- und Nadelholzbestände aus (Abbildung 4-48). Im Nadelholz vergrößert sich der Vorrat gegenüber dem Basisszenario in allen vier Szenarien bis zum Auftreten des Versorgungsengpasses. Entsprechend ist auch der Zuwachs bis dahin erhöht. Nach dem Eintritt des Engpasses verschwindet der positive Einfluss auf den Vorratszuwachs, da – wie im Basisszenario – ab diesem Zeitpunkt das gesamte jährlich verfügbare Erntepotenzial ausgeschöpft wird.

Die Laubholzbestände reagieren differenziert auf die Holzverwendungsszenarien. Im Szenario „Verschnittreduktion“ (VER) zeigt sich eine deutliche Verbesserung von Vorrat und Zuwachs der Laubholzbestände, während im Szenario „Verbessertes Altholzrecycling“ (ATH) eine leichte positive Wirkung erkennbar ist. Im Gegensatz dazu ist der Vorrat in den lebenden Laubholzbeständen im Szenario „Verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung“ (LSN) bis zum Jahr 2083 um $-260,8$ Mio. m^3 bzw. 11 % geringer als im Basisszenario; auch der Zuwachs fällt entsprechend niedriger aus (Abbildung 4-48). Bei einer Kombination aller drei Maßnahmen (ALL) ergibt sich im Vergleich zum Basisszenario bis zum Jahr 2083 ein um $-181,4$ Mio. m^3 bzw. $-7,7$ % verringerter Laubholzvorrat.

Abbildung 4-48: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf Holzvorrat und Zuwachs



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. x1) Abweichung des Holzvorrats vom Basisszenario; x2) Abweichung des Zuwachses vom Basisszenario; ax) absolute Abweichung; bx) relative Abweichung. ALL = alle Maßnahmen kombiniert; LSN = verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung; VER = Reduzierte Verschnittholzmengen; ATH = verbessertes Altholzrecycling.

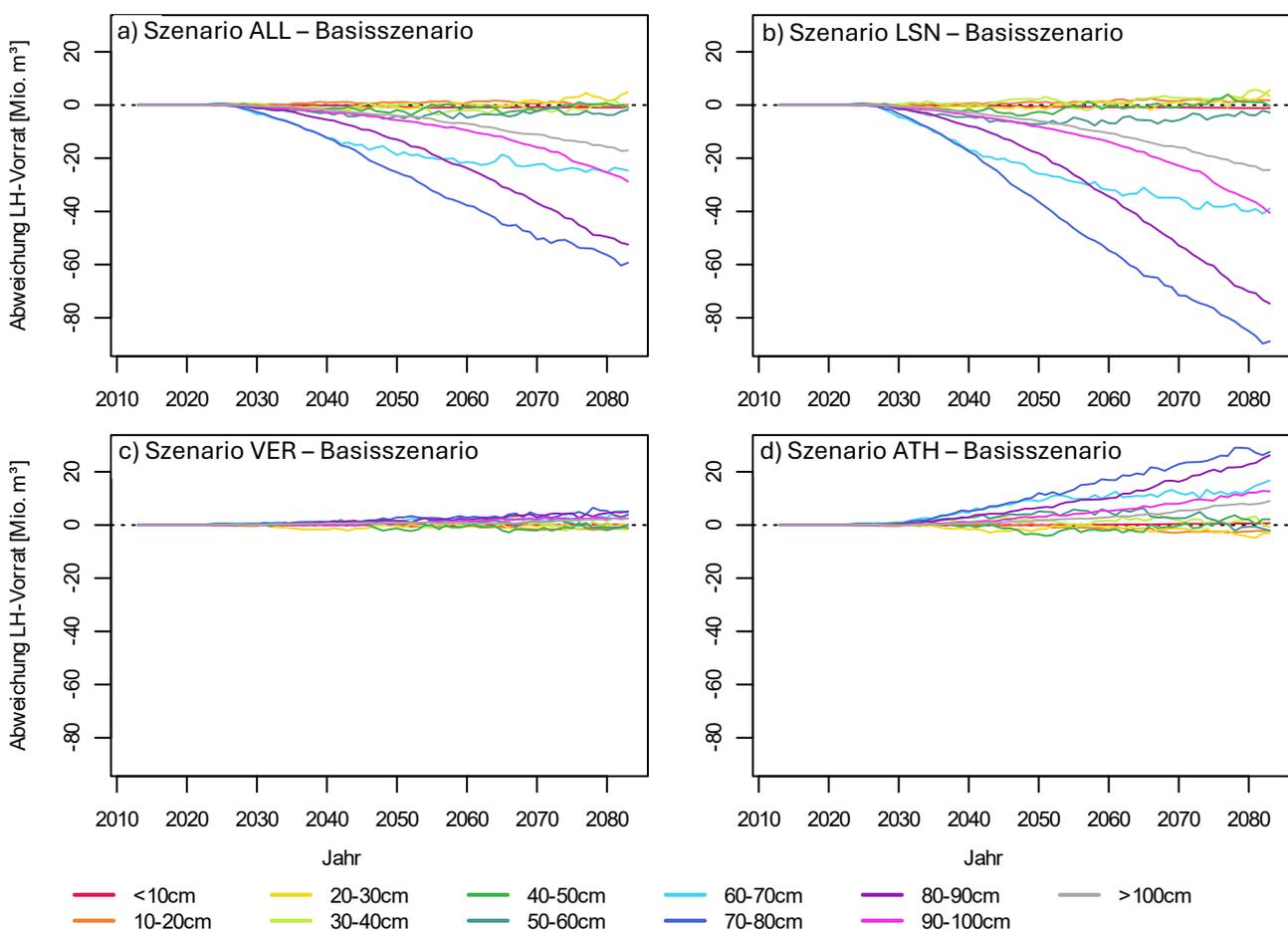
Die stärkere Laubholznutzung im Szenario LSN wird somit durch die reduzierte Waldholznachfrage aus den Szenarien VER und ATH teilweise kompensiert.

Der jährliche Zuwachs im Laubholz liegt im Jahr 2083 im Szenario LSN um 4,2 % und im Szenario ALL um 3,2 % unter dem Wert des Basisszenarios (Abbildung 4-48 2b). Kumuliert über die gesamte Projektionsperiode wachsen im Vergleich zum Basisszenario im Szenario LSN 56,5 Mio. m^3 weniger Laubholz zu, dem stehen jedoch 29,4 Mio. m^3 mehr Nadelholz gegenüber. Im Szenario ALL beträgt die kumulierte Zuwachsabnahme im Laubholz 44,2 Mio. m^3 , während der Zuwachs im Nadelholz um

41,8 Mio. m³ steigt – die Zuwachsverluste im Laubholz werden somit nahezu durch die Zugewinne im Nadelholz ausgeglichen (siehe Abbildung 3-4 im Ergebnisanhang „Holznachfrage modifiziert“²²).

Da die in den Szenarien ALL und LSN zusätzlich benötigten Laubholzmengen überwiegend durch gezielte Erntemaßnahmen bereitgestellt werden, erfolgt der damit verbundene Vorratsrückgang primär in den durchmesserstarken Klassen über 60 cm (Abbildung 4-49 a, b). Diese Bäume gelten aus naturschutzfachlicher Sicht als besonders wertvoll, da sie potenzielle Habitatbäume für zahlreiche spezialisierte Arten darstellen. Im Vergleich dazu zeigen die Szenarien VER (Verschnittreduktion) und ATH (Altholzrecycling) jeweils für sich genommen einen geringen bis moderaten positiven Effekt auf die Laubholzvorräte in den starken Durchmesserklassen (Abbildung 4-49 c, d).

Abbildung 4-49: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die Laubholzvorräte nach Durchmesserklassen



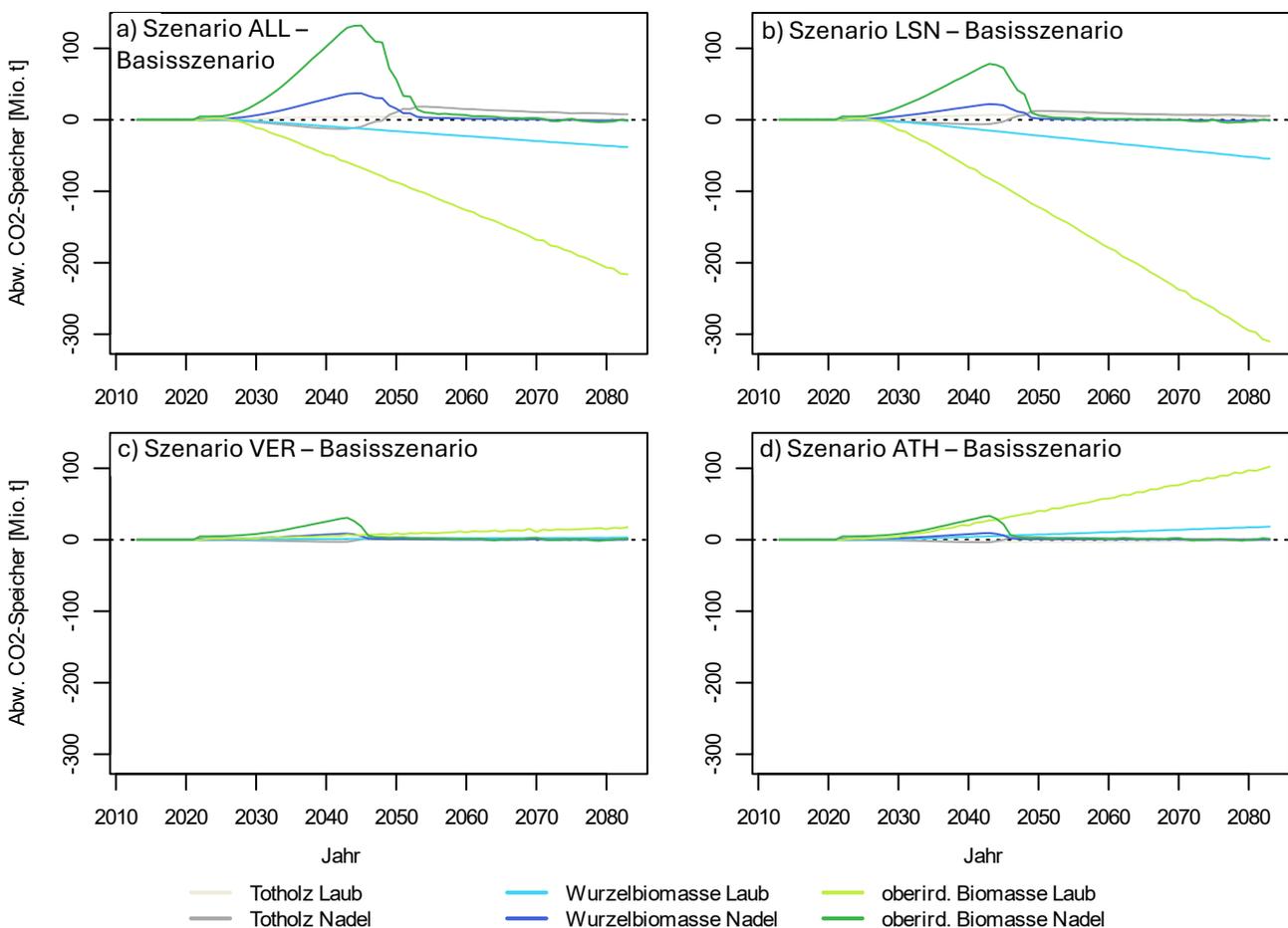
Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) alle Maßnahmen (ALL), b) verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung (LSN), c) Verschnittreduktion (VER), d) verbessertes Altholzrecycling (ATH).

Die Veränderungen in Holznachfrage und Holzentnahme wirken sich auch auf die CO₂-Speicherung in der Waldbiomasse aus (Abbildung 4-50). Während eine geringere Verschnittmenge (Szenario VER) sowie ein verbessertes Altholzrecycling (Szenario ATH) zu einer erhöhten CO₂-Speicherung führen (Abbildung 4-50 c und d), zeigen die Szenarien ALL und LSN komplexere Reaktionen.

²² https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENS-Ergebnisanhang_Holznachfrage_modifiziert.pdf

Dies resultiert insbesondere aus gegenläufigen Effekten im Laub- und Nadelholz sowie im Totholz (Abbildung 4-50 a und b). Im Vergleich zum Basisszenario sind im Jahr 2083 im Szenario ALL rund 254,2 Mio. t CO₂ und im Szenario LSN sogar 364,3 Mio. t CO₂ weniger in der Biomasse lebender Laubbäume gespeichert. Gleichzeitig führt die temporär reduzierte Holzentnahme im Nadelholz aufgrund der Substitution von Nadel- durch Laubholz zu einem zunächst erhöhten Speicherpotenzial: In der Biomasse lebender Nadelbäume sind im Szenario ALL bis zu 168,9 Mio. t CO₂ (im Jahr 2045) und im Szenario LSN 100,2 Mio. t CO₂ (im Jahr 2043) mehr gespeichert (Abbildung 4-50 a und b). Dieser positive Effekt nimmt jedoch rasch ab, sobald die Nadelholz-Versorgungslücke eintritt und fortan das gesamte erntbare Nadelholzvolumen genutzt wird. Dennoch bleibt ein geringer positiver Speicherbeitrag bis in die frühen 2070er Jahre (Szenario ALL) beziehungsweise bis in die zweite Hälfte der 2060er Jahre (Szenario LSN) bestehen.

Abbildung 4-50: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die CO₂-Speicherung in der Waldbiomasse



Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung. a) alle Maßnahmen (ALL), b) verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung (LSN), c) Verschnittreduktion (VER), d) verbessertes Altholzrecycling (ATH).

Wird der zeitweise zusätzliche Speicherbeitrag im Nadelholz gegen die Verluste im Laubholz aufgerechnet, ergibt sich für die gesamte lebende Waldbiomasse zunächst ein positiver Saldo – bis 2048 im Szenario ALL beziehungsweise bis 2043 im Szenario LSN. Danach überwiegen die Speicherverluste im Laubholz, sodass der kumulierte Saldo im Jahr 2083 bei –256,2 Mio. t CO₂ (ALL) beziehungsweise –366,0 Mio. t CO₂ (LSN) liegt (Abbildung 4-50 a und b).

Das Szenario LSN, das eine verstärkte Laubholz- statt Nadelholznutzung vorsieht, ist mit der höchsten Waldholzentnahme verbunden, während im Szenario ATH die geringste Holzentnahme erfolgt. Diese Unterschiede spiegeln sich auch in der mittleren CO₂-Senkenleistung im Zeitraum 2024–2083 wider (Tabelle 4-13): Im Szenario LSN ist die lebende Waldbiomasse im Mittel eine CO₂-Quelle von +6,5 Mio. t CO₂ pro Jahr, während im Szenario ATH eine CO₂-Senke von –1,6 Mio. t CO₂ pro Jahr erzielt wird.

Tabelle 4-13: Auswirkung veränderter Holzverwendungs-Annahmen auf die mittlere CO₂-Senkenleistung im Zeitraum 2024-2083

	Basisszenario	ALL	LSN	VER	ATH
Mittlere Lebendsenke [Mio. t CO ₂ /a]	0,3	4,7	6,5	0,1	-1,6
Mittlere Gesamt-senke [Mio. t CO ₂ /a]	-0,1	4,1	5,9	-0,4	-2,1

Quelle: Öko-Institut, Ergebnisse aus FABio-Forest, eigene Darstellung.

Im Spannungsfeld zwischen Holzverwendung und Waldbewirtschaftung sind potenzielle Zielkonflikte sorgfältig abzuwägen. Eine verbesserte Effizienz in der Holznutzung, etwa durch Verringerung von Verschnittverlusten und längere Verwendung von Altholz, kann den Druck auf die Waldbestände mindern, indem der Bedarf an Primärholz reduziert wird.

Eine verstärkte Substitution von Nadelholz durch Laubholz reduziert zwar den erwarteten Versorgungsengpass beim Nadelholz, bleibt jedoch nicht ohne ökologische Folgen: insbesondere zeigt sich ein spürbarer Vorratsrückgang bei durchmesserstarken Laubbäumen, welche häufig als wichtige Habitatbäume für den Naturschutz gelten. Zudem verringert die erhöhte Laubholzentnahme die CO₂-Senkenleistung der Wälder. Eine Optimierung der Holzverwendung muss daher immer unter Berücksichtigung ökologischer und klimapolitischer Zielsetzungen erfolgen. Für die Ableitung klimapolitischer Maßnahmen ist eine ausgewogene und sektorübergreifende Betrachtung von Waldbewirtschaftung und Holzverwendung unverzichtbar.

5 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen für verschiedene Akteursgruppen

Aus den in diesem Bericht dokumentierten Ergebnissen der Waldmodellierung im Rahmen des DIFENs-Projekts lassen sich für verschiedene Akteursgruppen Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen ableiten. Diskutiert werden hier Erkenntnisse, die für die Wissenschaftsgemeinschaft, die Holz- und die Forstwirtschaft in Deutschland von Bedeutung sind.

5.1 Wissenschaftsgemeinschaft

In Bezug auf die Wissenschaftsgemeinschaft zeigen die Ergebnisse, dass die Verknüpfung von Modellen zur Beschreibung der zukünftigen Holznachfrage mit kombinierten Ansätzen aus empirischen und prozessbasierten Waldwachstumsmodellen ein vielversprechender Ansatz für die wissenschaftsbasierte Politikberatung ist. Die Kombination von empirischen und prozessbasierten Modellierungsansätzen ermöglicht nicht nur eine realistische Abbildung aktueller Waldprozesse und Entwicklungen, sondern auch robuste Projektionen unter neuartigen Klimabedingungen. Dies schafft eine belastbare Grundlage für eine faktenbasierte Politikberatung. Die vorgestellten klimasensitiven Zuwachsfunktionen tragen entscheidend zur Verbesserung der Modellgenauigkeit bei. Gleichwohl bleiben Unsicherheiten, insbesondere durch die komplexen Wechselbeziehungen zwischen Baumartenvielfalt, Standortbedingungen, biotischen Störungen und Holznutzung, die in künftigen Forschungsarbeiten adressiert werden sollten. So können die vorgestellten Modellansätze beispielsweise durch eine Integration weiterer Baumarten und regional differenzierter Mortalitätsdaten oder Ableitung direkt klimasensitiver Mortalitätsfunktionen weiter verfeinert werden. Im Rahmen des Projekts DIFENs wurde deutlich, dass Wetterextreme erhebliche Auswirkungen auf die Waldentwicklung haben können. Gleichzeitig stellt die Holznachfrage selbst einen wichtigen Treiber für die langfristige Entwicklung von Wäldern dar.

Modellvergleiche tragen wesentlich zum besseren Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse bei (Valle et al. 2009). Durch den Vergleich unterschiedlicher Modellansätze lassen sich wertvolle Erkenntnisse über deren Verhalten und Aussagekraft gewinnen. Besondere Aufmerksamkeit sollte in Zukunft der Rolle des Wasser- und Nährstoffhaushalts im Waldökosystem gewidmet werden (siehe beispielsweise (Smith et al. 2014; Schäfer et al. 2023)). Zudem ist es sinnvoll, eine größere Bandbreite an Baumarten in die Modellierung einzubeziehen, um die Vielfalt möglicher Entwicklungen realistisch abzubilden. Anstelle einzelner Szenarien sollten wissenschaftlich fundierte Korridore verwendet werden, um die Unsicherheiten und Spannbreiten zukünftiger Entwicklungen besser darzustellen. Diese sind jedoch für Entscheidungsträger oft schwerer zu kommunizieren, daher sollten diese idealerweise bereits mit in die Entwicklung der Szenarien einbezogen werden (siehe beispielsweise (Rosenberg et al. 2014)). In vielen Fällen sind die Größenordnungen der Ergebnisse wichtiger als deren punktgenaue Genauigkeit. Eine effektive Wissenschaftskommunikation – etwa nach dem Vorbild der IPCC-Sachstandsberichte – sollte daher auf die Darstellung von Korridoren und Wahrscheinlichkeiten setzen. Nicht zuletzt ist es entscheidend, eine verlässliche Finanzierung für einen neuen Waldklimafonds sicherzustellen, um die Umsetzung und wissenschaftliche Begleitung entsprechender Maßnahmen langfristig zu ermöglichen.

5.2 Holzwirtschaft

Es lassen sich auch Erkenntnisse und Handlungsoptionen für die Holzwirtschaft aus den Ergebnissen des Projekts ableiten. Die jüngsten Modellanpassungen im TRAW-System eröffnen vielfältige

Analysemöglichkeiten hinsichtlich ökonomischer, technologischer und klimarelevanter Aspekte der Holzverwendung. Unter den getroffenen Annahmen zeigt sich, dass die Nachfrage nach Nadelholz je nach Szenario zwischen 2040 und 2050 möglicherweise nicht mehr vollständig gedeckt werden kann. Eine optimierte Nutzung von Holz – etwa durch die Reduktion von Verschnitt, eine verstärkte Nutzung von Altholz sowie einen erhöhten Einsatz von Laubholz (siehe dazu beispielsweise Vilsbeck 2025; Besserer et al. 2021; van Acker 2021)– kann das verringerte Angebot an Nadelholz über mehrere Jahre hinweg abmildern. Die Ergebnisse einer qualitativen Expertenbefragung (Knauf 2024) und die quantitativen Resultate der Modellierungen bestätigen sich in ihrer grundsätzlichen Tendenz gegenseitig. Im Hinblick auf die Klimawirkung stellt sich die Frage, ob Kohlenstoff besser in langlebigen Holzprodukten oder im Wald gespeichert werden sollte. Entscheidend ist dabei nicht nur die Lebensdauer der jeweiligen Speicherform, sondern vor allem die ganzheitliche Betrachtung aller relevanter Kohlenstoffpools und assoziierten Emissionen (siehe hierzu Fehrenbach et al. 2025).

5.3 Forstwirtschaft

Für die Ableitung von Handlungsoptionen für die Forstwirtschaft ist zu berücksichtigen, dass, wie die Ergebnisse dieses Projekts zeigen, die Klimawirkungen auf die Holzproduktion und die Kohlenstoffspeicherung im Wald erheblich sind. Das bestätigt damit Ergebnisse internationaler Studien (z.B. Green und Keenan 2022) und stellt eine zentrale Herausforderung für die zukünftige Waldbewirtschaftung dar (Daigneault et al. 2022). Um diese Entwicklungen konkreter in die forstwirtschaftliche Planung einzubeziehen, sind **differenziertere klimasensitive Projektionen der Waldentwicklung** erforderlich. Dabei sollte nicht nur das Wachstum, sondern auch die Mortalität der Bäume in Abhängigkeit vom Klima modelliert werden (Knapp et al. 2024). Ein besonderes Augenmerk liegt auf den Wechselwirkungen zwischen der Holzversorgung und naturschutzfachlichen Aspekten, insbesondere im Spannungsfeld zwischen der Nutzung von Laub- und Nadelholz. Die relative Abnahme alter Laubbäume könnte dabei sowohl ökologische, soziokulturelle als auch wirtschaftliche Konsequenzen nach sich ziehen (Lindenmayer und Laurance 2017; Blicharska und Mikusiński 2014).

Zudem besteht eine komplexe Wechselwirkung zwischen einer **effizienteren Nutzung von Mortalitätsholz** – also abgestorbenem Holz – und der Erhaltung der Biodiversität (Müller et al. 2019). Während eine intensivere Nutzung zur Deckung des steigenden Nadelholzbedarfs beitragen kann, stellt sich gleichzeitig die Frage nach der Qualität des verfügbaren Holzes und den ökologischen Folgen einer Reduktion von Totholz im Wald (Leverkus et al. 2020; Thorn et al. 2018). Vor diesem Hintergrund gewinnt auch die Frage an Bedeutung, ob stabilere Waldbestände gezielt geschont werden sollten, um dort Vorräte und Zuwächse langfristig zu erhöhen. Solche Bestände könnten eine wichtige Rolle für die Resilienz der Wälder und ihre Funktion als Kohlenstoffsенке spielen.

Die **Ausweisung zusätzlicher Schutzgebiete** steht ebenfalls im Spannungsfeld zwischen Biodiversitätsförderung und Holznutzung. So fördert die Ausweisung von Schutzgebieten zwar lokal die Biodiversität und trägt zur Mehrung naturnaher Waldbestände bei, führt jedoch bei unverändert bleibender Holznachfrage ohne Nutzungseinschränkungen außerhalb der Schutzflächen zu einer Verlagerung des Nutzungsdrucks und potenziellen Verschlechterung der Waldstruktur und CO₂-Senkenleistung auf nationaler Ebene. Optimal sind Schutzgebietserweiterungen daher in Verbindung mit einer Entlastung der verbleibenden Nutzungsflächen durch Nachfrageoptimierung und effiziente Holzverwendung.

Waldumbau als Anpassungsstrategie an die Herausforderungen des Klimawandels, Bestrebungen zur Etablierung einer Bioökonomie mit daher eingehenden Anforderungen an Waldholzverfügbarkeit und naturschutzfachlichen Bestrebungen zum Erhalt und Steigerung der Biodiversität im

Wald ergibt ein Spannungsfeld aus Anforderungen, die nicht alle gleichzeitig adressiert werden können. So zeigt das Douglasien-Förderungsszenario deutliche Potenziale zur Stabilisierung und Erhöhung der Nadelholzvorräte. Ein deutlicher Vorrats- und Zuwachsgewinn im Nadelholz stellt sich jedoch auch bei starker Förderung der Douglasie erst in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts ein. Die höhere Temperatur- und Trockenresistenz der Douglasie verbessert damit zwar potenziell langfristig die Nadelholzverfügbarkeit und CO₂-Speicherung, kann jedoch die kurz- bis mittelfristigen Herausforderungen hinsichtlich des ab Mitte des Jahrhunderts eintretenden Nadelholzversorgungsengpasses nicht mildern, da der Vorratsaufbau in den neu etablierten Douglasienbeständen sehr viel Zeit benötigt. Als fremdländische Baumart kann die Douglasie zur Erhaltung funktionaler Waldbestände und Unterstützung der Holzwirtschaft beitragen, ist jedoch aus naturschutzfachlicher Sicht problematisch, da negative Einflüsse auf heimische Biodiversität und Ökosystemprozesse möglich sind. Daher sollten Maßnahmen zur Douglasienförderung stets im Kontext einer integrativen, standortgerechten Waldbewirtschaftung erfolgen, die auch naturschutzfachliche Anforderungen und die Stärkung heimischer Baumarten berücksichtigt. Die Förderung vielfältiger Laubmischwälder stärkt die ökologische Resilienz und unterstützt die heimische Biodiversität, kann aber langfristig ohne Anpassungen im Holzmarkt zu einer Verschärfung der Nadelholzknappheit führen.

5.4 Fazit

Aus den Ergebnissen des DIFENs-Projekts lassen sich Handlungsempfehlungen für Wissenschaft, Forst- und Holzwirtschaft sowie Waldpolitik ableiten. In der Wissenschaft ist eine offenere Modellierung erforderlich, die Modelle kombiniert und vergleicht, sowie regionale Mortalitätsdaten, vielfältige Baumarten und ökologische Prozesse jenseits des Fokus auf Kohlenstoffspeicherung und Biomasse berücksichtigt und Ergebnisse klar an Entscheidungsträger vermittelt. Die Forstwirtschaft sollte resilientere Mischwälder aufbauen und die Holznutzung durch nachhaltige Entnahme, Schädlingskontrolle und angepasste Intensitäten optimieren, um Vorräte und Kohlenstoffspeicherung zu sichern. Die Holzwirtschaft kann mit innovativen Technologien, Recyclingstrategien und einer stärkeren Nutzung von Laubholz Ressourcen effizienter einsetzen und die Zusammenarbeit mit der Forstwirtschaft vertiefen. Politische Maßnahmen schließlich sollten eine verlässliche Finanzierung für Minderungs- und Anpassungsprogramme inklusive Waldumbau bereitstellen. Außerdem sollten sie integrierte Waldmanagementstrategien und den Dialog zwischen Wissenschaft, Praxis und Gesellschaft fördern, um den Wandel hin zu klima- und biodiversitätsgerechter Waldbewirtschaftung zu unterstützen.

Literaturverzeichnis

- Besserer, A.; Troilo, S.; Girods, P.; Rogaume, Y.; Brosse, N. (2021): Cascading Recycling of Wood Waste: A Review. In: *Polymers* 13 (11). DOI: 10.3390/polym13111752.
- Blicharska, M.; Mikusiński, G. (2014): Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. In: *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 28 (6), S. 1558–1567. DOI: 10.1111/cobi.12341.
- BMEL (2021): Waldstrategie 2050. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Herausforderungen und Chancen für Mensch, Natur und Klima. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.). Bonn. Online verfügbar unter <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2050.html>.
- BMLEH (2025): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2024. Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (Hg.). Bonn. Online verfügbar unter https://www.bmleh.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldzustandserhebung-2024.pdf?__blob=publicationFile&v=9, zuletzt geprüft am 18.07.2025.
- Bohn, F. J.; Frank, K.; Huth, A. (2014): Of climate and its resulting tree growth: Simulating the productivity of temperate forests. In: *Ecological Modelling* 278, S. 9–17. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.01.021.
- Bolte, A.; Höhl, M.; Hennig, P.; Schad, T.; Kroiher, F.; Seintsch, B.; Englert, H.; Rosenkranz, L. (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. In: *AFZ DerWald* (4), S. 12–16.
- Bosela, M.; Rubio-Cuadrado, Á.; Marcis, P.; Merganičová, K.; Fleischer, P.; Forrester, D. I.; Uhl, E.; Avdagić, A.; Bellan, M.; Bielak, K.; Bravo, F.; Coll, L.; Cseke, K. et al. (2023): Empirical and process-based models predict enhanced beech growth in European mountains under climate change scenarios: A multimodel approach. In: *Science of The Total Environment* 888, S. 164123. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164123.
- Böttcher, H.; Hennenberg, K.; Winger, C. (2018): FABio-Waldmodell, Modellbeschreibung Version 0.54 Stand Nov. 2017. Öko-Institut (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/FABio-Wald-Modellbeschreibung.pdf>.
- Boukhris, I.; Marano, G.; Dalmonech, D.; Valentini, R.; Collalti, A. (2025): Modeling Forest Growth Under Current and Future Climate. In: *Curr Forestry Rep* 11 (1). DOI: 10.1007/s40725-025-00249-5.
- Cuddington, K.; Fortin, M.-J.; L. Gerber, R.; Hastings, A.; Liebhold, A.; O'Connor, M.; Ray, C. (2013): Process-based models are required to manage ecological systems in a changing world. In: *Ecosphere* 4 (2), S. 1–12. DOI: 10.1890/ES12-00178.1.
- Daigneault, A.; Baker, J. S.; Guo, J.; Lauri, P.; Favero, A.; Forsell, N.; Johnston, C.; Ohrel, S. B.; Sohngen, B. (2022): How the future of the global forest sink depends on timber demand, forest management, and carbon policies. In: *Global environmental change : human and policy dimensions* 76, S. 1–13. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2022.102582.
- Europäische Kommission (2021): MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN, Neue EU-Waldstrategie für 2030. COM(2021) 572 final (Document 52021DC0572). Europäische Kommission (Hg.). Brüssel. Online verfügbar unter https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:0d918e07-e610-11eb-a1a5-01aa75ed71a1.0021.02/DOC_1&format=PDF, zuletzt geprüft am 17.12.2024.
- Fehrenbach, H.; Bolte, V.; Köppen, S. (2025): Ökobilanzierung der Holzwirtschaft Deutschlands, Sachbericht zum Teilvorhaben 3: Ökobilanzierung und Wirkungsanalyse der Holznutzungsszenarien, 2220WK32C4. Verbundvorhaben: Waldentwicklung als Folge von Veränderung der Holznachfrage, Klimaveränderung, natürlichen Störungen und Politikanforderungen - Eine Analyse der Reaktionsmöglichkeiten von Forst- und Holzwirtschaft (DIFENS). Instiut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (Hg.). Heidelberg.

Fischer, R.; Anders, T.; Bugmann, H.; Djahangard, M.; Dreßler, G.; Hetzer, J.; HICKLER, T.; Hiltner, U.; Marano, G.; Sperlich, D.; Yousefpour, R. et al. (2025): Perspectives for forest modeling to improve the representation of drought-related tree mortality. In: *JfK* 77 (02), S. 50–69. DOI: 10.5073/JfK.2025.02.05.

Förster, A.; Culmsee, H.; Leuschner, C. (2021): Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests. In: *Forest Ecology and Management* 479, S. 118575. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118575.

Frei, E. R.; Gossner, M. M.; Vitasse, Y.; Queloz, V.; Dubach, V.; Gessler, A.; Ginzler, C.; Hagedorn, F.; Meusburger, K.; Moor, M.; Samblás Vives, E.; Rigling, A.; Uitentuis, I.; Arx, G. von et al. (2022): European beech dieback after premature leaf senescence during the 2018 drought in northern Switzerland. In: *Plant Biology* 24 (7), S. 1132–1145. DOI: 10.1111/plb.13467.

Gilson, L. W.; Eskelson, B. N. I.; Sattler, D. F. (2025): What makes a forest growth model climate-sensitive? An examination of statistical and silvicultural model needs under climate change. In: *Forestry*. DOI: 10.1093/forestry/cpaf020.

Gosling, R. H.; Jackson, R. W.; Elliot, M.; Nichols, C. P. (2024): Oak declines: Reviewing the evidence for causes, management implications and research gaps. In: *Ecological Solutions and Evidence* 5 (4), e12395. DOI: 10.1002/2688-8319.12395.

Grassi, G.; Pilli, R. (2017): Projecting the EU forest carbon net emissions in line with the “continuation of forest management”: the JRC method. Publications Office of the European Union (Hg.). Luxembourg.

Green, J. K.; Keenan, T. F. (2022): The limits of forest carbon sequestration. In: *Science (New York, N.Y.)* 376 (6594), S. 692–693. DOI: 10.1126/science.abo6547.

Handbuch Freizeitsoziologie.

Huber, N.; Bugmann, H.; Lafond, V. (2020): Capturing ecological processes in dynamic forest models: why there is no silver bullet to cope with complexity. In: *Ecosphere* 11 (5), e03109. DOI: 10.1002/ecs2.3109.

Imbery, F.; Friedrich, K.; Fleckenstein, R. Plückhahn, B.; Brömser, A., Bissolli, P.; Daßler, J., Haeseler, ".; Rustemeier, E.; Ziese, M.; Breidenbach, J.-N.; Fränkling, S.; Trentmann, J., Kaspar, F. (2023): Klimatologischer Rückblick auf 2022: Das sonnenscheinreichste und eines der beiden wärmsten Jahre in Deutschland. Deutscher Wetterdienst (Hg.). Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/aktuelle_meldungen/230123/download_jahresrueckblick-2022.pdf?__blob=publicationFile&v=1, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Kehl, C.; Revermann, C. (2024): Naturgemäßer Waldumbau in Zeiten des Klimawandels (Arbeitsbericht, 212). Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Online verfügbar unter https://www.bundestag.de/resource/blob/1059508/anlagenkonvolut-88_sitzung.pdf.

Knapp, N.; Wellbrock, N.; Bielefeldt, J.; Dühnelt, P.; Hentschel, R.; Bolte, A. (2024): From single trees to country-wide maps: Modeling mortality rates in Germany based on the Crown Condition Survey. In: *Forest Ecology and Management* 568, S. 122081. DOI: 10.1016/j.foreco.2024.122081.

Knauf, M. (2024): Unsichere Zeiten. Delphistudie zur Entwicklung der deutschen Forst- und Holzwirtschaft bis 2040 Ergebnisbericht Juli 2024_Ergebnisbericht, Bericht im Rahmen des Vorhabens DIFENS (FKZ: 2220WK32B4). Online verfügbar unter https://delphi-holz.de/wp-content/uploads/2024/07/Delphi_Ergebnisbericht.pdf, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Korzukhin, M. D.; Ter-Mikaelian, M. T.; Wagner, R. G. (2024): Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management?. Online verfügbar unter https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=en&user=0sPuGfMAAAAJ&citation_for_view=0sPuGfMAAAAJ:KIAtU1dfN6UC, zuletzt aktualisiert am 21.06.2024, zuletzt geprüft am 21.06.2024.

- Landesbetrieb Forst Brandenburg (2022): WALDZUSTANDSBERICHT 2022 DES LANDES BRANDENBURG. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz (Hg.). Online verfügbar unter <https://zit-bb.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Waldzustandsbericht-2022.pdf>, zuletzt geprüft am 28.08.2025.
- Langer, G. J.; Bußkamp, J. (2023): Vitality loss of beech: a serious threat to *Fagus sylvatica* in Germany in the context of global warming. In: *J Plant Dis Prot* 130 (5), S. 1101–1115. DOI: 10.1007/s41348-023-00743-7.
- Langer, G. J.; Bußkamp, J.; Burkhardt, K.; Hurling, R.; Plašil, P.; Rohde, M. (2025): Review on temperate oak decline and oak diseases with a focus on Germany. In: *JFK* 77 (02), S. 36–49. DOI: 10.5073/JfK.2025.02.04.
- Lasch-Born, P.; Suckow, F.; Reyer, C. P. O.; Gutsch, M.; Kollas, C.; Badeck, F.-W.; Bugmann, H. K. M.; Grote, R.; Fürstenau, C.; Lindner, M.; Schaber, J. (2020): Description and evaluation of the process-based forest model 4C v2.2 at four European forest sites. In: *Geoscientific Model Development* 13 (11), S. 5311–5343. DOI: 10.5194/gmd-13-5311-2020.
- Leuschner, C.; Weithmann, G.; Bat-Enerel, B.; Weigel, R. (2023): The Future of European Beech in Northern Germany—Climate Change Vulnerability and Adaptation Potential. In: *Forests* 14 (7), S. 1448. DOI: 10.3390/f14071448.
- Leverkus, A. B.; Gustafsson, L.; Lindenmayer, D. B.; Castro, J.; Rey Benayas, J. M.; Ranius, T.; Thorn, S. (2020): Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 18 (7), S. 391–400. DOI: 10.1002/fee.2219.
- Liepe, K. J.; Liesebach, M. (2017): Verwendungszonen für Vermehrungsgut von Douglasie auf Basis von Klimadaten und Herkunftsversuchen, Hochwertiges Forstvermehrungsgut im Klimawandel. Symposium des Verbundprojektes FitForClim vom 14. bis 15. Juni 2016 in Chorin.
- Lindenmayer, D. B.; Laurance, W. F. (2017): The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. In: *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 92 (3), S. 1434–1458. DOI: 10.1111/brv.12290.
- Lindeskog, M.; Smith, B.; LAGERGREN, F.; Sycheva, E.; Ficko, A.; Pretzsch, H.; Rammig, A. (2021): Accounting for forest management in the estimation of forest carbon balance using the dynamic vegetation model LPJ-GUESS (v4.0, r9710): implementation and evaluation of simulations for Europe. In: *Geoscientific Model Development* 14 (10), S. 6071–6112. DOI: 10.5194/gmd-14-6071-2021.
- Mantau, U. (2025): Modellierung des Stoffstroms Holz als Folge der Fertigwarennachfrage. Kreislaufwirtschaftsmodell Holz Kreislaufwirtschaftsmodell Holz (TRAW, Total Resource Assessment of Wood)., Sachbericht zum Teilvorhaben 2: Stoffstromanalyse und Nachfrageszenarien, 2220WK32B4. Verbundvorhaben: Waldentwicklung als Folge von Veränderung der Holznachfrage, Klimaveränderung, natürlichen Störungen und Politikanforderungen - Eine Analyse der Reaktionsmöglichkeiten von Forst- und Holzwirtschaft (DIFENS). Informationssystem für Rohstoffe (Hg.). Celle. Online verfügbar unter www.info.eu.
- Migliavacca, M.; Grassi, G.; Bastos, A.; Ceccherini, G.; Ciais, P.; Janssens-Maenhout, G.; Lugato, E.; MAHECHA, M. D.; Novick, K. A.; Peñuelas, J.; Pilli, R.; Reichstein, M.; Avitabile, V. et al. (2025): Securing the forest carbon sink for the European Union's climate ambition. In: *Nature* 643 (8074), S. 1203–1213. DOI: 10.1038/s41586-025-08967-3.
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (2022): Erste Zahlen zu Waldschäden nach Februarstürmen. Online verfügbar unter <https://www.umwelt.nrw.de/erste-zahlen-zu-wald-schaeden-nach-februarstuermen>, zuletzt geprüft am 29.08.2025.
- Müller, J.; Noss, R. F.; Thorn, S.; Bässler, C.; Leverkus, A. B.; Lindenmayer, D. (2019): Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. In: *Conservation Letters* 12 (1). DOI: 10.1111/conl.12449.
- Neycken, A.; Wohlgemuth, T.; Frei, E. R.; Klesse, S.; Baltensweiler, A.; Lévesque, M. (2024): Slower growth prior to the 2018 drought and a high growth sensitivity to previous year summer conditions predisposed

European beech to crown dieback. In: *Science of The Total Environment* 912, S. 169068. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169068.

Oehmichen, K.; Klatt, S.; Gerber, K.; Polley, H.; Röhling, S.; Dunger, K. (2018): Die alternativen WEHAM-Szenarien: Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung, Szenarienentwicklung, Ergebnisse und Analyse (Thünen Report, 59). Johann Heinrich von Thünen-Institut (Hg.). Braunschweig.

Patacca, M.; Lindner, M.; Esteban Lucas-Borja, M.; Cordonnier, T.; Fidej, G.; Gardiner, B.; Hauf, Y.; Jasinevičius, G.; Labonne, S.; Linkevičius, E.; Mahnken, M.; Milanovic, S.; Nabuurs, G.-J. et al. (2023): Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. In: *Global Change Biology* 29 (5), S. 1359–1376. DOI: 10.1111/gcb.16531.

Pfeiffer, M.; Hennenberg, K.; Böttcher, H.; Reise, J.; Mantau, U. (2023): Referenzszenario der Holzverwendung und der Waldentwicklung im UBA-Projekt BioSINK, Öko-Institut Working Paper 4/2023. Öko-Institut (Hg.). Berlin. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/WP-Referenzszenario-BioSINK.pdf>, zuletzt geprüft am 24.11.2023.

Popkin, G. (2021): Forest Fight, Germany invented “scientific” forestry. But a huge dieback triggered by climate change has ignited a fierce debate over how the nation should manage its trees. In: *Science* (Vol 375 Issue 6572), S. 1184–1189. Online verfügbar unter <https://www.science.org/doi/pdf/10.1126/science.acx9733>, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Rhode, M.; Langer, G.; Plasil, P.; Bußkamp, J. (2025): Die Eichen haben deutlich an Vitalität verloren. In: *Landwirtschaftliches Wochenblatt* (20), S. 13–15. Online verfügbar unter https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfv/publikationen/pdf/rohde_2025_die_eichen_haben_deutlich_an_vitalitaet_verloren.pdf, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Rock, J.; Gerber, K.; Klatt, S.; Oehmichen, K. (2016): Das WEHAM 2012 „Basisszenario“: Mittellinie oder Leitplanke? In: *Forstarchiv* (87), S. 66–69. DOI: 10.4432/0300-4112-87-66.

Rosenberg, M.; Syrbe, R.-U.; Vowinckel, J.; Walz, U. (2014): Scenario methodology for modelling of future landscape developments as basis for assessing ecosystem services. In: *Landsc. Online*, S. 33. DOI: 10.3097/LO.201433.

Rukh, S.; Sanders, T. G. M.; Krüger, I.; Schad, T.; Bolte, A. (2023): Distinct Responses of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to Drought Intensity and Length—A Review of the Impacts of the 2003 and 2018–2019 Drought Events in Central Europe. In: *Forests* 14 (2), S. 248. DOI: 10.3390/f14020248.

Schäfer, C.; Fäth, J.; Kneisel, C.; Baumhauer, R.; Ullmann, T. (2023): Multidimensional hydrological modeling of a forested catchment in a German low mountain range using a modular runoff and water balance model. In: *Front. For. Glob. Change* 6, S. 1186304. DOI: 10.3389/ffgc.2023.1186304.

Scherer-Lorenzen, M. (2020): Die funktionelle Bedeutung der biologischen Vielfalt in mitteleuropäischen Wäldern. Aktualisierte Überarbeitung der Veröffentlichung Scherer-Lorenzen (2013). Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Biologie, Professur für Geobotanik, Schänzlestrasse 1, D-79104 Freiburg (Hg.). Online verfügbar unter https://www.wsl.ch/fileadmin/user_upload/WSL/Veranstaltungen/2020_Veranstaltungen/Forum_2020/Forum_fuer_Wissen_2020_1_Scherer-Lorenzen.pdf, zuletzt aktualisiert am 2020, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Schöpfer, W.; Schmid-Haas, P. (2008): Sturmschäden in Mitteleuropa – Analyse der Ereignisse und Konsequenzen für die Waldbewirtschaftung. In: *Forstarchiv* (79 (4)), S. 143–150.

Schröder, J.; Stadelmann, G.; Schmidt, M.; Sauter, U. H. (2019): Auswirkungen des Orkans „Friederike“ 2018 auf die Wälder in Nordrhein-Westfalen. In: *AFZ DerWald* (74 (12)), S. 22–25.

Schuldt, B.; Buras, A.; Arend, M.; Vitasse, Y.; Beierkuhnlein, C.; Damm, A.; Gharun, M.; Grams, T. E.; Hauck, M.; Hajek, P.; Hartmann, H.; Hiltbrunner, E.; Hoch, G. et al. (2020): A first assessment of the impact of the

extreme 2018 summer drought on Central European forests. In: *Basic and Applied Ecology* 45, S. 86–103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003.

Seliger, A.: Restoration of coniferous monocultures towards mixed broad-leaved forests in Central Europe – Patterns and processes of stand and vegetation diversification, betreut von Ammer, Christian; Zerbe, Stefan et al. Online verfügbar unter <https://ediss.uni-goettingen.de/handle/11858/15588>.

Smith, B.; Wårlind, D.; Arneith, A.; HICKLER, T.; LEADLEY, P.; Siltberg, J.; Zaehle, S. (2014): Implications of incorporating N cycling and N limitations on primary production in an individual-based dynamic vegetation model. In: *Biogeosciences* 11 (7), S. 2027–2054. DOI: 10.5194/bg-11-2027-2014.

Thorn, S.; Bässler, C.; Brandl, R.; Burton, P. J.; Cahall, R.; Campbell, J. L.; Castro, J.; Choi, C.-Y.; Cobb, T.; Donato, D. C.; Durska, E.; Fontaine, J. B.; Gauthier, S. et al. (2018): Impacts of salvage logging on biodiversity: a meta-analysis. In: *The Journal of applied ecology* 55 (1), S. 279–289. DOI: 10.1111/1365-2664.12945.

Thünen Institut (2025): Treibhausgasemissionen durch Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF). Unter Mitarbeit von Gensior, A.; DrexlerGensior, A.; Drexler, S.; Fuß, R.; Stümer, W. et al., Thünen Institut. Online verfügbar unter <https://www.thuenen.de/de/themenfelder/klima-und-luft/emissionsinventare-buchhaltung-fuer-den-klimaschutz/treibhausgas-emissionen-lulucf>, zuletzt geprüft am 14.07.2025.

Valle, D.; Staudhammer, C. L.; Cropper Jr. W. P.; Gardingen, P. R. (2009): The importance of multimodel projections to assess uncertainty in projections from simulation models. In: *Ecological Applications* 19 (7), S. 1680–1692. DOI: 10.1890/08-1579.1.

van Acker, J. (2021): Opportunities and challenges for hardwood based engineered wood products. In: 9th Hardwood Proceedings, vol 9 - pt II : an underutilized resource - hardwood oriented research. 9th Hardwood Conference: University of Sopron Press, S. 5–14. Online verfügbar unter <https://biblio.ugent.be/publication/8750710>.

Vilsbeck, C. (2025): Industrielle Holzverarbeitung im Wandel. Online verfügbar unter <https://www.industr.com/de/industrielle-holzverarbeitung-im-wandel-2784469>, zuletzt aktualisiert am 29.08.2025, zuletzt geprüft am 29.08.2025.

Vizzarri, M.; Pilli, R.; Korosuo, A.; Blujdea, V. N. B.; Rossi, S.; Fiorese, G.; Abad Viñas, R.; Colditz, R. R.; Grassi, G. (2021): Setting the forest reference levels in the European Union: overview and challenges. In: *Carbon Balance Manage* 16 (23). DOI: 10.1186/s13021-021-00185-4.

Wirth, C.; Bruelheide, H.; Farwig, N.; Marx, J. M.; Settele, J. (Hg.) (2024): Faktencheck Artenvielfalt, Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. München: Oekom. Online verfügbar unter <https://feda.senckenberg.de/apps/interner-bereich/static/downloads/9783987263361.pdf>, zuletzt geprüft am 02.11.2024.

Anhänge

1. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Biotische Mortalität eliminiert“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_biotische-Mortalitaet-eliminiert.pdf
2. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Holznachfrage modifiziert“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Holznachfrage_modifiziert.pdf
3. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Klimavergleich“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Klimavergleich.pdf
4. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Laubholzmortalität“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Laubholzmortalitaet.pdf
5. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Schutzgebietsszenarien“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Schutzgebietsszenarien.pdf
6. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Sturmereignisse“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Sturmereignisse.pdf
7. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Variation Mortalitätsholzentnahme“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Variation-Mortalitaetsholzentnahme.pdf
8. DIFENs-Ergebnisanhang Themenfeld: „Waldumbau“:
https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/DIFENs-Ergebnisanhang_Waldumbau.pdf