Konzept zur Förderung der

Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen

in Deutschland

Pierre L. Ibisch, Jeanette S. Blumröder, Charlotte Gohr, Lars Schmidt

Centre for Econics and Ecosystem Management

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Das vorliegende unabhängige Gutachten wurde für die Bundestagsfraktion von Bündnis90/Die Grünen erarbeitet.

In die Erarbeitung der methodischen Vorschläge sind Ergebnisse aus mehreren drittmittelfinanzierten Forschungsvorhaben des *Centre for Econics and Ecosystem Management* an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde eingeflossen. Zu nennen sind das Projekt *BERNAU.Pro.Klima* (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Rahmen des Förderprogramms *Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel*; Förderkennzeichen: 03DAS125; Projektträger Jülich) sowie vor allem das Projekt *Ökologische und ökonomische Bewertung integrierter Naturschutzmaßnahmen bei der Waldbewirtschaftung zur Sicherung von Ökosystemdienstleistungen und der Funktionsfähigkeit des Ökosystems Wald (Gläserner Forst) - Teilprojekt 3: Ökologische Bewertung und Ökosystemdienstleistungen* (Bundesministerium für Bildung und Forschung; Förderkennzeichen 01LC1603C). Der Anhang 2 ist ein Extrakt aus einer für ClientEarth erarbeiteten Fachdokumentation (von Pierre L. Ibisch, Jeanette S. Blumröder, Léa Muller, Stefan Kreft; *Centre for Econics and Ecosystem Management* an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde).

Prof. Dr. Dr. h.c. Pierre Ibisch ist *Professor für Naturschutz* sowie *Forschungsprofessor für Ökosystembasierte nachhaltige Entwicklung* am *Fachbereich für Wald und Umwelt* der *Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.*

Vorgeschlagene Zitierweise:

Pierre L. Ibisch, Jeanette S. Blumröder, Charlotte Gohr & Lars Schmidt (2021). Konzept zur Förderung der Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen in Deutschland. Centre for Econics and Ecosystem Management an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde für die Bundestagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen. Eberswalde, Berlin.

Kontakt:

Prof. Dr. Dr.h.c. Pierre Ibisch

www.centreforeconics.org
Fachbereich für Wald und Umwelt
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

eMail: pierre.ibisch@hnee.de

Eberswalde, April 2021

Inhalt

0. Zusammenfassung 5
1. Einleitung und Grundlagen 10
1.1. Problemstellung und Zielsetzung 10
1.2. Terminologie und Klassifikation: Ökosysteme, ihre Funktionen und Leistungen 12
1.2.1 Ökosystemleistungen 12
1.2.2. Ökosysteme 15
1.2.3. Ökosystemfunktionalität 15
1.2.4. Ökologische Schlüsselattribute 15
1.3. Ökologische und epistemologische Folgen der Klimakrise 17
1.4. Zielvorstellungen zu Waldentwicklung und davon abhängigen Ökosystemleistungen 19
1.4.1 Unangemessene bzw. riskante Zielsetzungen 19
1.4.2 Plausible wissens- und nichtwissensbasierte Zielsetzungen 20
1.4.3 Zielsetzungen, Zielkonflikte und Zeithorizont 20
1.5. Grundlegende Anforderungen und Prinzipien für die gesellschaftliche Förderung von Ökosystemleistungen 24
2. Bewertung und Erfassung der Leistungen von Waldökosystemen: Grundlagen für ein neuartiges Förderinstrument 29
2.1 Ziel des Förderinstruments 29
2.2. Auswahl der Indikatoren 29
2.3 Ausgewählte Indikatoren 31
2.3.1 Kühlung 31
Relevanz 31
Methodische Details und Umsetzung 33
Schlussfolgerung und Empfehlung 41
2.3.2 Vitalität der Vegetation 42
Relevanz 42
Methodische Details und Umsetzung 42
Schlussfolgerung und Empfehlung 47
2.3.3 Biomasse 48
Relevanz 48
Methodische Details und Umsetzung 49
Schlussfolgerung und Empfehlung 53
2.3.4 Strukturvielfalt 54
Relevanz 54

Methodische Details und Umsetzung 54
Schlussfolgerung und Empfehlung 58
2.4 Regionalisierung der Bewertung 60
3. Umsetzung der Honorierung von Waldökosystemleistungen 63
3.1. Ökosystemleistungsprämien 64
3.1.1. Waldleistungsprämien 64
3.1.1.a Kühlungsprämie 65
3.1.1.b Vitalitätsprämie 67
3.1.1.c Biomasseprämie 69
3.1.1.d Strukturvielfaltsprämie 70
3.1.2. Regenerationsprämie 72
3.2. Kontrolle und Sanktionen 77
3.3. Benötigte Ressourcen und institutionelle Strukturen 78
4. Diskussion und Ausblick 79
4.1. Allgemeine Beurteilung des Honorierungssystems 79
4.2. Erwartete Lenkungswirkungen, etwaige Risiken und Beschränkungen 81
0. Literatur 84
1. Anhang 94
Anhang 1: Fallbeispiel zur Quantifizierung der Klimaschutzleistung von Holznutzung vs. vorübergehende Nutzungsaufgabe auf Kalamitätsflächen und wachstumsaktiven Wäldern 94
Rückhaltung von Totholz-Kohlenstoff 95
Kohlenstoffrückhaltung und -bindung in wachstumsaktiven Wäldern 97
Anhang 2: Ausgewählte wissenschaftliche Befunde zur Beeinträchtigung von Waldökosystemen durch Befahrung, flächige Räumung bzw. Kahlschläge sowie zur Regeneration 99
Schädigungen der Standorte (abiotisch) 99
Schädigung der biologischen Vielfalt bzw. Ökosystemfunktionalität durch Befahrung, Ernte und Kahlschläge 101
Mikroklima und Ökosystemfunktionalität 102
Wirkung von Befahrung und Räumung von ‚Schad'-Holz/ Totholz auf Verjüngung und Waldentwicklung 104
Literaturverzeichnis (nur zu Anhang 2) 109

0. Zusammenfassung

Konzept zur Honorierung von Wald-Ökosystemleistungen

Das vorgelegte **Förderkonzept** beruht darauf, dass auf Grundlage von ausgewählten Indikatoren, tatsächlich existierende ökosystemare Funktionen und Leistungen in Form von (monetären) Prämien gefördert werden können. **Folgende Indikatoren wurden als Proxy-Variablen für die Gemeinwohlleistungen der Wälder vorgeschlagen: Kühlungsprämie, Vitalitätsprämie, Biomasseprämie und Strukturvielfaltsprämie. Die benötigten Daten werden durch jährlich überprüfbaren Fernerkundungsdaten erhoben.**

Ökosystemleistungen sind alle ökologischen Prozesse in Ökosystemen bzw. die aus ihnen resultierenden Produkte, die von Menschen genutzt werden oder ihr Leben bzw. Wohlergehen erhalten und fördern. Die aktuelle **Waldkrise** ist zumindest teilweise auch **Konsequenz eines Marktversagens**. Die Waldentwicklung wurde einseitig von einem Markt getrieben, der im Wesentlichen nur Holz als einzige Leistung nachfragte und honorierte. Die Wälder wurden entsprechend 'optimiert', um die Holzindustrie bestmöglich zu versorgen. Alle weiteren Ökosystemleistungen wurden als Gratisproduktivkräfte der Natur hingenommen und vorausgesetzt oder aber auch ignoriert. Hieraus ergibt sich Handlungs- bzw. politischer Steuerungsbedarf, vor dessen Hintergrund das hier vorgestellte Konzept zur Honorierung von Wald-Ökosystemleistungen erarbeitet wurde.

Begriffe, Konzepte und ökologische Grundlagen

Im ersten Teil des Dokuments werden Begriffe, Konzepte und ökologische Grundlagen dargestellt. Ein besonderes Augenmerk wird dabei auf den Klimawandel gerichtet. Eine plausible übergeordnete **Zielsetzung des Waldökosystemmanagements im Klimawandel** ist die bestmögliche Erhaltung von Funktionalität und Leistungsfähigkeit, die wiederum auch günstig auf den Waldbeitrag zur Minderung des lokalen, regionalen und globalen Klimawandels wirken. Zur Bremsung der bzw. Anpassung an die Klimakrise ist essentiell, dass kurzfristig, v.a. in den nächsten zwei Jahrzehnten, vermeidbare Emissionen von Treibhausgasen möglichst unterbleiben, der Wald seine Kohlenstoffspeicher- und -senkenfunktion wirksam erfüllt sowie dass Leistungen wie Kühlung oder Wasserrückhaltung akut dazu beitragen, Ökosysteme funktional und arbeitsfähig zu bewahren. Das Risiko eines Verlustes dieser Leistungen muss gleichzeitig minimiert werden. Die bestmögliche Ökosystementwicklung bedeutet also, dass möglichst viele Eigenschaften bewahrt bleiben, die Wälder stabilisieren und die für die ökologische Leistungsfähigkeit benötigt werden.

Ökosystemmanagement bedeutet in der Zukunft, in diesem Zusammenhang entstehende **Zielkonflikte** zu erkennen und angemessen aufzulösen. Die Nutzung der versorgenden Ökosystemleistung 'Holzproduktion' kann andere Ökosystemleistungen des Waldes vorübergehend oder auch dauerhaft reduzieren. So trägt der Holzeinschlag zur Auflichtung und Erwärmung der Bestände bei und kann v.a. in besonders trockenen Jahren zur Verschlechterung des Waldzustands beitragen.

Aus dem Klimawandel und die von ihm verstärkte Unbestimmtheit der Ökosystementwicklung ergeben sich grundsätzliche neuartige Anforderungen nicht nur an das technische Management des Waldes,

sondern auch an das Wissensmanagement und die Problemdiagnostik. Hiervon sind auch Konzepte zur Förderung von Ökosystemleistungen betroffen. Zum einen sind statisch-deterministische Konzeptionen zum Scheitern verurteilt, zum anderen müssen Vorsorge- und Vorsichtsprinzipien eine stärkere Rolle spielen.

Prinzipien

Es besteht der Anspruch, dass die Honorierung von Ökosystemleistungen grundlegenden Prinzipien genügen muss, die aus der Ausgangssituation und den entsprechenden Anforderungen abgeleitet werden.

Die in diesem Dokument formulierten **Prinzipien** - ***Wissenschaftliche Fundiertheit und Nachprüfbarkeit, Ökologisches Primat, Relevanz, Effektive Lenkungswirkung, Gerechtigkeit, Umsetzbarkeit, Bezahlbarkeit und Entwicklungsfähigkeit, Gesellschaftliche Transparenz und Akzeptanz, Aktualität, Zeitliche und räumliche Universalität, Synergien* -** sollen auch jenseits der Bearbeitung von methodischen, technischen oder institutionellen Detailfragen die Vergleichbarkeit von unterschiedlichen Ansätzen erleichtern sowie die wissenschaftliche und politische Diskussion befördern**.**

Prämien

Ausgewählte Indikatoren werden zur Berechnung unterschiedlicher konkreter Prämien genutzt, welche Waldbesitzer*innen erlauben, mit differenzierten Zielsetzungen kumulative Einnahmen zu erzielen. Grundsätzlich haben das jeweilige aktuelle Dargebot und die Erhaltung der Ökosystemleistungen Vorrang, welche durch vier **Waldleistungsprämien** honoriert werden sollen. Die Voraussetzung der Waldleistungsprämien besteht in der Existenz und Dauerhaftigkeit von Funktionalität und Leistungsfähigkeit.

1. Die **Kühlungsprämie** (Landoberflächen-Temperatur an heißen Tagen) fördert die Landschaftskühlungsleistung und damit entscheidende Beiträge zur Minderung der Folgen der Klimakrise, die Begünstigung der menschlichen Gesundheit und Erholung sowie der von Extremtemperaturen negativ beeinflussten Landnutzungen, die Senkung der Verdunstung und entsprechende Beiträge zum Landschaftswasserhaushalt und eine relativ gute Resistenz der Wälder in der Klimakrise.

0. Die **Vitalitätsprämie** (Vegetations-Index NDVI) steht für Produktivität sowie Gesundheit des Waldes und damit auch für die Regulationsfähigkeit, Resistenz und Resilienz bei bzw. nach Störungen.

1. Die **Biomasseprämie** zielt darauf ab, den Holzvorrat auf der Fläche zu bewerten bzw. einen Anreiz zu schaffen Vorräte aufzubauen. Sie steht unter anderem für den in der Biomasse dauerhaft gespeicherten Kohlenstoff sowie für die kontinuierliche Kohlenstofffestlegung im Waldspeicher und leistet damit einen Beitrag zur Verminderung der Emission von Treibhausgasen. Biomasse ist zudem als Energiequelle für die Arbeitsfähigkeit des Ökosystems, die Bereitstellung von Lebensraum für waldtypische Arten sowie den Schutz von Boden, Waldbinnenklima und Wasserressourcen bedeutsam.

0. Die **Strukturvielfaltsprämie** (Vegetations-Indices, z.B. *Leaf Area Index*) fördert strukturell komplexere Wälder wegen ihrer Bedeutung für Biodiversität, Produktivität, Resistenz und Resilienz.

Die anderen Indikatoren (Biomasse, Vitalität, Strukturreichtum) sollen so genutzt werden, dass ein zu bewertender Waldort nur mit allen Wäldern einer Referenzregion verglichen wird, nicht aber mit von anderen Ökosystemen bzw. Landnutzungsformen geprägten Flächen.

Zusätzlich sichert die **Regenerationsprämie** Waldbesitzer*innen ab, die sich dem Risiko des flächigen Verlusts ihrer Bestände gegenübersehen. Sie erleichtert ihnen, sich für eine naturnahe, sukzessionsbasierte Waldentwicklung zu entscheiden, indem das Totholz auf von Kalamitäten betroffenen Flächen belassen wird. Dies schützt und fördert die Böden, bremst und verhindert ökosystemschädigende Interventionen. Die einmal auszuzahlende – und von der auf betroffenen Flächen vorhandenen Holzbiomasse abgeleitete - Prämie unterbindet keinesfalls die aktive Beeinflussung der Waldentwicklung z.B. durch Saat oder Pflanzung.

Es ist dem Kalkül der Waldbesitzer*innen überlassen, ob und wann sie die Regenerationsprämie für derartige Interventionen nutzen. Entscheidend ist, dass die Prämie so dimensioniert wird, dass sie nicht gezwungen sind, minderwertiges Holz zu ernten und auf einen geschwächten Markt zu bringen.

Indikatoren und Berechnung

Das hier präsentierte Honorierungssystem wurde auf waldökologischer bzw. systemökologischer Grundlage entwickelt und beruht auf dem Vorschlag, ausschließlich **Fernerkundungsdaten** zugrunde zu legen, die mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung bereitgestellt werden können. Dabei geht es um **Struktur- und Funktionsindikatoren**, die den Zustand und die Veränderung der Wälder und ihrer Leistungsfähigkeit objektiv und auf naturwissenschaftlicher Basis reflektieren, ohne auf konjunkturell beeinflussbare gesellschaftliche Aufmerksamkeit, Präferenzen oder Bereitschaften angewiesen zu sein. Die Indikatoren stehen nicht nur für einen wissenschaftlich darstellbaren Bedarf, sondern auch **im Einklang mit politischen Prioritäten**: u.a. Erhaltung des Natur- und Landschaftswasserhaushalts, von gesunden Böden und von Biodiversität, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Als fundamentale gesellschaftliche Nachfrage wird die Erhaltung von bestmöglich - auch in Zeiten der Klimakrise - funktionierenden Waldökosystemen erkannt, welche bei Förderung gemäß den beschriebenen Indikatoren, nachvollziehbar wird.

Die herausgearbeiteten Indikatoren erlauben eine **objektive, automatisierte, jährlich aktualisierbare sowie flächige Bewertung von Struktur, Funktionalität und Leistungsfähigkeit der Waldökosysteme Deutschlands**.

Die durch Indikatoren repräsentierten Ökosystemleistungen eines Waldorts werden jährlich quantifiziert und im Vergleich zum definierten Referenzgebiet bzw. zu allen Wäldern im Referenzgebiet bewertet. Als Grundlage für die ökologisch einigermaßen homogenen Referenzräume wird die naturräumliche Gliederung Deutschlands nach Ssymank (1994) und dem BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008) vorgeschlagen.

Um begünstigt zu werden, muss der zu honorierende Waldort sich durch Indikatorwerte auszeichnen, die mindestens über dem Durchschnittswert aller Flächen (bzw. Waldflächen) im Referenzgebiet liegen (Minimumleistung). Je überdurchschnittlicher die Funktionalität bzw. Leistungsfähigkeit eines Waldorts ausfällt, desto höher die Waldleistungsprämien. Dabei kann die Honorierung für alle Indikatoren von der prozentualen Abweichung der Indikatorwerte des zu fördernden Waldortes abgeleitet werden. Ein Prozentpunkt positiver Abweichung könnte einen gewissen Förderbetrag pro Hektar bedeuten (z.B.

10,- €). Anhand von Rechenbeispielen wird verdeutlicht, wie sich die relative Förderungswürdigkeit von konkreten Waldflächen darstellen könnte. Die absolute Höhe der Prämien muss im Kontext der Mittelverfügbarkeit ausgehandelt werden – allerdings soll die Förderung derartig ausfallen, dass sie auch von Waldbesitzenden angenommen wird und eine Lenkungswirkung entfalten kann.

Es werden keine Maßnahmen oder Absichten honoriert, die möglicherweise keinen tatsächlichen bzw. messbaren Effekt auf der Fläche bewirken, sondern lediglich bestimmte Zustände der Waldökosysteme. Dies bedeutet auch eine Anerkennung von waldbaulichen Strategien in der Vergangenheit, die vergleichsweise leistungsfähigere und stabilere Wälder hervorgebracht haben. Bleiben Funktionalität und Leistungsfähigkeit erhalten, erfolgt eine dauerhafte Förderung, ohne dass dafür eine vertragliche Bindung erforderlich ist. Um zu vermeiden, dass Funktionalität und Leistungsfähigkeit von Wäldern (z.B. durch Kahlschlag) selbstverschuldet deutlich abgesenkt werden, könnte im Nachhinein eine Rückzahlungspflicht geltend gemacht werden.

Lenkungswirkung

Das vorgeschlagene Honorierungssystem soll ökologisch, sozial und ökonomisch effektiv sein. Die Lenkungswirkung ergibt sich daraus, dass Waldbesitzer*innen mit realen, bislang nicht vom Markt vergüteten Ökosystemleistungen Einnahmen erzielen können, die auf Grundlage objektiver Daten transparent errechnet werden. Da das jeweils aktuelle Ausmaß von Leistungen und Leistungsfähigkeit honoriert wird und nicht etwa schwer kontrollierbare Maßnahmen oder Intentionen, gibt es keine Möglichkeit, sich Leistungen unrechtmäßig vergüten zu lassen.

Die Waldbesitzer*innen, die bereits in der Vergangenheit mit ihrem Management besonders die Erhöhung von ökosystemarer Funktionstüchtigkeit und Leistungsfähigkeit angestrebt und erreicht haben, werden sofort überdurchschnittlich belohnt. Andere haben die Möglichkeit, durch schonende Waldnutzung und -entwicklung die Förderungswürdigkeit ihrer Flächen über die Zeit zu erhöhen.

Auf Grundlage der transparent zur Verfügung stehenden flächendeckenden Geo-Walddaten können unterschiedliche Flächen und Managementansätze verglichen werden - es kann sich ein positiver Wettbewerb ergeben und Waldbesitzer*innen können voneinander lernen. Auf den geförderten Flächen muss keinesfalls auf Holzeinschlag und entsprechende Erlöse verzichtet werden. Allerdings fördern die indikatorenbasierten Prämien eine Orientierung hin zu Einzelstammnutzung, Bildung vorratsreicher und eher dichter, kühler, artenreicher und vitaler Bestände mit beschränktem Holzbodenverlust durch Wege und Rückegassen. Die Waldleistungsprämien können schonende Bewirtschaftungsformen ohne Befahrung und z.B. mit Einsatz von Seiltechnik oder Pferden sowie die Aufgabe von Rückegassen wirtschaftlich attraktiv erscheinen lassen.

Technische und institutionelle Voraussetzungen

Zur Bewertung und Honorierung der Waldökosystemleistungen ist es aus Effizienzgründen und zur Standardisierung sinnvoll, dass die wesentlichen Arbeitsschritte von einer einzigen Institution auf nationaler Ebene umgesetzt werden. Denkbar ist etwa die Schaffung eines ***Deutschen Walddienstes***, der standardisierte und flächendeckende Informations- und Datenangebote gewährleistet, die Waldberichterstattung und -bewertung auf eine neue Grundlage stellt, sowie in Abstimmung mit bzw. auch im Auftrag von den Bundesländern das Förderungssystem umsetzt. Die Leistungen könnten analog zum Deutschen Wetterdienst aufbereitet und angeboten werden. Die Unabhängigkeit auch von

sowohl privaten als auch staatlichen Institutionen ist zu gewährleisten, um Beeinflussung aufgrund von Interessenkonflikten zu vermeiden.

Zu den Anfangsinvestitionen und ersten Aufgaben gehören u.a. die Zusammenführung der Waldkataster der Länder und die entsprechende Vorbereitung der Geodatenbank und Algorithmen zur automatisierten Auswertung genauso wie die finale Definition der Referenzräume.

Es sollte eine frei verfügbare **interaktive Web-GIS-Anwendung** geschaffen werden, die es beliebigen Akteur*innen und natürlich den Waldbesitzer*innen selbst erlaubt, sich unter Nutzung der Indikatoren über den jeweiligen Waldzustand auf bestimmten Flächen zu informieren. Die Plattform soll zudem erlauben, auf Grundlage der Bewertungen der Waldorte **elektronische Förderanträge** zu stellen. Auch über die Förderung von Waldorten soll auf der Plattform transparent berichtet werden. Die Möglichkeit der Erstellung von einfachen Berichten und Statistiken sollte zum Leistungsangebot gehören.

Es wird vorgeschlagen, die Indikatordaten auf demselben Webportal für andere Anwendungen wie etwa **Waldzustandsberichte** oder Forschungsarbeiten frei zur Verfügung zu stellen. Dies kann die Standardisierung und Nachvollziehbarkeit der Berichterstattung der Länder unterstützen. Weitere Anwendungen wie z.B. Beiträge zu **Frühwarnsystemen** auf der Grundlage von Vegetationsindices und der automatischen Berechnung und Anzeige von Veränderungen der Werte sind denkbar.

Für bestmögliche Transparenz bezüglich der Honorierung, zur Reproduzierbarkeit und zur weiteren Verwendung der Daten werden sämtliche Datensätze und Berechnungsmodelle offengelegt und frei zur Verfügung gestellt. Hierfür müssen angemessene Ressourcen bereitstehen.

1. Einleitung und Grundlagen

1.1. Problemstellung und Zielsetzung

Der größte Teil Deutschlands wäre natürlicherweise von Wald bedeckt. Im Zuge der Jahrtausende währenden Besiedlungs- und Nutzungsgeschichte hat sich ein landschaftliches Mosaik herausgebildet, in dem Wälder auf einem Drittel der Landesfläche zwar eine bedeutsame Rolle spielen, aber zugleich in ein komplexes Wirkungsgefüge eingebunden sind, welches zusehends zu ihrer Schwächung beiträgt. Wälder, Forsten und Gehölze sind durch Landnutzung und Infrastruktur fragmentiert, vielfältigen ungünstigen Randeffekten und immer stärkeren Klimawandelwirkungen ausgesetzt. Stoffliche Belastungen etwa durch Stickstoff haben insgesamt zugenommen, obwohl politische Antworten auf krisenhafte Zuspitzungen von Waldschäden ("Waldsterben") bezüglich einzelner Schadstoffe zur Entlastung führten. Gleichzeitig sind die gesellschaftlichen Ansprüche an die Waldökosysteme gewachsen. Der Bedarf an Holz für diverse konventionelle Verwendungen (v.a. für die energetische Nutzung) ist gestiegen, gleichzeitig gibt es Vorstellungen zur weiteren Steigerung der Holzverwendung im Kontext von bioökonomischen Strategien. Historische Bedingungen, aber auch gesellschaftliche und technologische Veränderungen führten zu ökonomischer Rationalisierung, Mechanisierung und Industrialisierung der Forstwirtschaft mit entsprechenden plantagenartigen Monokulturen und Einsatz von immer leistungsfähiger werdenden Erntemaschinen. Die effiziente Nutzbarkeit solcher Wälder erfordert u.a. ein dichtes Waldwege- und Rückegassennetz, welches einen Beitrag dazu leistet, dass ein natürlicherweise relativ geschlossenes Kronendach unterbrochen wird, und das zudem einen erheblichen Anteil des Bodens stark verändert. In intensiv erschlossenen Forsten wachsen auf 10-25% der Fläche dauerhaft keine Bäume. Die anhaltende intensive Nutzung der Wälder hat zu einer erheblichen Absenkung des durchschnittlichen Baumalters sowie der in den Wäldern vorhandenen lebenden und toten Biomasse geführt. Die natürlicherweise gegebene vertikale und horizontale Strukturvielfalt ist stark reduziert. Viele Bestände sind sogenannte Altersklassenforsten, in denen die ökosystemare Selbstregulation stark von waldbaulichen Maßnahmen übersteuert wird.

Die Vulnerabilität vor allem der sehr einfach strukturierten Monokulturen ist schon lange gut bekannt und wird im Rahmen der aktuellen Waldkrise mit großflächigem Baumsterben überdeutlich. Aktuell sind es bereits 277.000 Hektar Wald, auf denen es nicht mehr zur vorgesehenen Nutzung kommen kann und auf denen oftmals für Jahrzehnte keine nennenswerten Holzvorräte nachwachsen werden. Unabhängig von strategischen Vorstellungen zur Holznutzung und waldbaulichen Maßnahmen wächst nunmehr die Aufmerksamkeit für Waldökosystemleistungen, die über die Holzproduktion hinausgehen. Vorschläge zur finanziellen Honorierung von Waldleistungen, die über die Holzproduktion hinausgehen, werden seit Jahrzehnten in die Diskussion eingebracht (vgl. Übersicht über frühere Ansätze in Europa in Elsasser et al. 2009).

Der Grund für das aktuell anwachsende Interesse an Ökosystemleistungen besteht zum einen darin, dass diese Leistungen wissenschaftlich und gesellschaftlich besser verstanden und intensiver diskutiert werden. Die entsprechende Bedeutung des Waldes für das Gemeinwohl wurde lange Zeit überwiegend mit Erholung und Tourismus in Verbindung gebracht. Die Klimakrise lässt aber auch Leistungen wie Wasserrückhaltung und -spende oder Landschaftskühlung noch einmal besser begreifen als in früheren Zeiten. Ein politisch herausragender Diskurs ist zur Klimaschutzleistung des Waldes entstanden - also seine Rolle als Kohlenstoffspeicher und -senke. Zudem wird verstanden, dass angesichts des

beschleunigten Verlusts von Biodiversität in der gesamten Landschaft mehr Räume benötigt werden, wo natürliche Prozesse ungestörter ablaufen können.

Zum anderen ist ein wichtiger Grund für den anschwellenden Diskus zu Waldökosystemleistungen damit verbunden, dass die konventionellen holzbasierten Ertragsmodelle auf immer größeren Flächen nicht mehr tragfähig sind. Auf von Kalamitäten betroffenen Flächen können die typischerweise umgesetzten forstlichen Maßnahmen wie 'Schadholz'-Räumung und Pflanzung nur dank öffentlicher Förderung umgesetzt werden. Vielerorts verlieren Waldbesitzer*innen innerhalb kürzester Zeit die aufgebauten Bestände und erleiden damit zum Teil verheerende wirtschaftliche Einbußen, da die großen Schadholzmengen zumindest kurzfristig zu einem starken Preisverfall geführt haben. Seit 2019 erfolgt eine historisch einzigartige Finanzierung der Forstwirtschaft in hohem Umfang durch die öffentliche Hand.

Die aktuelle Waldkrise ist zumindest teilweise auch Konsequenz eines Marktversagens. Die Waldentwicklung wurde einseitig von einem Markt getrieben, der im Wesentlichen nur Holz als einzige Leistung nachfragte und honorierte. Die Wälder wurden entsprechend 'optimiert', um die Holzindustrie bestmöglich (v.a. mit Nadelholz) zu versorgen. Alle weiteren Ökosystemleistungen wurden als Gratisproduktivkräfte der Natur hingenommen und vorausgesetzt.

Hieraus ergibt sich Handlungs- bzw. politischer Steuerungsbedarf, vor dessen Hintergrund das hier vorgestellte Konzept erarbeitet wurde. Dabei galt von Anfang an, dass sehr aufwändige Verfahren zur Bewertung von Waldzuständen und Leistungen, die nicht flächig und nur relativ selten angewendet werden können und angesichts ausgeprägter Dynamik in der derzeitigen Waldkrise schnell veralten und kein aktuelles Bild bieten können (z.B. Bundeswaldinventur, vgl. Vorschlag von Elsasser et al. 2020a, b), keine gute und praktikable Bewertungsgrundlage darstellen könnten. Auch betriebliche Daten der Forsteinrichtung bieten keine angemessen zuverlässige und nachprüfbare Datengrundlage. Ebenso sollten intransparente, leicht verzerrte und subjektive Bewertungen vermieden werden, wie sie etwa auf der konjunkturell und methodisch leicht beeinflussbaren sowie meist nur theoretisch gegebenen Zahlungsbereitschaft von Befragten basieren (vgl. z.B. Vorschlag von Elsasser et al. 2020a: Zahlungsbereitschaft für Waldbesuche oder Wiederherstellung von Artenvielfalt).

Die Ausgangsfragen der diesem Konzept zugrundeliegenden Studie waren:

1. Wie kann ein zielgerichtetes Honorierungsmodell für zusätzliche, über das Niveau bestehender Zertifizierungen bzw. Mindestanforderungen an die gute fachliche Bewirtschaftungspraxis hinausgehende Ökosystemleistungen von Wäldern (insbesondere Kohlenstoffgesamtvorrat inkl. Waldboden, Biodiversität und Naturnähe) sowie mit wirksamen Anreizen für Maßnahmen und Investitionen in den ökologischen Waldumbau ausgestaltet werden?

2. Welche Kriterien sind für die Leistungsbewertung des Fortschritts der Waldentwicklung geeignet, und wie können relevante waldstrukturelle Unterschiede zwischen verschiedenen Regionen und Bundesländern angemessen berücksichtigt werden?

3. Welche gut messbaren und ohne hohen Aufwand zu erhebende Indikatoren bzw. Daten sind geeignete Bewertungsmaßstäbe und welche Instrumente sind zur Erreichung der genannten Ziele effektiv bzw. weisen eine hohe ökologische Lenkungswirkung auf?

4. Wie kann die Leistung bzw. Zielerreichung wirksam und zugleich möglichst bürokratiearm erfasst und kontrolliert werden?

5. Wie könnte eine Waldregenerationsprämie für Kalamitätsflächen nebst ökologischen Kriterien ausgestaltet werden, die die Vorgaben umfasst, die geschädigten Bäume zum großen Teil im Wald zu belassen und eine natürliche Regeneration möglichst sicherzustellen?

Zur Bearbeitung sollen zunächst einige wissenschaftliche und technische Grundlagen zum besseren Verständnis von Terminologie und Konzepten dargestellt werden. Daraus werden Anforderungen bzw. Prinzipien für die Honorierung von Ökosystemleistungen abgeleitet, um danach die möglichen Mess- und Bewertungsgrößen für ein solches Honorierungssystem zu beschreiben und dessen mögliche Umsetzung zu konkretisieren.

1.2. Terminologie und Klassifikation: Ökosysteme, ihre Funktionen und Leistungen

Ein in Diskussionen und Schriften zu Ökosystemleistungen häufiger zu beobachtendes Defizit besteht darin, dass die Begrifflichkeiten nicht hinlänglich geklärt sind bzw. das Ökosystemverständnis nicht auf aktuellen wissenschaftlichen Konzepten basiert. Im Kontext von Forstwissenschaften und Waldpolitik in Deutschland ergeben sich zudem Unschärfen dadurch, dass traditionell und auch in Gesetzen von **Waldfunktionen** gesprochen wird (Schutz-, Nutz- und Erholungsfunktion), die allerdings nur teilweise mit dem aktuellen wissenschaftlichen Konzept der Ökosystemleistungen kompatibel sind bzw. auch nicht die gesamte Breite der inzwischen identifizierten Leistungen reflektieren.

In diesem Dokument soll gelten:

1.2.1 Ökosystemleistungen

Der Mensch ist im Rahmen der Evolution aus dem globalen Ökosystem hervorgegangen und als Komponente davon abhängig, dass dieses funktioniert. **Ökosystemleistungen** sind deshalb alle ökologischen Prozesse bzw. die aus ihnen resultierenden Produkte, die vom Menschen genutzt werden oder sein Leben und Wohlergehen erhalten und fördern.

Die Existenz von Ökosystemleistungen und deren Wert für den Menschen sind nicht an deren Erkennung, Beschreibung, Monetarisierung oder die gesellschaftliche Bereitschaft gebunden, für ihre Bewahrung oder Förderung ökonomische Ressourcen aufzuwenden. So war und ist z.B. die Veränderung der Qualität der Atmosphäre durch Pflanzen eine Ökosystemleistung, von der schon immer menschliches Leben abhing, ohne dass dafür die Wirkzusammenhänge erkannt werden mussten. Die Existenz und Relevanz von Ökosystemleistungen muss also völlig unabhängig vom Marktgeschehen betrachtet werden.

“Die Nutzung der in den Ökosystemen bereitgestellten Ressourcen steht am Anfang jeglichen menschlichen Wirtschaftens. Dies reflektieren auch Ansätze der Klassifikation von Wirtschaftsaktivitäten. Der sogenannte Primärsektor (vgl. z. B. Pohl 1970) wird traditionell so beschrieben, dass er als Rohstoffe sogenannte erneuerbare Naturressourcen wie landwirtschaftliche Erzeugnisse, Holz, Fisch, Wildpflanzen und Wildfleisch bereitstellt. (...) Scheinbar sind die Ökosysteme nur für die Primärwirtschaft von Relevanz – hier ist das Abschöpfen von in Ökosystemen entstandenen

energetischen und materiellen Ressourcen ganz offenkundig. Allerdings gibt es auch in den anderen Sektoren ganz erhebliche Wechselwirkungen mit Ökosystemen bzw. sogar mehr oder weniger verborgene Abhängigkeiten und Naturleistungen.

Erst die Schädigung und Verknappung von Ökosystemen hat dem Menschen vor Augen geführt, dass diese für das Prosperieren der Wirtschaft und das menschliche Wohlergehen unerlässlich sind. Nachdem die Naturleistungen lange Zeit allenfalls als »Gratisproduktivkräfte« (vgl. z. B. Marx & Engels 1964, S. 753) volkswirtschaftliche Beachtung fanden und die Wirtschaft nur diejenigen Leistungen umfassten, welche menschliche Arbeit benötigten, war die Erfindung des Konzepts der Ökosystem(dienst)leistungen ein wichtiger Fortschritt. Erste Betrachtungen hierzu erfolgten ab den 1980er-Jahren (Begriffsprägung durch Paul und Anne Ehrlich; Ehrlich & Ehrlich 1981; Ehrlich & Mooney 1983). Mit dem Jahrtausend-Ökosystemgutachten der Vereinten Nationen, dem *Millennium Ecosystem Assessment* (Publikationen ab 2003; vgl. https://www.millenniumassessment.org/en/index.html), wurden die Ökosystemleistungen nicht nur konzeptionell unterfüttert, sondern auch politisch eingeführt. Ab Mitte der 2000er Jahre hat sich regelrecht eine neue wissenschaftliche Disziplin einer »Ökosystemökonomie« etabliert; Ökosystemleistungen sind inzwischen in aller Munde und bedeuteten für einige Naturschützer die neue Hoffnung, der Gesellschaft die Relevanz von Natur nahebringen zu können.

Das Millennium Ecosystem Assessment unterschied zunächst vier Kategorien von Ökosystemleistungen, die mehr oder weniger direkt zum menschlichen Wohlergehen beitragen: unterstützende, versorgende, regulierende und kulturelle. Seit einigen Jahren wird an einer regelmäßig überarbeiteten internationalen Klassifizierung gearbeitet, die sich nunmehr auf versorgende, regulierende und kulturelle beschränkt: *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES)" (Ibisch 2018) (vgl. Abb. 1).

Ökosystemleistungen können auch nach den mit ihnen verbundenen Nutzungsformen klassifiziert werden. Es gibt **konsumtive und nicht-konsumtive Nutzung**. Im Falle der konsumtiven Nutzung wird in das Ökosystem eingegriffen, und es werden Komponenten des Ökosystems verändert, beschädigt oder vollständig entnommen. Die konsumtiven Nutzungen, die insbesondere mit versorgenden Ökosystemleistungen in Verbindung stehen, sind den Menschen meist bewusster als etwa die regulierenden Leistungen. Die regulierenden Leistungen werden nur teilweise an Ort und Stelle hervorgebracht, wo sie auch genutzt werden. Im Falle der Regulation des globalen Wasserkreislaufs oder der Klimaregulation ergibt sich eine relativ ausgeprägte 'Ortslosigkeit' bzw. geographische Zuordnungsbarkeit. Im Zuge der Industrialisierung und Globalisierung der Märkte erfolgte auch im Falle vieler versorgender Leistungen eine geographische Entkopplung von Dargebot und Konsum. Die Folge ist eine Verschleierung der Ökosystemleistungen und ihrer Entstehungsmechanismen für die Konsumenten. Diese kann zur mangelnden Wertschätzung und Kenntnis von Leistungen führen. Es kann zudem eine Unterscheidung nach Relevanz der Ökosystemleistungen vorgenommen werden, je nachdem, wie (kurz- oder langfristig) lebenswichtig die Leistungen für Menschen sind. Die Versorgung mit Nahrungsmitteln oder sauberem Trinkwasser ist von unmittelbarer und kurzfristiger Relevanz; die globale Klimaregulation wirkt mittelbar und zeitverzögert auf das menschliche Wohlergehen, ist aber lebenswichtig. Andere Leistungen wie etwa die ästhetische oder spirituelle Anregung von Menschen durch Natur können zumindest für eine gewisse Zeit ausgesetzt werden, ohne dass Gefahr für Leib und Leben droht.

Abb. 1: Klassifikation der Ökosystemleistungen mit ausgewählten Beispielen (nach Ibisch 2018 verändert nach CICES; Haines-Young & Potschin 2017; eigene Übersetzung und Veränderungen; ohne sogenannte abiotische Leistungen).

In dem vorliegenden Dokument fußt das Ökosystemverständnis auf aktuellen naturwissenschaftlichen Konzepten der Ökosystemtheorie und Systemökologie:

1.2.2. Ökosysteme

Ökosysteme sind komplexe, energienutzende und im physikalischen Sinne Arbeit verrichtende Systeme, die dadurch entstehen, dass Lebewesen als Systemkomponenten miteinander und mit nicht belebten Ressourcen in Wechselwirkung treten und dabei emergente Eigenschaften entwickeln, die ihre fortgesetzte Existenz garantieren oder gar befördern. Funktional gesehen, sind Ökosysteme sich durch die Wechselwirkungen ihrer belebten Komponenten selbst organisierende Bioreaktoren, in denen Energie aufgefangen, weitergegeben, umgewandelt, gespeichert und vor allem benutzt wird, um mit ihr Arbeit zu verrichten (Ibisch 2018). Ökosysteme haben auch die Fähigkeit, 'überschüssige', nicht sofort für Stoffwechselvorgänge benötigte Energie in langlebigen Organismen wie Bäumen oder in organischen Verbindungen in den Böden zu speichern, in Nahrungsnetzen zu halten sowie sie in andere Systeme zu transferieren. Durch die Nutzung von Energie in integrierten Strukturen fördern Ökosysteme ihre Selbstorganisation; sie werden komplexer und funktionaler, indem sie sich weiter vom thermodynamischen Gleichgewicht entfernen (Begon et al. 2005; Fath et al. 2004, Jørgensen, 2011).

Trotz der Zunahme von Selbstorganisation und Selbstregulation befinden sich entwickelnde Ökosysteme niemals in einem harmonischen oder stabilen Zustand, sondern höchstens in einem (relativ) funktionstüchtigen:

1.2.3. Ökosystemfunktionalität

Die Funktionalität wird als Eigenschaft von Ökosystemen definiert, die sich durch inhärente Strukturen, ökologische Funktionen und Dynamik auszeichnet, die Ökosysteme mit der notwendigen Effizienz und Widerstandsfähigkeit ausstatten, um sich ohne abrupte Veränderungen ihrer Systemeigenschaften und der geografischen Verteilung zu entwickeln und flexibel auf externe Veränderungen zu reagieren (Freudenberger et al. 2012). Ökosysteme mit einem hohen Grad an Funktionalität zeigen eine größere Kapazität zur Energieaufnahme und Speicherung von Öko-Exergie (nutzbare Energie in einem Ökosystem) (Schneider und Kay, 1994; Wagendorp et al. 2006). In diesem Sinne bedeutet Funktionalität in jedem Falle eine entsprechende Produktivität und Vitalität der photosynthetisch aktiven Organismen. Die Produktivität, also die Umwandlung von Strahlungsenergie in Biomasse, macht allerdings nur einen kleinen Teil des Energieumsatzes in einem Ökosystem aus (Holdaway et al. 2010). Die Vitalität von Pflanzen ist eine wichtige Voraussetzung für die Funktionalität von Ökosystemen; sie wird oftmals über die Aktivität des Photosyntheseapparats bestimmt.

1.2.4. Ökologische Schlüsselattribute

Es können ökologische Schlüsselattribute identifiziert werden (Abb. 2), die für die Existenz und das Funktionieren von Ökosystemen erforderlichen Bedingungen beschreiben (Salafsky et al. 2008). Zu diesen gehören abiotische Faktoren wie Energie-Zufuhr, Klima, Wasserverfügbarkeit oder Ausgangsgesteine genauso wie biotische Faktoren. Zu den biotischen gehören Biomasse, Information und Netzwerk und durch deren Interaktion vermittelte, abgeleitete Attribute, die letztlich zu Effizienz, Resistenz und Resilienz führen. Die Resistenz beschreibt die Fähigkeit Schocks und Störungen ohne substanzielle Einbußen der Funktionstüchtigkeit zu widerstehen. Resilienz bedeutet die Wiederherstellung von Funktionstüchtigkeit und Arbeitsfähigkeit nach einer zeitweiligen störungsbedingten Reduktion derselben.

Im Zuge ihrer Arbeit wirken Ökosysteme rückkoppelnd auf die Rahmenbedingungen ihrer Funktion ein: Während ihres Wachstums und ihrer Entwicklung vermehren Ökosysteme Biomasse, Netzwerk und Informationsgehalt (Jørgensen, 2007) und beeinflussen auch die Verfügbarkeit von Energie, Wasser und Nährstoffen.

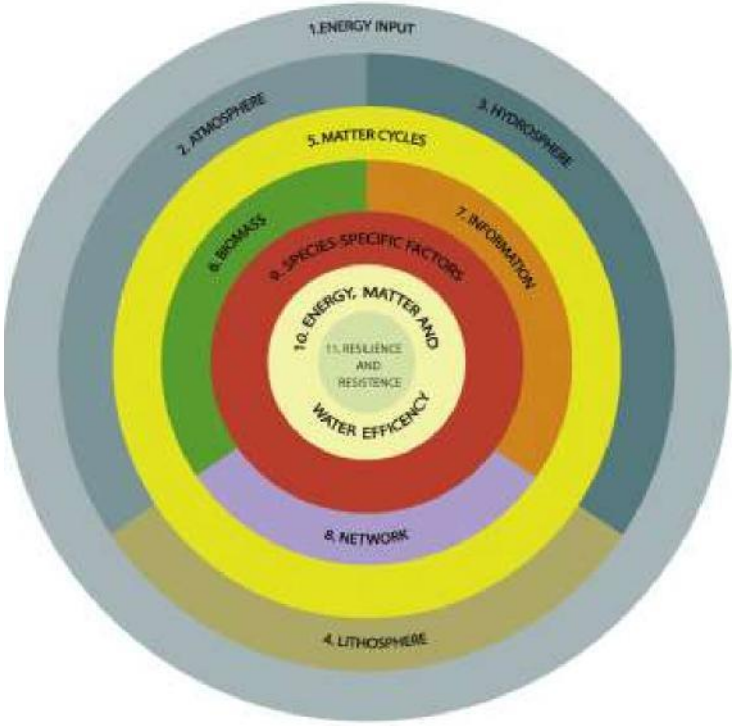

Abb. 2: Schematisches Modell von ökologischen Schlüsselattributen (Schick et al. 2018).

Abb. 3 verdeutlicht wie Ökosysteme auf Grundlage von ökologischen Schlüsselattributen funktionieren und Ökosystemleistungen erbringen, die das menschliche Wohlergehen befördern. Die Funktionen erwachsen aus ökologischen Prozessen und wirken sich selbst selbstverstärkend bzw. puffern und mindern anthropogene Störungen. Die regulierenden Ökosystemfunktionen bringen nicht nur regulierende Ökosystemleistungen hervor, sondern sind auch von entscheidender Bedeutung, um die Vulnerabilität der Ökosysteme gegenüber der Klimakrise zu reduzieren.

Die menschgemachte Klimakrise geht mit vermehrten Extremereignissen und Störungen einher (vgl. auch 1.3.); Hauptprobleme sind in vielen Fällen die Zufuhr von zusätzlichen (Wärme-)Energiemengen sowie die Veränderung der Wasserverfügbarkeit. Insofern nimmt die Bedeutung von Ökosystemfunktionen zu, welche sowohl mit der Kühlung bzw. Pufferung von extremen und stark schwankenden Temperaturen in Verbindung stehen als auch mit der Stabilisierung des Wasserhaushalts. Gleichzeitig sind diese Funktionen auch die Basis für regulierende Ökosystemleistungen, die für die menschliche Gesundheit und die Produktivität der Primärwirtschaft benötigt werden (ökosystembasierte Klimawandelanpassung). Zusätzlich nimmt die Bedeutung von Ökosystemfunktionen zu, welche die pflanzliche Primärproduktion und damit auch die Festlegung von Kohlenstoff in Ökosystemen befördern. Gerade in Phasen extremer Temperatur und geringen Niederschlägen ist die metabolische Resilienz des Ökosystems von Bedeutung, die mit der Speicherung von überschüssiger Energie zusammenhängt (Wiesner et al. 2021).

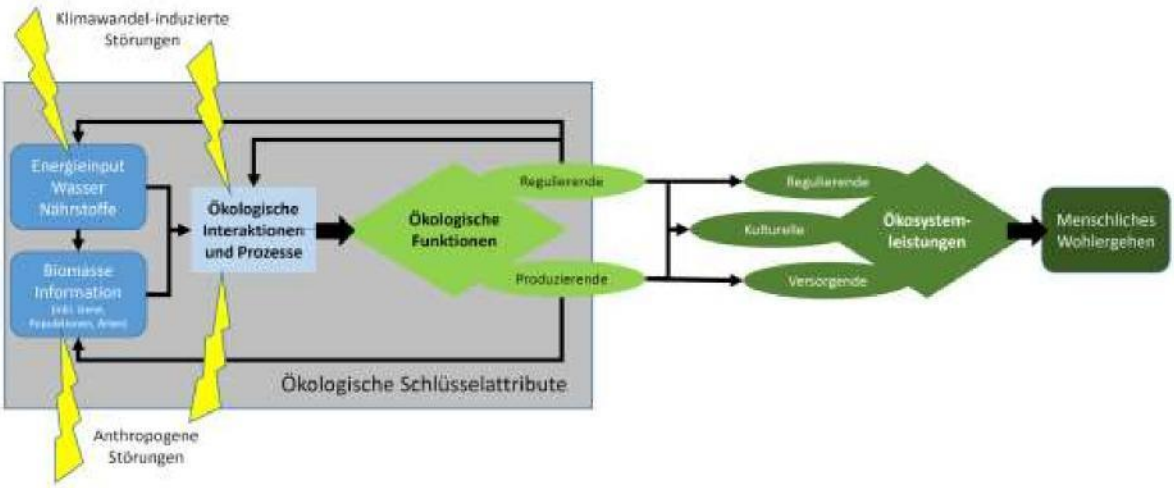

Abb. 3: Konzeptionelles Modell des Zusammenhangs von ökologischen Schlüsselattributen, ökologischen Funktionen, Ökosystemleistungen und menschlichem Wohlergehen.

Das ganzheitlich zu beschreibende **menschliche Wohlergehen** wird zusehends als zentrales Objekt und Ziel der nachhaltigen Entwicklung verstanden. Zu den wichtigsten Dimensionen gehören (verändert nach King et al. 2013; Stiglitz et al. 2009):

1) Materieller Lebensstandard (Einkommen, Konsum und Vermögen); 2) Gesundheit; 3) persönliche Entfaltung; 4) Persönliche Aktivitäten einschließlich Arbeit; 5) Politisches Mitspracherecht und Regierungsführung; 6) Soziale Verbindungen und Beziehungen; 8) Sicherheit, sowohl wirtschaftlicher als auch physischer Natur.

Vor allem Lebensstandard, Gesundheit und Sicherheit hängen in herausragendem Maße von Ökosystemleistungen ab. Die akute Klimakrise steigert die Bedeutung der regulierenden Ökosystemleistungen.

1.3. Ökologische und epistemologische Folgen der Klimakrise

Der beschleunigte anthropogene Klimawandel (bzw. die inzwischen akut werdende Klimakrise) hat in den letzten drei Jahrzehnten den Blick auf sogenannte naturbasierte Lösungen bzw. eben auch Ökosystemleistungen verändert. Waldökosysteme standen zunächst vor allem als Kohlenstoffspeicher und -senken im Mittelpunkt des Interesses. Dies galt vor allem für die internationale Ebene; in Deutschland wurde das Thema verzögert rezipiert. Die Komplexität der Problematik ergibt sich u.a. aus der Tatsache, dass das Management von Waldökosystemen im Kontext der Vermeidung von Treibhausgasemissionen, der Kohlenstoffspeicherung und -einlagerung sowie der Milderung von Klimawandelfolgen relevant ist, aber zudem der Wald auch unter der Klimakrise leidet. Zudem sind Holzprodukte ein Kohlenstoffspeicher, was die klimawandelrelevante Bilanzierung der Bedeutung von Wäldern noch komplizierter macht. Die Holznutzung und andere Management-Interventionen können gleichzeitige Konsequenzen für die Kohlenstoffspeicherung innerhalb und außerhalb des Ökosystems sowie die Funktionstüchtigkeit von Wäldern haben (vgl. Abschnitt 1.4.3).

Das Verständnis der Klimawandelfolgen in komplexen Ökosystemen wie dem Wald bereitet enorme Schwierigkeiten. Lange Zeit wurde unterschätzt, wie wenig die diversen Wirkungen der Klimakrise auf

Organismen und die komplexen Ökosysteme (u.a. Erwärmung, verstärkte Trockenheit, saisonale Veränderungen, Zunahme von Fluktuation und Extremen) abgeschätzt werden können. Gerade im Kontext der Forstwirtschaft haben stark simplifizierte Ansätze, die sich auf die vermeintlichen Veränderungen der Habitateignung von Bäumen auf der Grundlage von klimatischen Parametern konzentrierten, mutmaßlich zur Unterschätzung der Herausforderungen beigetragen. Tatsächlich aber wirken an sich kaum vorhersehbare abiotische und biotische Veränderungen simultan, direkt und indirekt auf allen Organisationsebenen - Individuen, Populationen, Arten, Interaktionen, Ökosystemen (Geyer et al. 2011). Dabei ergeben sich diverse systemische Effekte wie Synergien, Rückkopplungen, kumulative Wirkungen, nicht lineare Eskalation, Verzögerungen etc. Hinzu kommt die Gefahr, dass der Klimawandel auf stark degradierte und geschwächte Ökosysteme trifft, die gleichzeitig unter diversen anderen menschengemachten Umweltveränderungen leiden.

Die Klimakrise wirkt zudem auch auf den Menschen und seine Landnutzungssysteme; Politiken und Maßnahmen des Klimaschutzes und der Klimawandelanpassung generieren wiederum neuartige Wirkungen in den Ökosystemen.

Die Potenzierung von Unsicherheit und Unbestimmtheit der Wirkungen des dynamisch fortschreitenden Klimawandels auf genestete komplexe Systeme wird auch beim Modellieren zukünftiger Wuchsleistungen von Wäldern völlig außer Acht gelassen. Das Bewusstsein für kritische Schwellenwerte, Kipp-Punkte und Kipp-Elemente ist gewachsen, während es gleichzeitig schwerfällt anzunehmen, dass das Klima sich aktuell nicht von einem diskreten Zustand in einen anderen wandelt, sondern dass selbst im günstigsten Fall der Wandel schnell fortschreitet. Die Risiken für langlebige Organismen wie Bäume, die für längere Zeiträume auf mehr oder weniger stabile Umweltbedingungen angewiesen sind, werden unter Umständen eklatant unterschätzt.

Die Klimakrise fordert durch die vielen Dimensionen von Unsicherheit und anderen Formen des Nichtwissens viele überkommene Formen der Wissenschaft und der evidenzbasierten Entscheidungsfindung heraus. Die wachsende Bedeutung eines adaptiven Risikomanagements ist auch für den Bereich des Waldökosystemmanagements betont worden. Im Management scheint es wichtiger zu sein, nach gewissen Heuristiken vorzugehen - also grundsätzliche Leitlinien und Prinzipien, die das Navigieren in einem Umfeld größter Unsicherheit erlauben - als nach evidenzbasierten Algorithmen.

Aus dem Klimawandel und die von ihm verstärkte Unbestimmtheit der Ökosystementwicklung ergeben sich also grundsätzliche neuartige Anforderungen nicht nur an das technische Management des Waldes, sondern auch an das Wissensmanagement und die Problemdiagnostik.

Hiervon sind selbstverständlich auch Konzepte zur Förderung von Ökosystemleistungen betroffen. Zum einen sind zu statisch-deterministische Konzeptionen zum Scheitern verurteilt, zum anderen müssen Vorsorge- und Vorsichtsprinzipien eine stärkere Rolle spielen.

1.4. Zielvorstellungen zu Waldentwicklung und davon abhängigen Ökosystemleistungen

1.4.1 Unangemessene bzw. riskante Zielsetzungen

Auf Grundlage des systemökologischen Verständnisses von Ökosystemen, unter Beachtung plausibler Szenarien des zukünftigen Klimawandels sowie der bestehenden Unsicherheit kann abgeleitet werden, welche Zielvorstellungen zur Waldentwicklung plausibel, realistisch oder auch riskant sind.

Nicht plausibel und regelrecht riskant sind alle präskriptiv-statischen Zielsysteme, die etwa auf bestimmte Sortimente und eine entsprechende zukünftige Baumartenzusammensetzung der Wälder abzielen, sogenannte Zielbestandstypen. Eine Orientierung am Konzept der sogenannten 'heutigen Potenziellen Natürlichen Vegetation' (hPNV) ist genauso wenig möglich wie die Formulierung einer zukünftigen Potenziellen Natürlichen Vegetation (zPNV). Sie widersprechen allen Erfahrungen mit der ergebnisoffenen Entwicklung von komplexen Systemen und den Befunden der letzten Jahre und Jahrzehnte, in denen etwa Krankheits- und/oder Schaderreger im Zusammenspiel mit sich verändernden Umweltbedingungen zu nicht erwarteten und nicht modellierbaren Veränderungen führten (z.B. Populationseinbruch durch Eschentriebsterben und nachfolgende Veränderung von eschendominierten Wäldern, großflächige Borkenkäferkalamitäten und Zusammenbruch von Fichtenforsten). Die PNV war immer ein unangemessen statisches, die Nutzungshistorie praktisch ausklammerndes und auf Expertenmeinungen basierendes, nicht nachprüfbares Konzept (z.B. Zerbe 1997). Der beschleunigte anthropogene Klimawandel macht es als Orientierungsrahmen vollends untauglich.

Ebenso sind vegetationsgeographische Betrachtungen ungeeignet, die auf der klimawandelgetriebenen Verschiebung von Biom- bzw. Ökoregionengrenzen setzen. Paläoökologische Ergebnisse und aktuelle Befunde verdeutlichen, dass es keine Wanderung von 'Biozönosen' gibt, sondern hochgradig individualistische Arealveränderungen und (lokale) Aussterbeereignisse in Kombination mit sich verändernden Arten-Interaktionen die Veränderungen von Ökosystemen bedingen (Davis et al. 1998; Bestion & Cote 2018; Vandvik et al. 2020; Walther 2010), welche wiederum auf die Arten zurückwirken (z.B. Pucko et al. 2011, Palmer et al. 2015).

Riskant ist auch, von einzelnen ausgewählten Umweltparametern wie etwa Temperatur oder Jahresniederschlag und auf bestimmten Annahmen beruhenden Projektionen auf die zukünftige Habitateignung von Räumen zu schließen. Ökologisch noch wichtiger als klimatische Durchschnittswerte sind Extreme sowie die Variabilität von Umweltbedingungen. Auch kumulative Effekte - etwa die Kombination von extrem heißen und trockenen Jahren - können dazu führen, dass Ökosysteme unerwartet und 'nicht-linear' reagieren. Eine Erscheinungsform sind die sogenannten ‚Komplexkrankheiten', die bei mehreren Baumarten zunehmend auftreten. Besondere Überraschungen gehen von biotische Komponenten aus - relevant sind hier vor allem auch Nichtbaum-Arten wie etwa Mikroorganismen und Pilze. 'Ökologische Überraschungen' (Filbee-Dexter et al. 2017) werden im Ökosystemmanagement oftmals ausgeblendet.

Für die Forstwirtschaft ergibt sich die Schlussfolgerung, dass Waldumbau oder Waldentwicklung weder von einer angenommenen zukünftigen Nachfrage nach bestimmten Produkten noch in Erwartung eines bestimmten 'erwarteten' ökologischen bzw. klimatischen Zustands getrieben werden dürfen.

1.4.2 Plausible wissens- und nichtwissensbasierte Zielsetzungen

Eine plausible übergeordnete Zielsetzung des Waldökosystemmanagements in der Klimakrise ist die bestmögliche Erhaltung von Funktionalität und Leistungsfähigkeit, die wiederum auch den Waldbeitrag zur Minderung der lokalen, regionalen und globalen Klimawandelfolgen positiv beeinflussen. Die bestmögliche Ökosystementwicklung bedeutet, dass möglichst viele Eigenschaften bewahrt bleiben, die Wälder stabilisieren und die für die ökologische Leistungsfähigkeit benötigt werden.

Zudem muss erreicht werden, dass für eine bestmögliche, aber ergebnisoffene Ökosystementwicklung möglichst viele Optionen bewahrt werden. Diese Optionen ergeben sich aus den fundamentalen ökologischen Schlüsselattributen Biomasse, Information und Netzwerk sowie aus den grundlegenden Ressourcen wie Wasser und Boden.

In Bezug auf die zu fördernden Ökosystemleistungen stellt sich die Situation grundsätzlich anders dar als noch vor wenigen Jahrzehnten. Die in Deutschland definierten drei Säulen der 'Waldfunktionen', wie sie auch Eingang in die Gesetze fanden - Schutz, Nutzung und Erholung - beschreiben nicht mehr angemessen differenziert den Auftrag des Waldmanagements. Letztlich bedeutet allein die Schaffung und Reifung des Konzepts der Ökosystemleistungen, dass Nutzung vielfältiger verstanden werden muss und nicht allein auf Holzgewinnung abzielt. Erholung ist nur eine Form der kulturellen Ökosystemleistungen, und die regulierenden Ökosystemleistungen verdienen v.a. in Zeiten der Klimakrise eine prioritäre Beachtung.

1.4.3 Zielsetzungen, Zielkonflikte und Zeithorizont

Im Kontext der Honorierung von Ökosystemleistungen bzw.-funktionen und der Formulierung von entsprechenden Zielsetzungen ist auch der Zeitpunkt des Angebots einer Leistung überaus bedeutsam. Gerade im Falle der regulierenden Ökosystemleistungen ergibt sich eine zunehmende **Dringlichkeit**. So ist etwa in Zeiten einer sich rasch verschärfenden Klimakrise relevant, dass Emissionen von Treibhausgasen möglichst umgehend vermieden werden und dass Leistungen wie Kühlung oder Wasserrückhaltung akut dazu beitragen, Ökosysteme funktional und arbeitsfähig zu bewahren.

Ökosystemmanagement bedeutet in der Zukunft außerdem, in diesem Zusammenhang entstehende **Zielkonflikte** zu erkennen und angemessen aufzulösen. Die Nutzung der versorgenden Ökosystemleistung 'Holzproduktion' kann andere Ökosystemleistungen des Waldes vorübergehend oder auch dauerhaft reduzieren. Um die Verhältnismäßigkeit der Reduktion der Ökosystemleistungsfähigkeit zu beurteilen, sind angemessen komplexe Betrachtungen anzustellen.

Als Beispiel sei angeführt, dass es im Umgang mit Waldökosystemen nicht nur darauf ankommt, aktuell leistungsfähige Kohlenstoffsenken und existierende Speicher zu erhalten, sondern zu erreichen, dass das Risiko des Verlustes dieser Leistungen minimiert wird. Angesichts des sich beschleunigenden Klimawandels (Smith et al. 2015), der (potenziell) die Leistungs- und Entwicklungsfähigkeit von Wäldern beeinträchtigt und bedingen kann, dass Ökosystemkohlenstoffsenken zu Quellen werden (z.B. Wear & Coulston 2015), muss die Bewahrung existierender Speicher und Senken erheblich vor dem Aufbau mutmaßlicher zukünftiger priorisiert werden. Der Temperaturkipppunkt der terrestrischen Biosphäre wird nicht am Ende des Jahrhunderts oder darüber hinaus liegen, sondern innerhalb der nächsten 20 bis 30 Jahre ("*The temperature tipping point of the terrestrial biosphere lies not at the end*

of the century or beyond, but within the next 20 to 30 years"; Duffy et al. 2021). Dies spricht eindeutig dafür, nicht nur regulierende Ökosystemleistungen zu priorisieren, sondern auch Förderungssysteme für diesen relativ kurzfristigen Zeitraum aufzusetzen.

Wird der Zeithorizont der Dringlichkeit und des Dargebots von Ökosystemleistungen vernachlässigt, kommt es bei ihrer Beurteilung leicht zu Fehlschlüssen. Ein aktuelles Beispiel ist jenes der vermeintlich 'klimaneutralen' oder 'klimapositiven' Verwendung von Holz - also der Nutzung des Ökosystemprodukts Holz, um fossile Brennstoffe oder andere Baustoffe zu ersetzen.

Bei der Verbrennung von Holz wird weniger nutzbare Energie bzw. Wärme frei, als beim Verbrennen von z.B. Kohle, Öl oder Gas (Searchinger et al. 2018). Somit ist für die gleiche Menge Energie entsprechend mehr des Rohstoffes Holz einzusetzen. Zudem gibt es einen relevanten Zeiteffekt: Im Allgemeinen wächst die dem Wald entnommene Holzbiomasse in einem entsprechenden Zeitraum wieder nach und der durch die Holzverbrennung freigewordene Kohlenstoff wird wieder im Waldökosystem gebunden (Ter-Mikaelian et al. 2015, Leturcq 2020). Allerdings nicht sofort. Es dauert mindestens so lange wie das Alter der Bäume, die geerntet wurden, bzw. sogar länger. Durch den Einsatz von Maschinen die für die Ernte und den Transport eingesetzt werden, durch das Befahren von Waldböden und durch die Erhöhung der Temperatur und damit verbundener Feuchtigkeitsverlust durch das Öffnen des Kronendachs wird zusätzlicher Kohlenstoff aus dem Boden freigesetzt.

Die längerfristige Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten ist beschränkt auf das aufgearbeitete Stammholz, welches in langlebigen Möbeln oder z.B. Dachstühlen verbaut wird und beträgt im Durchschnitt nur etwa 22-23 % und vorwiegend Nadelholz, welches sich durch die Sägeindustrie leichter verarbeiten lässt (Profft et al. 2009, Pingoud et al. 2003). Der Großteil des Holzes geht in die energetische Nutzung (oder kurzfristige Zersetzung), d.h. der im Rahmen von Jahrzehnten (oder gar Jahrhunderten) währenden Wachstums gespeicherte Kohlenstoff wird innerhalb kürzester Zeit wieder freigesetzt. Gleichzeitig ist es unter den Bedingungen der Klimakrise überaus fraglich, ob und wann der durch die Verbrennung in die Atmosphäre gelangte Kohlenstoff wieder im Wald gebunden werden kann. Bis dies aber nicht erfolgt ist, kann die Holznutzung keinen Beitrag zum Klimaschutz leisten.

Zudem trägt der Holzeinschlag zur Auflichtung der Bestände bei und kann v.a. in besonders trockenen/heißen Jahren zur Verschlechterung des Waldzustands beitragen. Durch die Erwärmung des Waldinnenklimas verdunstet zusätzliches Wasser und dadurch, dass im Verbund gewachsene und plötzlich freigestellte Bäume an ihre physiologischen Grenzen geraten kann es zu erheblichen Vitalitätsverlusten kommt - wodurch zusätzlich Kohlenstoff freigesetzt wird (Allen 2009). Vor allem großflächige Kahlschläge, wie sie sich aktuell mit der Räumung von Kalamitätsflächen ausbreiten, sind in diesem Zusammenhang besorgniserregend (vgl. Abb. 4).

Die vielfältigen negativen Folgewirkungen von Kahlschlägen sind gut dokumentiert (vgl. Anhang 2). Entsprechend ergibt sich die dringende Herausforderung, mit den großflächigen Kalamitätsflächen schonend umzugehen. Die vorherrschende Praxis, die von Kalamitäten betroffenen Flächen zu räumen ist allein aus ökologischen Gründen nicht vertretbar.

Waldökosysteme selbst sind effektive Kohlenstoffspeicher, die mit den ihnen verfügbaren und gespeicherten Ressourcen haushalten, um den gespeicherten Kohlenstoff im System zu erhalten sowie weiteren Kohlenstoff aufzunehmen (Wachstum und Entwicklung, Akkumulation von Biomasse, Aufbau des Holzvorrats). Auch wenn Bäume absterben, wird der enthaltene Kohlenstoff durch die langsame

Zersetzung erst nach und nach wieder freigesetzt, und es wird dabei auch nur ein Teil des im Holz gebundenen Kohlenstoffs in die Atmosphäre abgegeben, ein weiterer Teil wird in den Boden ausgewaschen und dort langfristig gespeichert (Lagomarsino et al. 2021). Die Befahrung, die Holzernte (v. a. Kahlschläge) und Bodenbearbeitung tragen dazu bei, dass der im Boden gebundene Kohlenstoff wieder freigesetzt wird (Achat et al. 2015, Clake et al. 2021). Hinzu kommt, dass die Fläche, die für eine effiziente Holzernte in Rückegassen umgewandelt wurde, nicht als Wachstums- und Kohlenstoffsenkenfläche zur Verfügung steht und also die regulierende Ökosystemleistung reduziert wird. Der Flächenanteil kann bei einem einem Rückegassenabstand von 30 m bei 15 % bzw. bei 20 m bei 20 % der Waldfläche betragen (Bayerische Staatsforsten, 2021; Averdiek et al. 2013; Natural Resources Conservation Service, 2003).

Durch die regelmäßige Holzernte wird das Durchschnittsalter von Waldbäumen erheblich gesenkt. Damit wird das hohe Potential der Kohlenstoffspeicherung v.a. von älteren Bäumen nicht ausgenutzt (Bebber et al. 2004, Marziliano et al. 2019, Castagneri et al. 2013). Unter den Baumstümpfen von alten Bäumen kann sich viermal so viel Kohlenstoff befinden, wie auf den Flächen zwischen den Bäumen (Dean et al. 2020).

Beispielhafte Ausführungen zur Kohlenstoffbindung in Wäldern und auf Kalamitätsflächen im Anhang 1.

Abbildung 4: Satellitenbild-Zeitserien zu Kalamitäten, Kahlschlägen und Waldentwicklung (GoogleEarth). In allen Fällen wurden Fichten-Monokulturen von Kalamitäten betroffen. Nach Sturmwurf, Dürreperioden und/oder Borkenkäferbefall wurden sukzessiv Kahlschläge durchgeführt. Bislang ist es nirgends in Deutschland gelungen, das Fichtensterben langfristig aufzuhalten. In jüngster Zeit haben Schädigungs- und Kahlschlagsdynamik in verschiedenen Regionen Deutschlands zugenommen. Fallbeispiele: **a.** Bei Denkershausen, Stadt Northeim, führten Kahlschläge innerhalb von wenigen Jahren zu großflächiger Entwaldung. **b.** Bei Kückelheim, Hochsauerlandkreis, zeigt sich auf ehemaligen Kahlschlägen u.a. auf natürlicher Sukzession beruhende Regeneration. Auf Rücke- bzw. Räumungsgassen kommt es auch nach vielen Jahren nicht zum Baumwachstum. **c.** In Haiger, Stadtteil Weidelbach, Lahn-Dill-Kreis, kombiniert sich die Räumung der Fichten-Monokulturen mit traditionellen Hauberg-Kahlschlägen. Die von alten Bäumen bestandenen Flächen sowie die Baumbiomasse haben in den

letzten beiden Jahrzehnten abgenommen. **d.** Bei Hauzenberg, Landkreis Passau, zeigt sich, dass nach Sanitärhieben und Räumungen der Borkenkäferbefall weiter voranschreitet. **e.** Bei Kohlwald, Landkreis Freudenstadt, zeigt sich u.a. die verzögerte Wiederbewaldung auf geräumten Flächen. **f.** Bei Dannenberg, Bergisches Land, zeigt sich auch nach etlichen Jahren eine stark verzögerte bzw. gehemmte Wiederbewaldung auf geräumten und befahrenen Flächen. Auch hier schreitet die Vernichtung der Fichten-Monokulturen beschleunigt voran.

1.5. Grundlegende Anforderungen und Prinzipien für die gesellschaftliche Förderung von Ökosystemleistungen

Gute Konzepte basieren auf einer genauen sowie problem- und lösungsorientierten Beschreibung der Anforderungen. In Abgrenzung zu bereits vorliegenden Vorschlägen zur Bewertung und Honorierung von Ökosystemleistungen ist es der Anspruch der Autor*innen, dass das nunmehr zu erarbeitende Konzept grundlegenden Prinzipien genügen muss, die aus der Ausgangssituation und den entsprechenden Anforderungen abgeleitet werden. Diese Prinzipien sollen auch jenseits der Bearbeitung von methodischen, technischen oder institutionellen Detailfragen die Vergleichbarkeit von unterschiedlichen Ansätzen erleichtern sowie die wissenschaftliche und politische Diskussion befördern.

Prinzip 1: Wissenschaftliche Fundiertheit und Nachprüfbarkeit

Ökosystemtheorie und aktuelle ökologische Befunde sind das Fundament der Identifikation, Bewertung und Honorierung von Ökosystemleistungen.

Ein Konzept zur Förderung von Ökosystemleistungen muss praktisch sein, aber den Stand der Wissenschaft bezüglich Theorie und Praxis reflektieren. Es muss notwendigerweise von den Systemen her konzipiert werden, die die Leistungen erbringen (sollen). Es muss *ökosystembasiert* sein. Es soll deshalb auf dem aktuellen Stand des Wissens zu Ökosystemen, deren Funktionen und Leistungen begründet werden. Hierzu gehören die aktuellen Definitionen von Ökosystemen und die Kenntnisse zur Funktionalität von Ökosystemen genauso wie die Nutzung von aktuellen Datensätzen und Methoden. Grundsätzlich müssen Methoden und Daten Kriterien der wissenschaftlichen Nachprüfbarkeit genügen.

Die Wissenschaftlichkeit bezieht sich nicht auf die Exaktheit von Zukunftsprognosen. Vielmehr bedeutet das Problem der Reaktion von komplexen Systemen wie Wäldern auf die Klimakrise, dass die Akzeptanz einer grundsätzlichen Nichtmodellierbarkeit ggf. eher mit wissenschaftlichen Prinzipien einhergeht als die Kalkulation von auf ausgewählten Annahmen beruhenden Szenarien. Wissenschaftliche Fundiertheit bedeutet also nicht die Beseitigung von Nichtwissen. Scheingewissheiten sind im wissenschaftlichen Kontext aufzudecken und zu vermeiden.

Prinzip 2: Ökologisches Primat

Es gilt die Idee des ökologischen Primats, dergestalt, dass die nachhaltige Funktionalität von Ökosystemen für das effektive Erbringen von Leistungen vorausgesetzt wird.

Ökosysteme können nur dann zum Wohlergehen des Menschen beitragen, wenn sie produktiv, effizient, möglichst resistent gegen externe Störungen sowie im Rahmen solcher Störungen und im Umweltwandel resilient sind. Dies bedeutet, dass vor allem solche Ökosystemleistungen zu fördern

sind, deren Gewährleistung auch eine Sicherung oder Entwicklung der Funktions-, Entwicklungs- und Leistungsfähigkeit der Ökosysteme bedeutet. Das Design des Förderungssystems muss beim zu erhaltenden System beginnen und nicht vom Markt oder existierenden Institutionen her erfolgen.

Zu Waldökosystemen gehören nicht allein Baumbestände, sondern die Gesamtheit ihrer Komponenten und eingeschlossenen Teilsysteme, die neben allen lebenden Organismen (Flora, Fauna, Funga) natürlich auch Böden, Moore oder Gewässer bzw. u.U. Grundwasserkörper umfassen sowie die Wechselwirkungen zwischen allen Komponenten.

Prinzip 3: Relevanz

Relevant sind Ökosystemleistungen, wenn sie möglichst binnen kurzer Frist zur Unterstützung der Funktion von Ökosystemen sowie zum Wohlergehen von Menschen insbesondere unter Bedingungen der Klimakrise beitragen. Dies umfasst in erster Linie nicht solche Leistungen, die im Rahmen des herkömmlichen Marktgeschehens vergütet werden.

Die Relevanz ist besonders für Ökosystemleistungen und die ihnen zugrundeliegenden Funktionen und Strukturen gegeben, die Ökosysteme und Menschen bzw. deren wirtschaftliche Aktivitäten unter den Bedingungen des anthropogenen Klimawandels unterstützen und ihre Anpassungsfähigkeit vergrößern: **Ökosystem-Relevanz** und **Gemeinwohl-Relevanz**. Die Idee der Ökosystem-Relevanz geht über die meisten bisher vorliegenden Vorschläge weit hinaus, die eine Nachfrage, Zahlungsbereitschaft oder eine Markt-Relevanz voraussetzen. Neu ist die Würdigung von kritischen Ökosystemfunktionen unabhängig von der menschlichen Nutzung - also ökologischen Prozessen, die zur Stabilisierung der Funktionstüchtigkeit der Systeme beitragen.

Die Relevanz von Ökosystemleistungen ergibt sich auch aus der **zeitlichen Dimension des Dargebots** (vgl. 1.4.3). Solche, die schon existieren sind stärker zu fördern, als jene, die durch die Bewirtschaftung potenziell ergeben könnten. Vor allem bei den regulierenden Ökosystemleistungen, die etwa zur Festlegung und Speicherung von Treibhausgasen beitragen oder zur Kühlung und Wasserrückhaltung in der Landschaft beitragen, ist angesichts der anthropogenen Klimakrise eine erhebliche Dringlichkeit gegeben. Dies bedeutet z.B., dass die aktuelle Kohlenstoffspeicherung bedeutsamer ist als jene, die potenziell in einigen Jahrzehnten erfolgt.

Die Relevanz von Ökosystemleistungen ergibt sich auch daraus, ob es bei ihrer Förderung zu Synergieeffekten kommt, die auch andere ökosystemare Funktionen oder Leistungen betreffen. Insbesondere sind solche Funktionen und Leistungen zu priorisieren, die unter Anwendung des Vorsichts- und Vorsorgeprinzips in der Zukunft noch bedeutsamer werden dürften (z.B. Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Kühlung, Pufferung von Temperaturextremen und -schwankungen).

Ökosystemleistungen, deren konsumtive Nutzung eher zur Minderung der Leistungsfähigkeit von Ökosystemen beiträgt und/oder ohnehin inhärent eine marktbasierte Wertschöpfung erzielt, dürfen nicht gefördert werden. Dies bedeutet, dass versorgende Leistungen wie Holzproduktion nicht gefördert werden, allein deshalb, da diese Nutzung nur dann erfolgen muss, wenn es überhaupt einen Markt gibt, der über entsprechende Nachfrage, Preise und Verkauf auch die Gewinnung des Produkts finanziert.

Die Relevanz setzt nicht unbedingt voraus, dass eine Nachfrage nach den Leistungen bereits explizit formuliert wurde (da insbesondere regulierende Leistungen oftmals mit Verzögerung erkannt werden bzw. erst nach deren Verlust). Dies bedeutet, dass wissenschaftlich darstellbare und objektiv messbare Leistungen auch dann relevant sein können, wenn sie noch keine allgemeine gesellschaftliche Wertschätzung erfahren.

Prinzip 4: Effektive Lenkungswirkung

Eine Förderung von Ökosystemleistungen muss vor allem ökologisch, aber auch sozial bzw. gesellschaftlich und ökonomisch effektiv sein.

Die Förderung muss sich messbar in die Funktions- und Leistungsfähigkeit von Ökosystemen übersetzen. Die Förderung muss in erster Linie plausibel auf die Schaffung dauerhafter und möglichst risikoarmer Waldökosysteme abzielen: **ökologische Effektivität**.

Sie muss ferner jene Ökosystemleistungen priorisieren, die für das Gemeinwohl besonders relevant sind: **soziale Effektivität**.

Außerdem muss sich aus der Förderung insofern eine Lenkungswirkung ergeben, dass sich lohnende Anreize für die Ökosystemfunktion befördernden Aktivitäten ergeben und umgekehrt ökosystemschädigende Aktivitäten unrentabel erscheinen: **ökonomische Effektivität**.

Prinzip 5: Gerechtigkeit

Die Förderung von Ökosystemleistungen muss gerecht sein. Sie muss diejenigen Waldbesitzer*innen begünstigen, die effektiv zur Sicherung und Entwicklung von relevanten Ökosystemleistungen beitragen oder bereits beigetragen haben, sowie auch aus der Sicht der begünstigten Bürger*innen und Sektoren eine gerechte Verfügbarmachung von Leistungen unterstützen.

Die Förderung muss dazu führen, dass Waldbesitzer*innen, die in der Vergangenheit effektiv in die Entwicklung von funktions- und leistungsfähigen Wäldern investiert haben (und dabei ggf. auf Einnahmen verzichtet haben), honoriert werden. Umgekehrt müssen Waldbesitzer*innen, die in der Vergangenheit durch stärkere Nutzung und Eingriffe die Funktionstüchtigkeit der Ökosysteme abgesenkt haben, deutlich weniger Förderung erhalten.

In Anbetracht endlicher Fördermittel, befürworten wir zudem eine Verteilung nach dem "*quality sells first*" Prinzip.

Die Ökosystemleistungen dürfen nicht aufgrund bestimmter Besitzverhältnisse oder Betriebsarten räumlich konzentriert werden oder in wirtschaftlich stärkeren Regionen in höherem Maße vergütet werden.

Prinzip 6: Umsetzbarkeit, Bezahlbarkeit und Entwicklungsfähigkeit

Die Bewertung für die Förderung der Ökosystemleistungen muss methodisch leicht umsetzbar, kosteneffizient und technisch anpassbar sein.

Für die zu erhebenden Daten, deren Verarbeitung und Anwendung müssen die Grundsätze der technischen Machbarkeit, der aufwandsmäßigen Verhältnismäßigkeit und Kosteneffizienz gelten. Das heißt, dass die Kosten für das Monitoring der Ökosystemleistungen und die Berechnung und Auszahlung der Fördermittel nur einen geringen Bruchteil der Fördermittel ausmachen dürfen.

Die Methodik muss den neuesten Stand der Technik und des Wissens berücksichtigen und muss methodisch und technologisch entwicklungsfähig sein und bleiben, um bei Bedarf und entsprechender Verfügbarkeit neue Technologien, Konzepte bzw. Parameter zu integrieren.

Prinzip 7: Gesellschaftliche Transparenz und Akzeptanz

Die Daten- und Bewertungsgrundlage für die Förderung der Ökosystemleistungen muss transparent und öffentlich zugänglich sein und soll als Informationsangebot die Bürger*innenbeteiligung an der Waldökosystem-Governance unterstützen.

Die Daten bzw. Information zur Erbringung und Bewertung von Ökosystemleistungen sollen so erhoben und aktualisiert dargeboten werden, dass sie für Betroffene, Wissenschaftler*innen und Bürger*innen frei und leicht zugänglich sind sowie auch als Informationsquelle für Beteiligungsprozesse, Bildung und Öffentlichkeitsarbeit zur Verfügung stehen. Es kann davon ausgegangen werden, dass der transparente Umgang mit Daten und Informationen auch zu einer hohen Akzeptanz von Fördermittelinstrumenten in der Gesellschaft führt.

Bei der Bewertung und institutionellen Umsetzung der Förderung müssen Interessenkonflikte vermieden werden.

Prinzip 8: Aktualität

Die Daten- bzw. Bewertungsgrundlage für die Förderung der Ökosystemleistungen muss eine möglichst aktuelle Situation abbilden und angesichts schnellen Umweltwandels und kurzfristig wirksamer forstlicher Aktivitäten in angemessenen kurzen Zeitabständen aktualisierbar sein.

Die Daten müssen mit einer angemessen hohen zeitlichen Auflösung und ohne zeitliche Verzögerung zur Verfügung stehen. Gerade regulierende Ökosystemleistungen wie Kohlenstoffbindung oder mikro- und mesoklimatische Regulation sind kurzfristig relevant; die Veränderung der Leistungsfähigkeit von Wäldern etwa durch Absterben ganzer Bestände / großer Waldflächen oder forstliche Eingriffe wie Kahlschläge und Schirmhiebe kann kurzfristig erfolgen. Deshalb muss die Bewertung auf möglichst aktuellen Erfassungen beruhen (jährlich) und darf nicht auf aufwändige Erhebungen und Bearbeitungen von Daten angewiesen sein, wie sie etwa im Rahmen der Bundeswaldinventur mit der Verzögerung von Jahren bereitgestellt werden.

Prinzip 9: Zeitliche und räumliche Universalität

Die Methodik zur Bewertung der Ökosystemleistungen muss geographischen bzw. ökologischen Unterschieden gerecht werden, auch unter Bedingungen des fortgesetzten ökologischen und sozio-politischen Wandels verlässliche Ergebnisse erzielen und entsprechend unabhängig von konjunkturellen Besonderheiten sein.

Die die zu honorierenden Ökosystemleistungen müssen unabhängig von ihrer geographischen Lage des Waldstandorts oder Naturraum-Zugehörigkeit möglichst gerecht bewertbar sein; dies kann durch eine Regionalisierung sichergestellt werden. Ebenso muss sichergestellt sein, dass nicht leicht beeinflussbare und potenziell stark veränderliche Faktoren Einfluss auf die Bewertung nehmen; hierzu würde z.B. die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung gehören, die geographisch, sozio-demographisch und zeitlich variiert.

Zudem sollte kein Aufwand betrieben werden, um statische oder auf Annahmen basierende dynamische Referenzszenarien als Grundlage für die Honorierung von Ökosystemleistungen zu erstellen.

Prinzip 10: Synergien

Die Bewertung der Ökosystemleistungen bzw. die dafür erhobenen Daten sollen auch für andere Zwecke nutzbringend sein, Synergien nutzen und auch schaffen.

Die Erhebung und Darstellung der Daten soll für andere Anwendungen wie z.B. aktuelle, verlässliche und standardisierte Waldzustandsberichte oder die Raum- und Landschaftsplanung zur Verfügung gestellt werden können, diese Anwendungen methodisch voranbringen sowie den öffentlichen Blick auf den Wald erweitern. Hierdurch kann sich eine sekundäre Lenkungswirkung ergeben, die mit der Bekanntmachung des Themas in Verbindung steht.

2. Bewertung und Erfassung der Leistungen von Waldökosystemen: Grundlagen für ein neuartiges Förderinstrument

2.1 Ziel des Förderinstruments

Unter Berücksichtigung der theoretischen Grundlagen der Systemökologie und der Definition von Ökosystemfunktionalität und Ökosystemleistungen (1.2.), der vorgestellten plausiblen und nichtwissensbasierten Zielvorstellungen zur Waldentwicklung (1.3.), der Anforderungen und Prinzipien für eine angemessene, wirksame und gerechte Honorierung von Ökosystemleistungen (1.4.-1.5.) formulieren wir folgendes Ziel für das Förderinstrument:

Vorrangiges Ziel des Förderinstruments ist es, die Funktionalität bestehender Waldökosysteme in Deutschland zu erhalten, zu stärken bzw. zu entwickeln, damit sie auch unter den Bedingungen der Klimakrise ein breites Spektrum von Ökosystemleistungen möglichst verlässlich und langfristig darbieten können.

Die Entwicklung der Funktionalität umfasst ggf. den temporären „Kollaps“ von dysfunktional gewordenen Forsten - z.B. der großflächigen Fichtenmonokulturen in Tiefland und Mittelgebirgslagen, die aufgrund ihrer hohen Vulnerabilität den aktuellen Umwelteinflüssen nicht standhalten können - wobei in geeigneter Weise mit den entsprechenden Kalamitätsflächen umzugehen ist, damit sich auf ihnen möglichst rasch funktionale, entwicklungsfähige Waldökosysteme einstellen.

Das Honorierungssystem fokussiert auf die bestmögliche Stärkung des Naturraumpotenzials und das Ziel einer ergebnisoffenen Waldentwicklung, die zumindest überwiegend auf Selbstorganisation und Selbstregulation der Ökosysteme beruht.

Es soll Waldbesitzende wirtschaftlich in die Lage versetzen, trotz einer ökologisch, marktlich oder technisch bedingten Verminderung der Einnahmen aus dem Holzverkauf die Entwicklung der Ökosysteme unterstützen zu können. Erhaltung und Stärkung der Ökosystem-Funktionalität werden somit zum Ziel einer das Gemeinwohl begünstigenden Waldbewirtschaftung, die nicht allein über Holzproduktion wirtschaftlich lebensfähig ist.

Die Honorierung beruht auf einem transparenten Indikatorensystem, welches die Funktionalität und Leistungen der Waldökosysteme angemessen repräsentiert.

2.2. Auswahl der Indikatoren

Die allgemeinen Anforderungen ergeben sich aus den oben formulierten Anforderungen und Prinzipien. Allgemein zeichnen sich gute Indikatoren durch eine große Relevanz und Aussagekraft aus. Im Kontext der Ökosystemleistungen beschreiben sie relevante ökologische Strukturen, Funktionen bzw. Leistungen und tun dies in überzeugender und zielorientierter Weise. Sie sind bezüglich der zu beschreibenden Parameter zuverlässig und hinreichend sensitiv, so dass real existierende Unterschiede sowie Veränderungen in der Zeit festgestellt werden können. Sie müssen messbar sein und eine objektive Beurteilung erlauben, ohne dass zu viele methodische Voreinstellungen und Vorannahmen erforderlich sind bzw. unterschiedliche an der Messung beteiligte Akteure und Geräte eine

Beeinflussbarkeit bedeuten. Letztlich muss die Messung kosteneffizient und mit verhältnismäßigem Aufwand möglich sein.

Deshalb - aus Gründen der wissenschaftlichen Fundiertheit bzw. Nachprüfbarkeit, der Umsetzbarkeit, Bezahlbarkeit und Entwicklungsfähigkeit, der gesellschaftlichen Transparenz und Akzeptanz sowie der Aktualität - wird vorgeschlagen, dass sich die Indikatoren ausschließlich auf Fernerkundungsdaten stützen sollen. Am besten beruhen sie auf aktuellen, weitgehend vorhandenen und kostenlosen Datensätzen. Durch die zentrale Nutzung und Verarbeitung einheitlicher Datensätze anhand einer standardisierten Methodik soll vermieden werden, dass Parameter mit uneinheitlichen Methoden und durch unterschiedliche Akteure (Subjektivität) erhoben werden. Zusehends stehen Fernerkundungsdaten zur Verfügung, die relevante und verlässliche sowie räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Daten liefern. Dies betrifft auch Eigenschaften, die etwa die strukturelle Vielfalt von Waldökosystemen beschreiben und mit der Funktionalität in Verbindung stehen. So steht etwa die strukturelle Vielfalt des Kronendachs auch mit der (Baum-)Artenvielfalt in Verbindung. Auch weitere Schlüsseleigenschaften wie die Biomasse, von der in erheblichem Maße ökologische Funktionen abhängen, können inzwischen über Fernerkundungsdaten gut erfasst werden.

Im Kontext der Ökosystemleistungen können Indikatoren zur Beschreibung der für die Ökosystemleistungen erforderlichen ökosystemaren Strukturen und Funktionen sowie die daraus abgeleiteten Leistungen auf Ebene der landnutzenden und sozialen Systeme definiert werden. Die Struktur-Indikatoren beschreiben die diversen Eigenschaften der Ökosysteme, die mit der Funktions- und Leistungsfähigkeit direkt oder indirekt in Verbindung stehen. Zum überwiegenden Teil sind typischerweise benutzte Indikatoren nur mit erheblichem Messaufwand darstellbar. Dies gilt etwa für die waldinventurbasierten Indikatoren, die nur stichpunktartig visuell aber nicht flächendeckend und auch nicht mit hoher Frequenz regelmäßig erhoben werden können. Indikatoren, die auf Artendiversität bzw. -reichtum basieren, zeichnen sich durch die Schwäche aus, dass nicht alle Taxa (wie z.B. Mikroorganismen und Pilze) zuverlässig und mit vertretbarem Aufwand erfassbar sind und Informationen über einzelne ausgewählte Taxa ohne weiteres uneindeutige Befunde mit erheblichem Interpretationsbedarf liefern. Beispielsweise geht eine erhöhte Pflanzenartenvielfalt im Wald oft auf eine größere anthropogene Störungsintensität zurück und steht mit der Präsenz von Generalisten und Nichtwaldarten in Verbindung - sie zeigt keineswegs eine größere ökosystemare Funktionstüchtigkeit an.

Funktions-Indikatoren können auf mehr oder weniger einfachen Messgrößen, aber auch auf aggregierten Indices beruhen. Fernerkundungsbasierte Indikatoren beschreiben etwa die ‘Grünheit’ bzw. Vitalität der Vegetation oder die Landschaftsoberflächentemperatur. Sie sind relativ leicht mess- und kalkulierbar und können bezüglich ihrer Relevanz eindeutig interpretiert werden.

Die meisten Leistungs-Indikatoren zu *nicht versorgenden* Ökosystemleistungen betreffen individuelle, soziale und ökonomische Wirkungen, die nicht leicht messbar und interpretierbar sind - sie sind nicht alle eindeutig und objektiv bestimmten Ökosystemfunktionen zuzuordnen. Sie werden deshalb im vorliegenden Konzept nicht in Erwägung gezogen.

2.3 Ausgewählte Indikatoren

Aus den vorangehenden Anforderungen und Argumenten wird abgeleitet, als Grundlage für ein Honorierungssystem fernerkundungsbasierte Indikatoren auszuwählen, die Strukturen und Funktionen darstellen, welche direkt mit der Leistungsfähigkeit von Ökosystemen in Verbindung stehen. Die entsprechenden Daten können kurzfristig und mit vertretbarem Aufwand für ganz Deutschland zur Verfügung gestellt werden oder stehen schon zur Verfügung.

1. **Kühlungskapazität** (regulierende Ökosystemleistungen, v.a. Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Klimawandelpufferung/ -anpassung in Land- und Forstwirtschaft sowie Relevanz für Wasserwirtschaft und Siedlungsökologie, Ökosystem-Energetik und physikalische Arbeitskapazität von Waldökosystemen, Refugien für wärmesensitive Arten)
2. **Vitalität** (Photosyntheseleistung, Grundlage der Nettoprimärproduktion, Naturnähe, Resistenz/ Resilienz unter Bedingungen des Klimawandels)
3. **Biomasse** (Grundlage für versorgende und regulierende Ökosystemleistungen, Habitatfunktion für Waldarten, Ökosystem-Struktur, und -Energetik, regulierende Ökosystemleistungen, u.a. Wasserspeicherung, Bodenbildung, Kohlenstoffspeicherung und -senkenleistung)
4. **Strukturvielfalt** (Naturnähe, biologische Vielfalt, Resistenz/ Resilienz unter Bedingungen des Klimawandels).

Die gewählten Indikatoren geben Auskunft über die Funktions-, Entwicklungs- und Leistungsfähigkeit der Ökosysteme, statt direkt den monetären Wert Ihrer Leistungen zu quantifizieren, welcher marktwirtschaftlichen Mechanismen, der wirtschaftlichen Konjunktur und damit schwankender Zahlungsbereitschaft unterworfen sind. Im Folgenden werden die Indikatoren einschließlich relevanter methodischer Details dargestellt.

2.3.1 Kühlung

Relevanz

Die Kühlungswirkung von Wald ergibt sich aus der Dissipation von Strahlungsenergie entlang der Nahrungsketten, aus der Verdunstungskühlung sowie durch die kurzfristige Speicherung von Wärmeenergie in der thermischen Masse (z.B. lebende und tote Biomasse, Boden). Die physiologisch und ökologisch relevante Kühlungswirkung erfolgt tagsüber v.a. zu Tageszeiten und Jahreszeiten, in denen besonders hohe Temperaturen erreicht werden. Die Kühlungswirkung bedeutet selbstverständlich nicht, dass eingestrahlte Energie bzw. Wärme ‚eliminiert' wird. Vom System aufgenommene Energie wird zum größeren Teil zeitverzögert wieder abgegeben (z.B. nächtliche Wärmeabstrahlung) bzw. durch Verdunstung aus dem System in die Atmosphäre abgeführt. Das heißt, dass die Kühlungswirkung keinesfalls einen Beitrag zur Reduktion der globalen Klimakrise leistet – allerdings mildert sie die Folgewirkungen von Hitze und Austrocknung in den Ökosystemen selbst sowie z.B. auch in Siedlungen.

Es ist schon lange gut bekannt, dass bestimmte Vegetationstypen niedrigere Oberflächentemperaturen aufweisen, und dies steht im Einklang mit modernen Konzepten der Ökosystemthermodynamik.

Reifere Ökosysteme geben ihre Energie mit geringerer Exergie ab und haben niedrigere Oberflächentemperaturen (z. B. Schneider und Kay 1994, Maes et al. 2011).

Die Erhöhung von Durchschnitts- und Maximaltemperaturen gehört zu den ökologisch relevantesten Klimawandelfolgewirkungen für Ökosysteme und Menschen. Neben den direkten schädigenden Hitzeeinwirkungen etwa auf Pflanzengewebe steht dabei auch die Austrocknung im Vordergrund. Die Auswirkungen von Temperaturextremen auf die Pflanze ergeben sich aus der Kombination von kombinierten hohen Lufttemperaturen und dem steigenden atmosphärischen Wasserdampfbedarf – wärmere Luft nimmt mehr Wasser auf und wirkt dadurch austrocknend (Hatfield & Prueger 2015). Das Problem des steigenden Dampfdruckdefizits wurde bereits mit erhöhter Baummortalität in Verbindung gebracht (Breshears et al. 2013; Williams et al. 2013), aber es wurde ihm lange Zeit eine geringere Aufmerksamkeit zuteil als den direkten Temperaturwirkungen oder dem Rückgang von Niederschlägen (Grossiord et al. 2020).

Anhand der Oberflächentemperaturen haben Hesslerová et al. (2018) herausgearbeitet, wie die Temperatur in Gebieten des Nationalparks Sumava, in denen die Wälder kalamitätsbedingt zusammengebrochen sind, angestiegen ist. Sie weisen auch darauf hin, dass die höheren Oberflächentemperaturen zur Erzeugung von fühlbarer Wärme anstelle von Evapotranspiration führen, was die Wälder abkühlt. Die fühlbare Wärme treibe zudem turbulente Luftmassenbewegungen in der Atmosphäre an. Die aufsteigende warme Luft transportiert Wasserdampf in die Atmosphäre (Advektion) und trocknet somit die Landschaft aus. Die Wassermenge, die durch Advektion in die Atmosphäre transportiert wird, kann wesentlich größer sein als die Menge, die sonst von Bäumen verdunstet wird. Es handelt sich buchstäblich um "Luftflüsse", die unsichtbar die Landschaft entwässern (Hesslerová et al. 2018). Besonders kritisch ist der Wasserverlust bei langanhaltenden Trockenperioden, da er sich im Sinne einer positiven Rückkopplung negativ auf den verbleibenden Baumbestand auswirkt: Der Verlust an verfügbarem Wasser führt zu einer nachhaltigen Abnahme der Produktivität und Vitalität der Vegetation.

Bekanntermaßen sind die thermodynamischen Prozesse in Ökosystemen eng mit ökohydrologischen Funktionen verbunden, die die Gewinnung, das Recycling und die Speicherung von Wasser im Ökosystem unterstützen (Ellison et al. 2017). Hinzu kommen noch nicht vollauf verstandene, aber offenkundig überaus relevante Wirkungen von kühlen Wäldern auf den Niederschlag. Sheil (2018) weist darauf hin, dass von feuchten Oberflächen verdunstendes Wasser, einschließlich des von der Vegetation aufgefangenen und gehaltenen Wassers, eine wichtige Quelle für atmosphärische Feuchtigkeit ist. Es gäbe theoretische Gründe für die Annahme, dass diese Feuchtigkeit eher lokal recycelt wird als jene aus der Transpiration (van der Ent et al. 2014). In jedem Fall übersteige die Gesamtemission von Wasserdampf aus Wäldern (Transpiration und Verdunstung aus anderen Quellen zusammengenommen) typischerweise diejenige aus anderer Vegetation und sogar aus offenen Gewässern.

Die Hitze-Inseleffekte von Siedlungen mit ausgedehnten überbauten Flächen sind gut bekannt (z.B. Su et al. 2010, Feizizadeh & Blaschke 2013). Angesichts der fortschreitenden Klimakrise mit extremeren Witterungen nimmt die Bedeutung von kühlenden Landschaftselementen deutlich zu. Die Verringerung von Temperaturspitzen, die Kühlungsleistung von Wäldern und damit auch die Reduktion der Verdunstung und von Wasserverlust sind nicht nur für die Stabilität der Ökosysteme selbst bedeutsam, sondern auch für die Gesamtlandschaft und den Landschaftswasserhaushalt (Gohr et al. 2020). Die

Kühlungsfunktion ist besonders ausgeprägt, wenn Wälder dicht und biomassereich sind, und der relative Kühlungseffekt ist bei hohen Temperaturen stärker ausgeprägt (De Frenne et al. 2019; Norris et al. 2012; Zellweger et al. 2019). Die Erhaltung kühlerer gesunder Wälder, ist außerdem für die Bewahrung mikroklimatischer Refugien für zahlreiche von der Klimakrise akut bedrohter Organismen bedeutsam (Suggitt et al. 2011).

Methodische Details und Umsetzung

Die Ergebnisse von Avelar et al. (2020) zeigen, dass es möglich ist, anhand thermodynamischer Indikatoren zwischen verschiedenen Ökosystemtypen zu unterscheiden, wobei ältere Ökosysteme mit komplexeren Strukturen niedrigere Durchschnittstemperaturen aufwiesen. Einfache thermische Fernerkundungsdaten können als systemischer Indikator für die Ökoexergie bzw. Arbeitskapazität oder Gesundheit des Ökosystems verwendet werden. Das Quantifizieren von Oberflächentemperaturen hat sich auch in Deutschland in verschiedenen Fallstudien als geeigneter Indikator für eine Bewertung der Funktionstüchtigkeit von Wäldern und den Einfluss von Landnutzung sowie Randeffekten erwiesen (vgl. z. B. Blumröder et al. 2020, 2019a, 2019b; Ibisch et al. 2019). Auch die Studie von Hamberg (2020) ist ein Plädoyer für den Einsatz satellitengestützter Wärmebildtechnik sowohl zur Bewertung und Überwachung des Fortschritts von Waldentwicklung und Renaturierung sowie zur Quantifizierung von entsprechenden Ökosystemleistungen. In einem Untersuchungsgebiet konnte gezeigt werden, dass die Renaturierung mit einem signifikanten Rückgang der sommerlichen Tagesoberflächentemperatur (4,5°C in 12 Jahren) und der sommerlichen Tagestemperatur-schwankungen (5°C in 8 Jahren) einherging. Die Studie fand auch einen signifikanten Zusammenhang zwischen erhöhter Pflanzenartenvielfalt und verringerter Oberflächentemperatur.

Die Kühlungskapazität von Wäldern kann mit Hilfe von Satellitendaten abgeleitet werden. Für die Berechnung der Oberflächentemperatur, die die Kühlungskapazität bestimmt, stehen verschiedene, frei verfügbare Satellitendaten mit unterschiedlicher Auflösung zur Verfügung. Als geeignet werden hier Daten der Oberflächentemperaturen basierend auf Daten der Landsat 8 Mission der NASA beschrieben. Die auf den Landsat 8 montierten Scanner können Daten in einer räumlichen Auflösung von 30 m x 30 m und einer zeitlichen Auflösung im 16 -Tage-Rhythmus aufnehmen. Die Oberflächentemperaturen werden über die Infrarotbänder und mit zusätzlichen Daten zur Atmosphäre und Oberflächenemissivität berechnet.

Zur Verdeutlichung der Anwendbarkeit werden im Folgenden zwei Beispiellandschaften aus zwei Regionen Deutschlands dargestellt, die die Komplexität von Wald- und Landschaftssituationen gut repräsentieren. Es handelt sich um die Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern sowie ländlich geprägte Teile der Stadt Haiger im westhessischen Bergland. In den zwei Beispielregionen erfolgen die Aufnahmen immer gegen 10 Uhr eines Tages (Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern ~10:08 Uhr, Haiger, Hessen ~10:15 Uhr; die Uhrzeit ist bedeutsam, da die Landsat-Daten also nicht die nachmittäglichen Tageszeiten abbilden, die oft am wärmsten sind). Die Daten können mit verschiedenen Programmen analysiert werden. Hier wurden die Cloud-Computing-Plattform GoogleEarthEngine und die integrierte Entwicklungsumgebung RStudio genutzt.

Die Kühlungskapazität wird aus der Abweichung der mittleren Temperatur der heißesten Tage eines Jahres eines definierten Gebiets im Vergleich zu der mittleren Temperatur der Region, in der das

Gebiet liegt, berechnet. Dafür wird zunächst die Region bestimmt (vgl. Kapitel 2.4. Regionalisierung). Alle verfügbaren Temperaturbilder eines Jahres für diese Region werden untersucht, und die Tage des Jahres ausgewählt, deren mittlere Temperatur in der Region über einem festgelegten Schwellenwert liegt. In diesem Beispiel wird der Schwellenwert auf 20°C festgelegt. Dann wird für jedes Gebiet der Mittelwert der heißesten Tage des Jahres bestimmt und mit dem Mittelwert der heißesten Tage des Jahres der Region verglichen.

Im folgenden Beispiel werden unterschiedliche konkrete Ökosystemtypen, die im Rahmen von Vor-Ort-Begehungen verifiziert wurden, auf ihre Kühlungsfunktion für das Jahr 2020 untersucht. Das erste ausgewählte Gebiet ist ein Ausschnitt der der Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 5) (vgl. Kapitel 2.4., Teil des Naturraums D03 Rückland der Mecklenburg-Brandenburgischen Seenplatte).

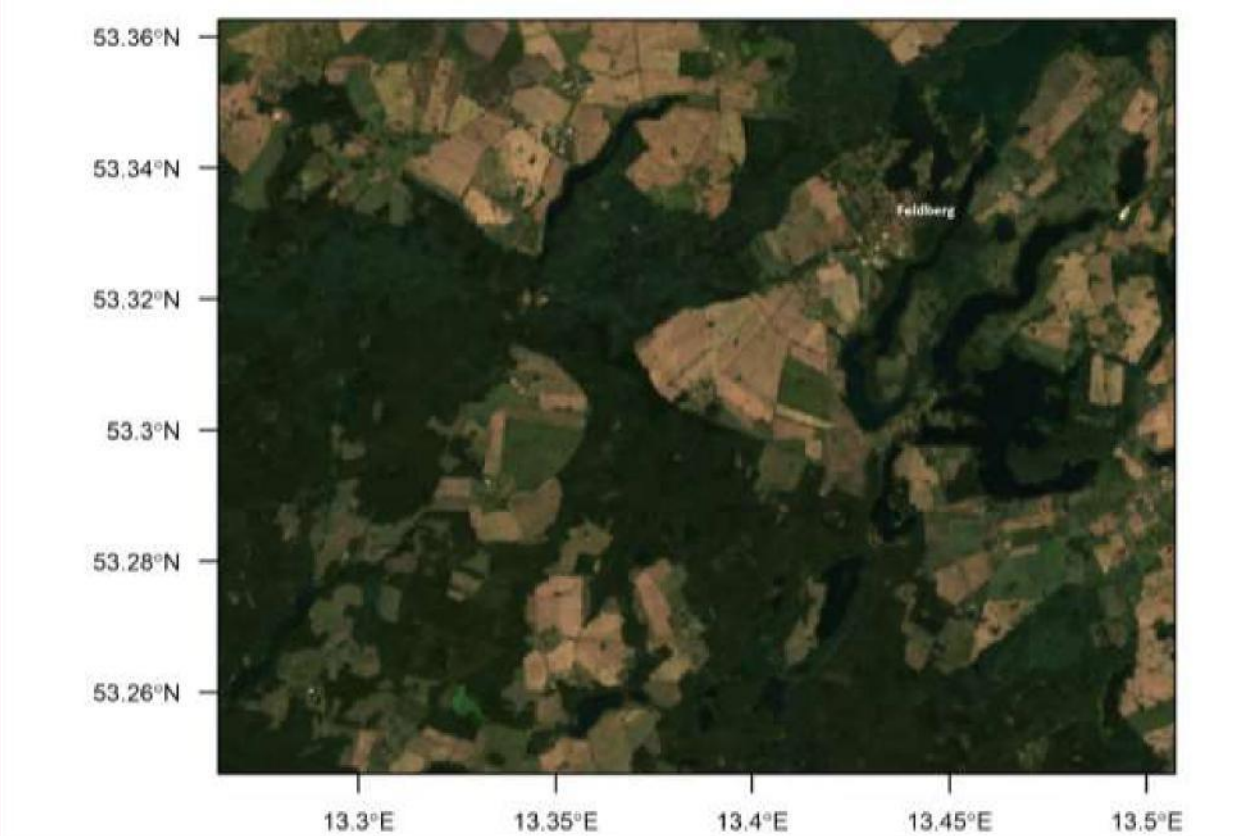

Abb. 5: Ausschnitt der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Aufnahme Juli-Oktober 2020. Datenquelle: Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1, NASA. Projektion: WGS 84).

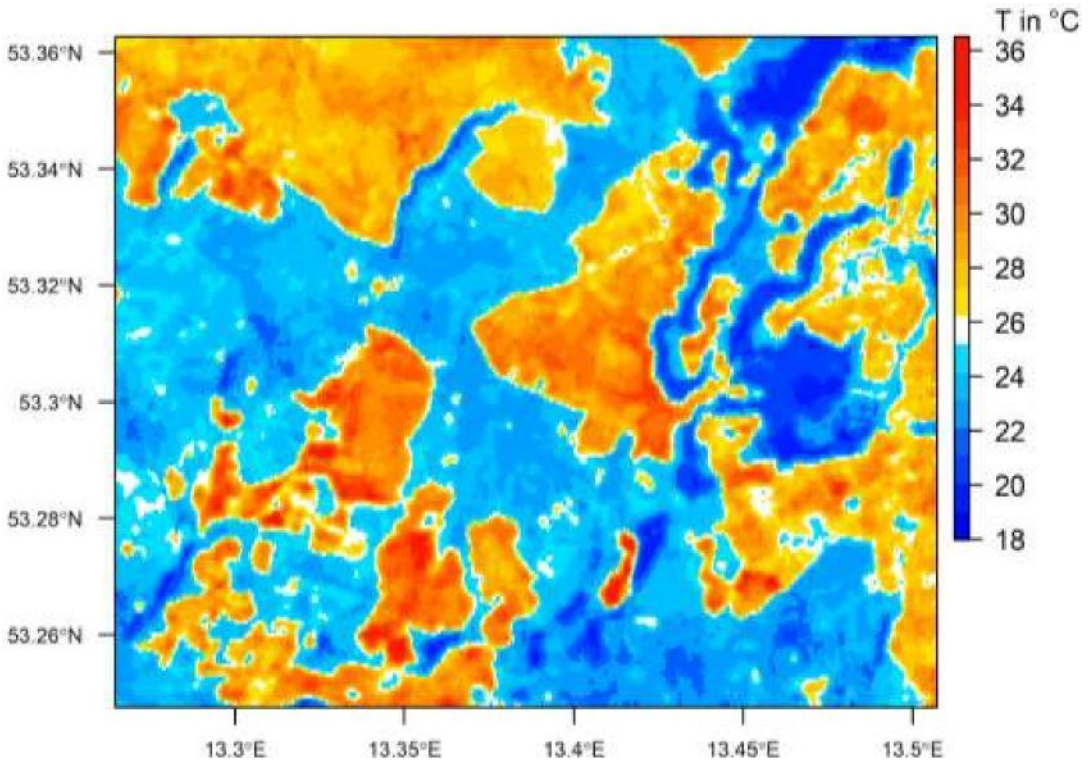

Abb. 6: Kühlungskapazität - Mittelwerte der Oberflächentemperaturen der heißesten Tage (>20 °C) im Jahr 2020 in der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (min = 18.1 °C, max = 36.5 °C, mean = 25.7 °C; Mittelwert in weiß, niedrige Temperaturen blau abgestuft und hohe Temperaturen rot abgestuft. Datengrundlage: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020. Projektion: WG 84).

Für das Jahr 2020 liegen im 16-Tage-Rhythmus der Landsat 8-Mission für die Region 23 wolkenfreie Bilder vor. Davon verzeichneten 11 Tage einen Mittelwert von über 20 °C die in den Monaten April, Juni-September liegen. Der Mittelwert der Region für die 11 Tage liegt bei 25.7 °C (Abb. 6).

In der Region (Abb. 5) wurde eine Berechnung der Verteilung von Oberflächentemperaturen in Waldgebieten (basierend auf Hansen et al. 2013) und Nicht-Waldgebieten für das Jahr 2020 durchgeführt. Karten und Analysen, wie Wald und Nicht-Wald selektiert werden, sind in Kapitel 2.3.3. näher beschrieben. Wie in Abb. 6 basieren die Temperaturdaten auf den verfügbaren heißesten Tagen (> 20 °C) des Jahres 2020. Die Mittelwerte über alle 11 Tage für die Waldgebiete und Nicht-Waldgebiete ergeben eine Differenz von 2.8 °C. Wasserflächen sind Teil der Nicht-Waldgebiete und erhöhen dort auch die Kühlungsleistung. Trotzdem sind Wälder in der Region an heißen Tagen im Mittel 2.8 °C kälter als Nicht-Wald-Gebiete.

Im Folgenden wird die Kühlungsfunktion der Waldgebiete näher betrachtet. Dafür werden ein Ausschnitt der Region (Abb. 5) sowie konkrete Landschaftselemente ausgewählt, die durch Vor-Ort-Begehung verifiziert sind. Die Gebiete umfassen Wasser-, Agrar- und unterschiedliche Waldflächen (Abb. 7).

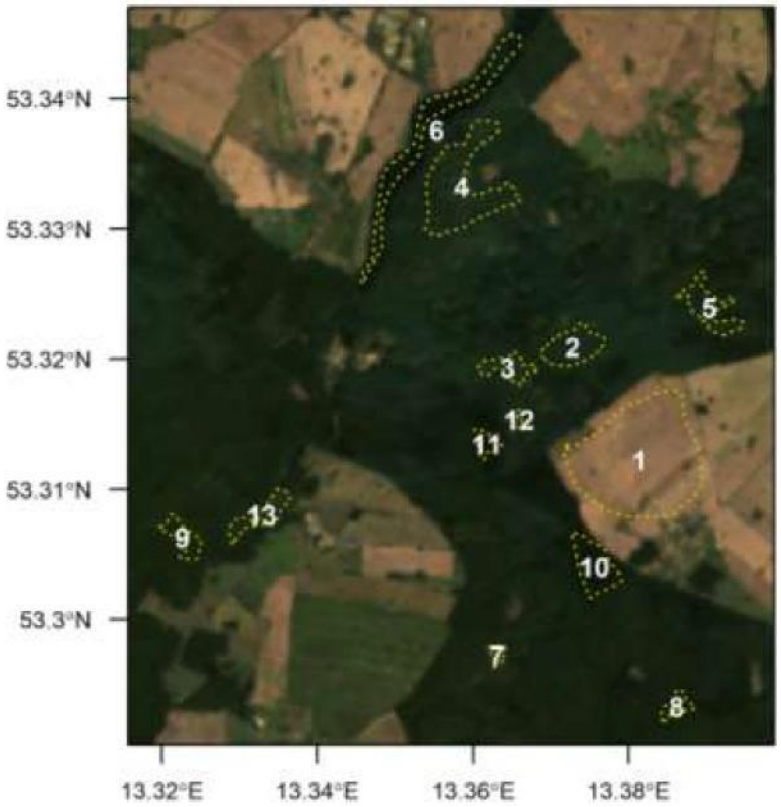

Abb. 7: Detailübersicht ausgewählter Flächen im Gebiet der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern. Datenquelle: Landsat 8, NASA, Aufnahme Juli-Oktober 2020. Legende: 1 Agrarfläche, 2 Alter Buchenwald (Ausschnitt der Kernzone des NSG Heilige Hallen), 3 - 5 aufgelichteter Buchenwald, 6 Teil des Dolgener Sees, 7 Großschirmschlag, 8 Kiefernforst, 9 Kiefernbestand (mittelalt), 10 - 11 Fichtenbestand, 12 relativ kahle Aufforstungsfläche, 13 Schirmschlag (Kiefer).

Die Kühlungsfunktion der einzelnen Gebiete in der Region kann über den Vergleich der Mittelwerte der Temperaturen an den heißesten Tagen ermittelt werden. Dafür werden alle Pixel (30 x 30 m Auflösung der Landsat Daten) der ausgewählten Gebiete untersucht. Zunächst wird für die Vergleichbarkeit das kleinste Gebiet (Gebiet 12) untersucht und für alle anderen Gebiete die gleiche Pixelanzahl (n=27) (*random sampling*) ausgewählt. Die Verteilung der Temperaturwerte in den Gebieten zeigt, dass an den 11 heißen Tagen 2020 Wasserflächen (Gebiet 6) und Wälder im Mittel nicht über 25 °C liegen, während Agarflächen (1) und Schirmschläge (Gebiete 7 und 13) 25 °C im Mittel überschreiten. Aufgelichtete Gebiete, Aufforstungsflächen und Schirmschläge (Gebiete 3,4,5,12,13) verzeichnen bis zu 2 °C höhere Temperaturen als Wasser und alte Buchenbestände wie im NSG Heilige Hallen (Gebiete 6 und 2) (Abb. 8).

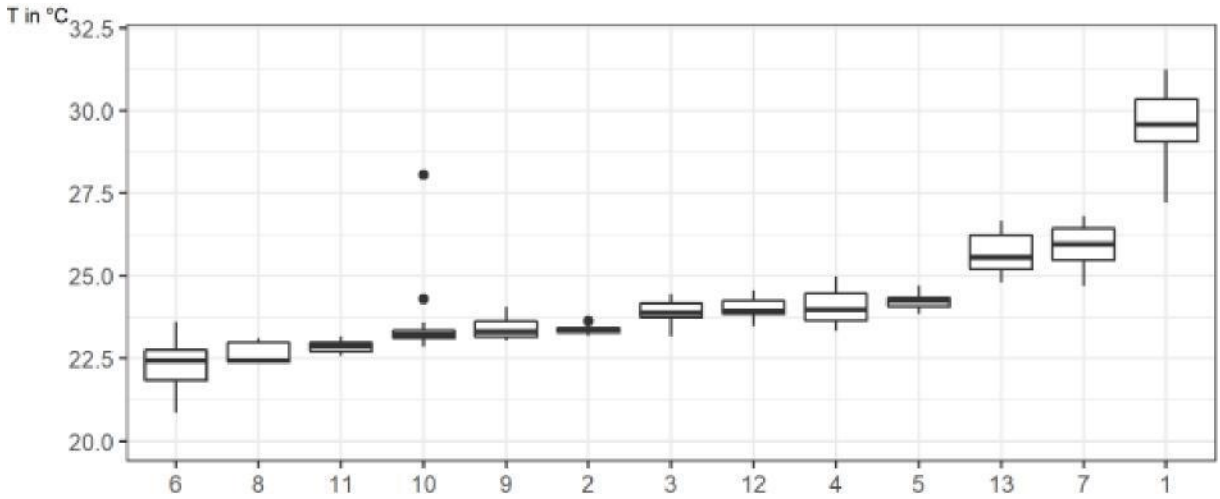

Abb. 8: Kühlungskapazität - Ausgewählte Flächen in der Feldberger Seenlandschaft: Verteilung der Mittelwerte der Oberflächentemperaturen an den heißesten Tagen (>20 °C) im Jahr 2020. 11 Tage lagen in dieser Region im Mittel über 20 °C. Die Mittelwerte für diese Tage für jeden Pixel (Auflösung 30 m, Landsat 8, Ermida et al 2020) wurden nach den 13 Ausschnitten gruppiert. Die fetten waagerechten Linien innerhalb eines Boxplots stellen den Median, die senkrechten Linien die Streuung der Werte und Punkte Ausreißerwerte dar. Die Pixelauswahl richtet sich nach dem kleinsten Gebiet (12): Aus allen Gebieten (außer 12) wurden 27 Pixel zufällig ausgewählt.

Foto 1: Aufgelichteter Buchenwald mit vereinzelten mittelalten Bäumen, gebüschartiger Buchen-Regeneration und vergrasten Rückegassen in unmittelbarer Nachbarschaft des NSG Heilige Hallen, Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Fläche 3 in Abb. 7/13/22; Winteraspekt, Dezember 2020; Foto: P. Ibisch).

Foto 2: Alter, struktur- und totholzreicher Buchenwald mit geschlossenem Kronendach in der Kernzone des NSG Heilige Hallen, Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Fläche 2 in Abb. 7/13/22; August 2018; Foto: P. Ibisch).

Über eine zweite Mittelgebirgs-Beispielregion soll verdeutlicht werden, wie die Kühlungsfunktion erheblich durch Kahlschläge sowie Waldregeneration auf Kahlschlägen beeinflusst wird. Die Beispielregion (Abb. 9) liegt in der Gemeinde Haiger im Naturraum D46 im Westhessischen Berg- und Beckenland (vgl. 2.4.).

Foto 3: Kahlgeschlagene und geräumte Fichten-Monokultur in Haiger, Hessen (im Zentrum der Abb. 10; Mai 2020; Foto: P. Ibisch).

Die Darstellung der Mittelwerte der heißesten Tage (> 20 °C) 2020 ergibt sich aus 15 Bildern von 134 verfügbaren wolkenfreien Bildern der Landsat 8-Mission (Abb. 10). Kahlschläge und Kalamitätsflächen wurden manuell und visuell mit GoogleEarth ausgewählt und datiert. Das Jahr des Kahlschlagens ist auf der Karte verzeichnet.

Abb. 9: Ausschnitt Westhessisches Berg- und Beckenland, Stadt Haiger, Hessen. (Aufnahme Juli-Oktober 2020. Datenquelle: Sentinel S2 SR, Copernicus, 10 m Auflösung. Projektion: WGS 84).

Es ist deutlich zu erkennen, dass Kahlschläge der letzten Jahre (ca. 2014-2020) hohe mittlere Temperaturen verzeichnen. Diese können sich in Temperaturbereichen von Ortschaften und landwirtschaftlichen Flächen bewegen. Ebenso sind ältere Kahlschläge früherer Jahre (2002-2009) in Teilen nahe dem Mittelwert der Region und nicht so kühl wie Waldflächen, die nicht gerodet wurden (Abb. 10). In diesem Falle hat es mehr als 6 Jahre gedauert, bis Waldsukzessionsflächen nach Kahlschlag wieder eine relative Kühlungsleistung entwickeln. Die Oberflächentemperatur und damit der Beitrag zur Landschaftserwärmung scheinen insbesondere von größeren Kahlschlägen auszugehen.

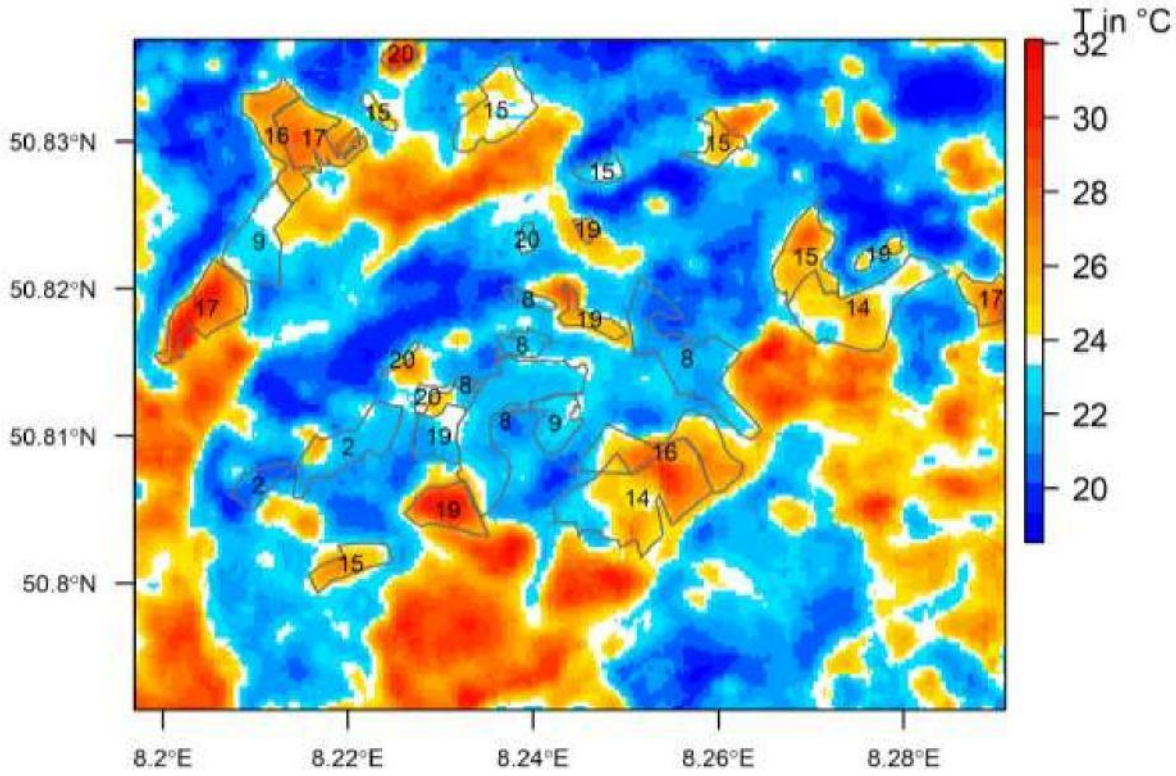

Abb. 10: Mittelwerte der Oberflächentemperaturen der heißesten Tage (>20 °C) im Jahr 2020 in der Region Haiger, Hessen (min = 18.5 °C, max = 32.1 °C, mean = 23.4 °C). (Mittelwert in weiß, niedrige Temperaturen blau abgestuft und hohe Temperaturen rot abgestuft. Grau umrandete Gebiete zeigen ausgewählte Kahlschläge und Kalamitätsflächen. Die dazugehörigen Zahlen zeigen die Jahreszahl (z.B. 19 für 2019) der Oberflächenveränderung (z.B. Kahlschlag) an. Datengrundlage: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020).

Schlussfolgerung und Empfehlung

Die Kühlungsfunktion kann mit Hilfe der Auswertung von Oberflächentemperaturen heißer Tage zuverlässig bestimmt werden. Hochaufgelöste Satellitendaten sind ein valides Mittel, um allgemein die Leistungsfähigkeit von Wald zu quantifizieren (Wald ist kühler als Nicht-Wald), als auch um Gebiete im Vergleich zu ihrer Region einordnen zu können. Mit Hilfe der Auswertung der Oberflächentemperaturen heißer Tage eines Jahres kann berechnet werden, um wieviel Grad Celsius bzw. Prozent ein Waldort vom regionalen Mittelwert der heißesten Tage eines Jahres abweicht. Sind die mittleren Temperaturen eines Waldortes niedriger als der regionale Mittelwert, kann von einer Kühlungsfunktion des Waldortes gesprochen werden.

Bezeichnung und Kurzbeschreibung des Indikators	**Kühlung.** Gemessen durch die mittlere Landschaftsoberflächentemperatur. Verhältnis der mittleren Temperatur des gewählten Raumes (Waldort) zur mittleren Temperatur des Naturraumes
Maßeinheit	°C
Datenquelle(n)	Vorprozessiert ● MODIS MOD11, 1 km ● Sentinel 3 - SLSTR, 1 km

	• (Landsat 8, 30 m) Code verfügbar Rohdaten • Sentinel, Landsat, MODIS
Räumliche Auflösung	30 x 30 m (Landsat), 10 x 10 m (Sentinel)
Monitoring Intervall	Jährlich
Wichtige Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesem Parameter	• Qualität der Satellitendaten variiert mit Wolkenvorkommen; Emissivität und weiteren Parametern
Angabe / Schätzung des Konfidenzintervalls (in %)	Nicht bestimmt

2.3.2 Vitalität der Vegetation

Relevanz

Mit der Vitalität der Vegetation ist v.a. die Funktionalität des Photosyntheseapparats gemeint, die mithilfe von Fernerkundungstechnologie gemessen werden kann. Da die Vegetation je nach Zustand unterschiedliche spektrale Wellenlängen reflektiert, die in den Satellitenaufnahmen dokumentiert werden, können so unterschiedliche Eigenschaften untersucht werden. Der *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) („normierter differenzierter Vegetationsindex) ist der weltweit am häufigsten verwendete Vegetationsindex. Es gibt vielerlei Anwendungen des NDVI zur Beurteilung des Zustandes von Wäldern, die Effekte diverser Stressoren oder die Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen (z.B. Udelhoven et al. 2009, Götze et al. 2010, Sun et al. 2011, Lambert et al. 2015, Vicente-Serrano et al. 2016, Baumbach et al. 2017, Zhao et al. 2020).

Methodische Details und Umsetzung

Der NDVI wird aus den Kanälen des sichtbaren (roten) Lichts (VIS) (Wellenlängen von 0.4 bis 0.7 µm) und des Nahinfrarot-Lichts (NIR) (Wellenlängen von 0.7 bis 1.1 µm) von Fernerkundungsdaten berechnet (Didan et al. 2015).

$$NDVI = \frac{NIR - VIS}{NIR + VIS}$$

Das sichtbare Licht wird vom Chlorophyll, dem grünen Farbstoff in den Pflanzen, für die Photosynthese absorbiert. Das Nahinfrarot-Licht wird von den Zellstrukturen der Blätter reflektiert. Je mehr Blätter eine Pflanze hat, desto mehr VIS wird absorbiert und NIR reflektiert. Der NDVI wird zwischen -1 und 1 angegeben. Negative und gering positive Werte deuten auf abiotische Oberflächen wie Wasser, Gestein oder nicht-pflanzliches Material hin. Positive Werte zeigen das Vorkommen von Vegetation an und Werte nahe 1 weisen auf Flächen mit hoher Vegetationsbedeckung hin. Ein hoher Wert weißt nicht nur auf eine hohe Vegetationsbedeckung hin, sondern kann auch eine hohe Vitalität der Vegetation bedeuten (vgl. z. B. Bajocco et al. 2012). Bei sehr hoher Vegetationsdeckung (wie tropischer Regenwald) ist der NDVI wenig differenziert. Dafür wurde der *Enhanced Vegetation Index* (EVI) entwickelt. In den gemäßigten Breiten erfüllt der NDVI jedoch hinreichend seine Funktion.

Anders als bei der Bewertung der Kühlungsfunktion, bei der eine ganze Region und die heißesten Tage eines Jahres untersucht werden, werden bei der Untersuchung der Vitalität nur von Wald bedeckte Gebiete der Region betrachtet und alle verfügbaren Tage der Sommermonate (Juni, Juli, August) verwendet. Die Erklärung für den Ausschluss von anderen Flächenbedeckungen als Wald für den regionalen Vergleich ist in der Funktionsweise des Indikators begründet. Dicht mit Vegetation bedeckte Gebiete zeigen einen Wert von ca. 0.5 bis 1 auf. Offenlandflächen, Städte, Wasser und andere Flächen liegen bei 0 oder geringer (siehe Abb. 12). Diese Flächen weisen ein anderes Artenspektrum auf, können sich durch regelmäßige Landnutzungen kurzfristig stark verändern (z.B. landwirtschaftliche Ernte) und würden den regionalen Vergleichswert verzerren. Für die Untersuchung der Vitalität werden nicht die heißesten Tage eines Jahres betrachtet, da durch den potentiell damit im Zusammenhang verursachten Trockenstress ein verzerrtes Bild der Vegetation dargestellt wird. Daher wird für die Berechnung der Vitalität für jeden Pixel (basierend auf Landsat 8 Mission mit 30 m x 30 m Auflösung) der "grünste" Pixel (also der höchste Wert) aus allen wolkenfreien, verfügbaren Tagen der Sommermonate (Juni, Juli, August) eines Jahres ausgewählt. Die Auswahl des "grünsten" Pixels der Sommermonate hat weitere Vorteile. Nebeneinanderliegende Flugbahnen der Satelliten nehmen zu unterschiedlichen Uhrzeiten Daten auf, sodass nebeneinanderliegende Pixel nicht unbedingt von der gleichen Aufnahme stammen. Verschiedene Pflanzenarten haben zu unterschiedlichen Zeiten ihre produktivste Phase. Wenn Pixel mit dem höchsten gemessenen Wert einer Zeitreihe ausgewählt werden, können also Pixel mit ihrer höchsten "Grünheit", also Vegetation photosynthetisch aktiv ist, miteinander verglichen werden.

Die Verwendung des Indikators wird anhand gleichen Region wie die Darstellung der Kühlungsfunktion vorgestellt (Abb. 11). Aus den 23 verfügbaren, wolkenfreien Aufnahmen der Landsat 8-Mission für das Jahr 2020 werden die 12 Bilder ausgewählt, die in den Sommermonaten Juni, Juli und August erhoben werden. Der Mittelwert in der Region zeigt hohe NDVI-Werte in den Waldgebieten und geringe Werte in Agrar-, Wasser,- und urbanen Flächen (Abb. 12). Für die weitere Analyse einzelner Waldgebiete und dem Vergleich mit dem regionalen Mittelwert werden nur Waldflächen ausgewählt.

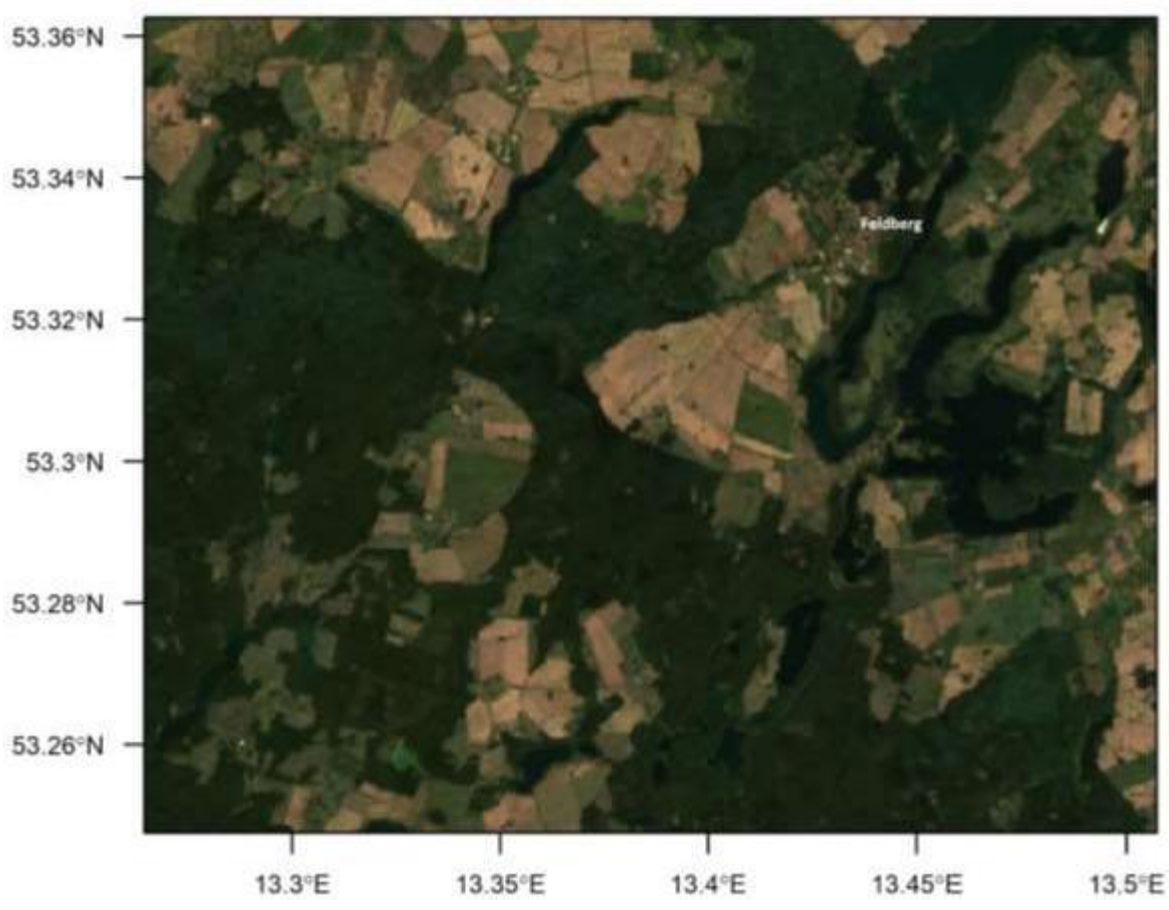

Abb. 11: Ausschnitt der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Aufnahme Juli-Oktober 2020. Datenquelle: Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1, NASA. Projektion: WGS 84).

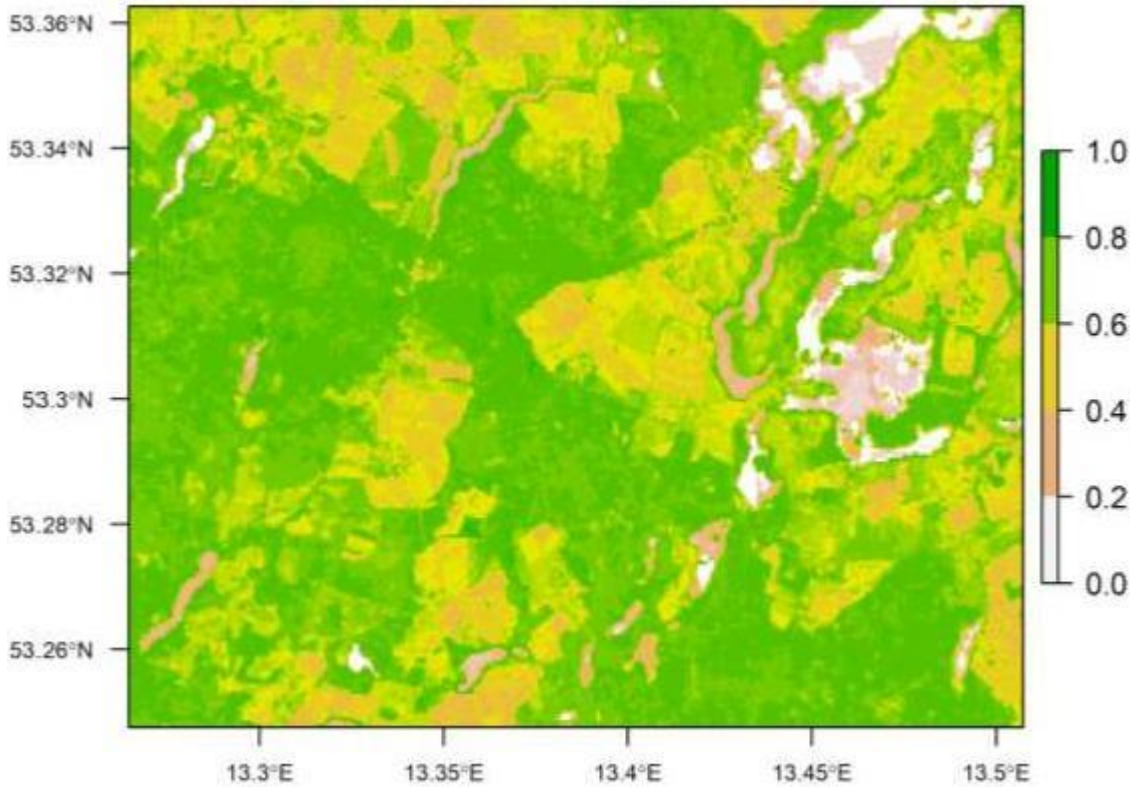

Abb. 12: Vegetationsvitalität (NDVI) in der der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern, Mittelwerte der Sommermonate Juni-August 2020 (Ausschnitt der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern. Datengrundlage: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020).

Im Folgenden wird die Vitalität unterschiedlicher Waldflächen näher untersucht. Dafür wird wie für die Untersuchung der Kühlungsregion ein Ausschnitt der Region (Abb. 11) gewählt und Waldgebiete ausgewählt, die durch Vor-Ort-Begehung verifiziert sind (Abb. 13).

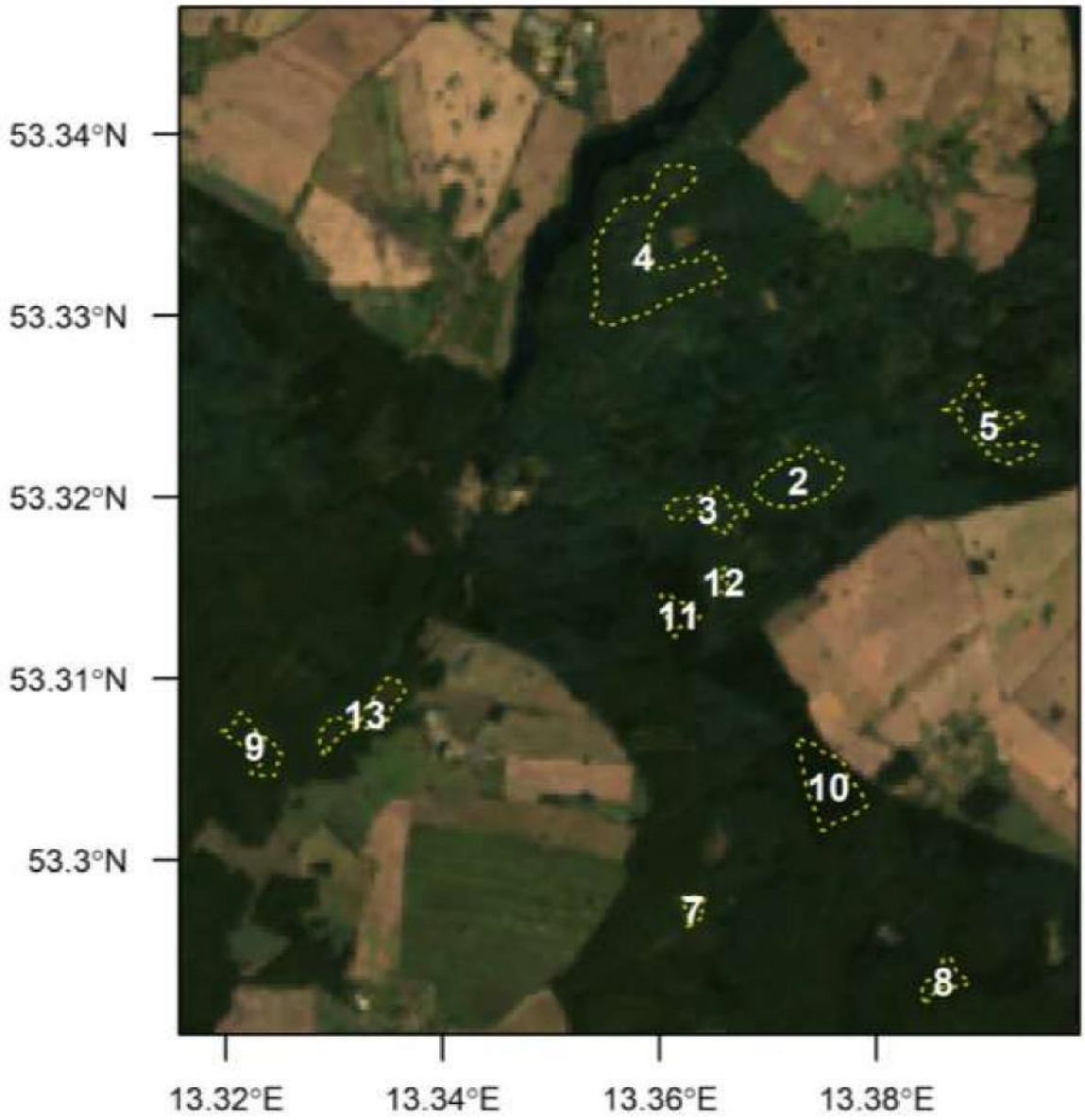

Abb. 13: Übersicht der ausgewählten Waldflächen im Gebiet der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Datenquelle: Landsat 8, NASA, Aufnahme Juli-Oktober 2020. Legende: 2 Alter Buchenwald, 3 - 5 aufgelichteter Buchenwald, 7 Großschirmschlag, 8 Kiefernforst, 9 Kiefernbestand (mittelalt), 10 - 11 Fichtenbestand, 12 relativ kahle Aufforstungsfläche, 13 Schirmschlag (Kiefer)).

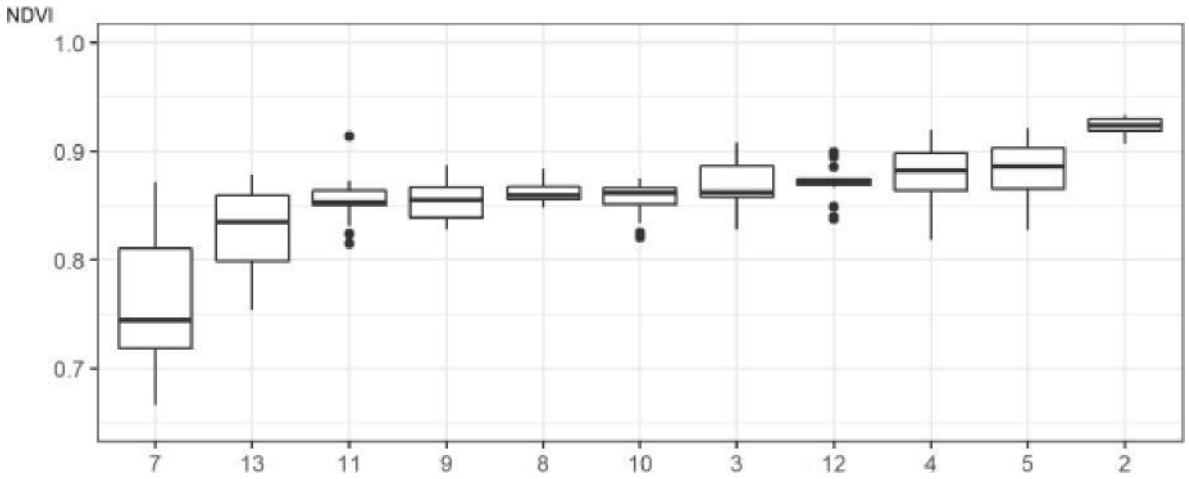

Abb. 14: Vitalität - Verteilung der Mittelwerte der "grünsten" NDVI-Werte für ausgewählte Waldflächen in der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern in den Sommermonaten Juli-August 2020 (aus 12 Bildern; die höchsten Werte für diese Tage für jeden Pixel [Auflösung 30 m, Landsat 8, Ermida et al 2020] wurden nach den 11 Wald-Ausschnitten gruppiert. Die Pixelauswahl richtet sich nach dem kleinsten Gebiet (12): Aus allen Gebieten (außer 12) wurden 27 Pixel zufällig ausgewählt).

Die Vitalität der Vegetation der einzelnen Gebiete in der Region kann über den Vergleich der Mittelwerte des höchsten NDVI-Wertes pro Pixel ermittelt werden. Dafür werden alle Pixel (30 m x 30 m Auflösung der Landsat-Daten) der ausgewählten Gebiete untersucht. Zunächst wird für die Vergleichbarkeit das kleinste Gebiet (Gebiet 12) untersucht und für alle anderen Gebiete die gleiche Pixelanzahl (n=27) (*random sampling*) ausgewählt. Die Verteilung des Indexes in den Gebieten zeigt, dass für die Sommermonate 2020 die "grünsten" Flächen der alte Buchenwald (Gebiet 2) und aufgelichtete Buchenwälder (Gebiete 4 und 5) sind (Abb. 14). Schirmschläge (Gebiete 7 und 13) hingegen weisen deutlich geringere NDVI-Werte auf.

Zur weiteren Erkundung der vitalen Eigenschaften der einzelnen Gebiete kann alternativ eine Analyse der "am wenigsten grünen" Pixel, also jeweils die geringsten NDVI Werte jedes Pixels, durchgeführt werden. Auch hier ist zu erkennen, dass vor allem in Schirmschlägen (Gebiete 7 und 13) und einem Kiefernforst (Gebiet 8) im Mittel niedrige, und damit wenig vitale Oberflächen aufzeigen. Dagegen sind alter Buchenwald (Gebiet 2), aufgelichtete Buchenwälder (Gebiete 3-5) und mittelalter Kiefernforst (Gebiet 9) vitaler (Abb. 15).

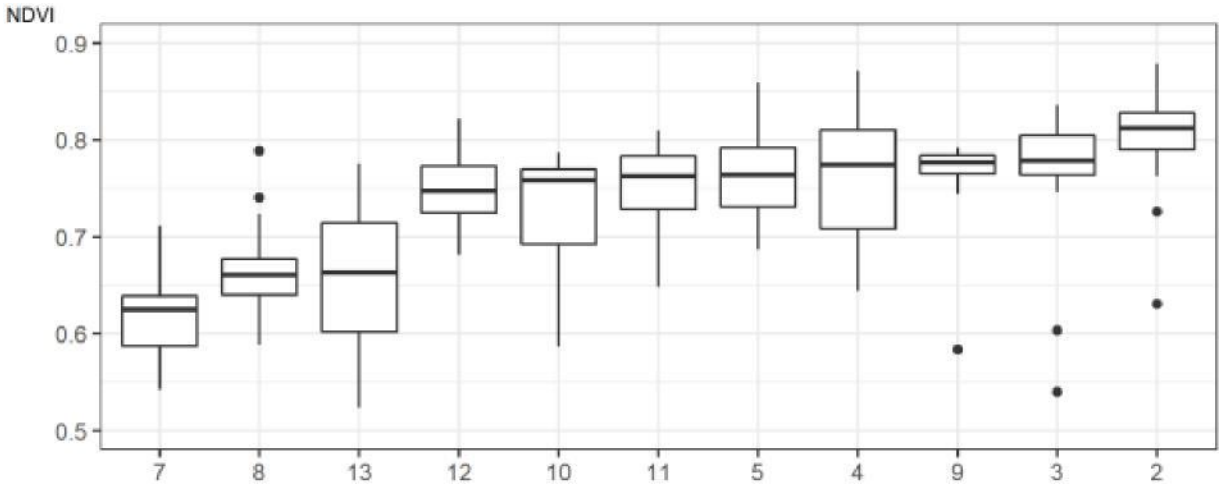

Abb. 15: Vitalität - Verteilung der Mittelwerte der "am wenigsten grünen" NDVI-Werte für ausgewählte Waldflächen in der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern in den Sommermonaten Juli-August 2020 (aus 12 Bildern; die niedrigsten Werte für diese Tage für jeden Pixel (Auflösung 30 m, Landsat 8, Ermida et al 2020) wurden nach den 11 Wald-Ausschnitten gruppiert. Die Pixelauswahl richtet sich nach dem kleinsten Gebiet (12): Aus allen Gebieten (außer 12) wurden 27 Pixel zufällig ausgewählt).

Schlussfolgerung und Empfehlung

Der satellitendaten-basierte normierte differenzierte Vegetationsindex (*Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) ist ein geeigneter Indikator um die Vitalität der Vegetation abzuschätzen. Die Auswahl des "grünsten" Pixels aus der verfügbaren Reihe von Satellitenaufnahmen der Sommermonate ermöglicht es, Gebiete in ihrer Vitalität zu vergleichen und zwischen vitalen (z.B. alter Buchenwald) und gestörten (z.B. Schirmschläge) Waldgebieten zu unterscheiden. Für den regionalen Vergleich kann der Mittelwert aller "grünsten" Pixel eines Gebietes mit dem Mittelwert der "grünsten" Pixel der Waldflächen einer Region für die Sommermonate eines Jahres verglichen werden. Ist der Mittelwert eines Gebietes gleich oder höher als der Mittelwert der Region, kann von einer vitalen Fläche gesprochen werden.

Bezeichnung und Kurzbeschreibung des Indikators	**Normierter differenzierter Vegetationsindex (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI).** Kann über die Differenz der Intensität von sichtbarem und Nah-Infrarotlicht die Menge an Vegetation abschätzen.
Maßeinheit	Index 0 - 1 (ohne Einheit)
Datenquelle(n)	• Sentinel • Landsat • MODIS
Räumliche Auflösung	Sentinel 10 m, Landsat 30 m, MODIS 250 m
Monitoring Intervall	Index 0 - 1 (ohne Einheit)

Wichtige Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesem Parameter	• Der Index unterscheidet nicht zwischen "kranker" Vegetation und "lichter" Vegetation
Angabe / Schätzung des Konfidenzintervalls (in %)	Nicht bestimmt.

2.3.3 Biomasse

Relevanz

Die Gesamtbiomasse aller Wälder in Deutschland beträgt 2,3 Gt, und die gesamte oberirdische Holzproduktivität liegt bei 43 Mt/Jahr (Fischer et al. 2019). Biomasseproduktion und -erhaltung gehören im systemökologischen bzw. thermodynamischen Sinne zu den wichtigsten Zielfunktionen in Ökosystemen (Fath 2017). Biomasse steht in besonderem Maße für die physikalische Arbeitsfähigkeit von Ökosystemen. Sie ist Ergebnis der ökosystemaren Produktivität, ist die energetische Grundlage des Ökosystems bzw. stellt einen Energiespeicher dar (Öko-Exergie) und bildet die Strukturen, welche maßgeblich die Lebensraum- und Standortbedingungen beeinflussen.

Die ökosystemare Biomasse wurde im Zuge des Klimaschutzdiskurses zusehends auf den Kohlenstoffspeicher reduziert, was leicht zu verkürzten Argumentationen führt, etwa wenn die im Ökosystem vorgehaltenen Kohlenstoffvorräte mit denjenigen in Holzprodukten bzgl. der Relevanz von Ökosystemleistungen bilanziert werden. Waldbiomasse hat einen globalen Wert als Kohlenstoffspeicher (und Senke), aber ist lokal ein Schlüsselfaktor für die Funktionstüchtigkeit der Ökosysteme. Wesentliche emergente Eigenschaften derselben gehen auf die pflanzliche Biomasse zurück, insbesondere in Wäldern mit ihrer dreidimensionalen Architektur. Vor allem die Baum-Biomasse beeinflusst die mikroklimatische Regulation durch Ausbildung eines Waldbinnenklimas (u.a. Windruhe, Beschattung), stellt einen Wasserspeicher und thermische Masse dar, ist Quelle für sich zersetzendes organisches Material (Totholz, Laubstreu), welches u.a. Bodenbildung und Wasserrückhaltefähigkeit beeinflusst.

Große Biomassevorräte werden aus waldbaulicher Perspektive zusehends als Risiko betrachtet (z.B. weil ältere Bäume anfälliger gegenüber Sturmwurf oder Trockenheit seien); aus ökosystemarer Perspektive wirkt die Biomasse jedoch puffernd gegen Störungen und Schwankungen von Umweltbedingungen. Biomassereiche ältere Wälder haben eine geringere Sensitivität gegenüber dem Klimawandel; auf umfangreichen Daten (zu nordamerikanischen Wäldern) beruhende Studien kamen zum Ergebnis, dass die die Erhaltung und Verbesserung älterer und biomassereiche Wälder, für die Bewahrung und Förderung von Ökosystemleistungen günstig sind (Thom et al. 2019). Biomasse- und Strukturreichtum stabilisieren und fördern die Produktivität in Wäldern (Dolezal et al. 2020).

Die Gesamtbiomasse ist als Indikator für die längerfristige Funktionalität eines Waldökosystems besonders aussagekräftig. Dazu gehören neben der ober- und unterirdische (Wurzeln) Biomasse auch Totholz sowie im Boden gebundener Kohlenstoff. Bei der Bewertung von Ökosystemleistungen ist die Einbeziehung der Gesamtbiomasse ist auch mit Bezug zum Prinzip der Fairness wichtig, lässt er doch Rückschlüsse auf das Waldökosystemmanagement der letzten Jahrzehnte oder ggf. Jahrhunderte zu.

Dies ermöglicht somit eine Vergütung aktueller Waldökosystemleistungen, welche auch auf umsichtigem und erfolgreichem Waldökosystemmanagement der Vergangenheit beruht.

Methodische Details und Umsetzung

Die (Gesamt) Biomasse einzelner Waldökosysteme lässt sich in Deutschland aktuell nur großflächig auf Basis der Bundeswaldinventur berechnen oder kleinräumig auf Basis von (oft veralteten) Forsteinrichtungsdaten schätzen. Die Berechnung oberirdischer Lebendbiomasse und Darstellung als Biomassekarte auf Basis von Fernerkundungsdaten (hauptsächlich *Synthetic Aperture Radar - SAR*), *Light Detection and Ranging* - LiDaR - (an Kleinflugzeugen montiert), Waldinventurdaten und Modellierung ist aber inzwischen ohne weiteres möglich und vor allem in tropischen Waldgebieten gängige Praxis, auch um die hohen Kosten und den Zeitaufwand einer bodenbasierten Waldinventur zu reduzieren (vgl. Csillik et al. 2019; Rodríguez-Veiga et al. 2019; Zhang et al. 2019; Asner et al 2018; Berninger et al. 2018; Xu et al. 2017; Urbazaev et al. 2018; Asner et al. 2013; Asner et al. 2012).

Auch in Europa und den USA wird mit der komplementären Nutzung von SAR und LiDaR Daten zur Berechnung von Biomasse experimentiert (vgl. Saarela et al. 2020; Huang et al. 2019; Laurin et al. 2018; Joshi et al. 2015; Kaasalainen et al. 2015). Als Konkurrenzprodukt zu klassischen nationalen Waldinventuren in Mitteleuropa eignen sich fernerkundungsbasierte Biomasseschätzungen- und Karten nur bedingt, da die Unsicherheit der Gesamtbiomasseschätzung z.B. für die Treibhausgasberichterstattung i.d.R. höher ist (Hill et al. 2013; Avitabile und Camia 2018). Auf Fernerkundungsdaten basierende Biomasse-Karten haben jedoch den Vorteil einer höheren räumlichen (z.B. 1 ha) und zeitlichen Auflösung (z.B. jährlich), weshalb sie sich als Datenquelle für dieses Förderinstrument anbieten.

Großflächige State-of-the-Art-Biomassekarten werden auf Basis der folgenden Daten und Methoden erstellt:

- Satellitengestützte SAR Daten, i.d.R. ALOS PALSAR 2 / Tandem-X Backscatter Daten;
- GEDI oder Leichtflugzeug-basierte LIDAR Stichprobendaten
- Bodenbasierte Stichprobenpunkte (Höhe, BHD, Baumarten zur Biomasseberechnung); Nutzung existierender Waldinventurdaten oder separater Stichprobenpunkte
- Regressionsmodelle, kNN-Algorithmen oder "*Machine Learning*" zur Korrelation und Extrapolation von Referenzdaten (Inventurdaten, LIDAR) mit SAR und ggf. anderen optischen Fernerkundungsdaten (z.B. Landsat 8, Sentinel 2).

SAR Sensoren liefern Informationen über die vom bestrahlten Ziel rückgestreute Energie. SAR-Sensoren nutzen unterschiedliche Wellenlängen (Bänder), diese haben unterschiedliche Fähigkeiten Waldstrukturen zu durchdringen. P- und L-Bänder bieten eine stärkere Rückstreuung von Ästen und Stämmen im Vergleich zu X- und C-Bändern, die die meiste Energie von Blättern und Nadeln sammeln (Beaudoin et al. 1994, Saatchi und McDonald 1997, Brolly und Woodhouse 2014). Abb. 16 gibt einen Überblick über die verschiedenen Bänder / Wellenlängen und ihre Fähigkeit, Waldstrukturen zu durchdringen.

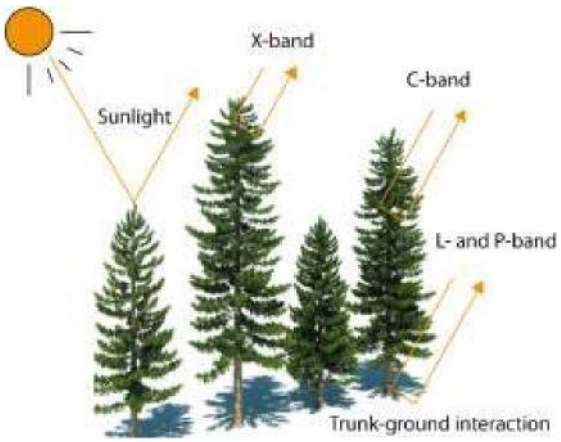

Abb 16: Verschiedene SAR Bänder und Wellenlängen und ihre Fähigkeit, Waldstrukturen zu durchdringen (optische Sensoren zum Vergleich; Quelle: Persson 2014).

Nach der Aufbereitung des SAR Rückstreuungsignals ist die Herstellung einer Korrelation zwischen den SAR Rückstreuungsdaten und am Boden gemessener Biomasse möglich. Satelliten bzw. Sensoren mit L-Band haben sich als am besten für die Biomasseschätzung erwiesen (Rosenqvist et al 2007; Thiel et al 2006). Peregon und Yamagata (2013) berechnen die Biomasse für Laub- und Mischwälder der in West-Sibirien auf Grundlage von ALOS (L-Band) Daten und geben für die Biomasse Schätzung (Mittelwert) die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (Prognosefehler) mit 25-32 % an.

Auch wenn L-Band SAR Daten am besten für die Biomasseschätzung geeignet scheinen, so ist auch die Schätzung von Biomasse auf Grundlage von C-Band SAR Daten möglich. Laurin et al. (2018) erstellen 2 Biomasse Karten für die Provinz Viterbo (Italien), je eine auf Basis von Sentinel 1 (SAR C-Band) und Sentinel 2 (multispektraler optischer Sensor) sowie Sentinel 1 und ALOS 2 (L-Band) mit ähnlichen Prognosefehlern.

Ein Problem bei der Verwendung von SAR-Rückstreuungsdaten zur Schätzung von Waldbiomasse ist die Sättigung des Rückstreuungssignals mit zunehmender Biomasse. Nach Yu und Saatchi (2016) unterscheidet sich die Sättigung stark nach Waldökosystem, von ca. 80 tC/ha für tropische Moorwaldflächen bis hin zu 250 tC/ha für Nadelwälder der gemäßigten Breiten. Joshi et al. (2017) zeigen auf, dass die Sättigung des Rückstreuungsignals stark von der Waldstruktur abhängt (z.B. BHD, Anzahl der Bäume, Baumhöhe). Die Verwendung mehrerer Bänder (z.B. L und X Band; vgl. Englhart et al. 2011) oder die Kombination von SAR L-Band und optischen Sensoren (Sentinel 2; vgl. Laurin et al. 2018) kann dem jedoch entgegenwirken und so Biomasse bis zu 400t Trockenmasse modellieren.

Die stichprobenartige Verwendung von LIDAR (an Bord von Leichtflugzeugen) ist eine weitere Möglichkeit um die Genauigkeit von Biomassekarten zu erhöhen. Im Gegensatz zu Mikrowellen bei SAR werden bei LIDAR Laserimpulse ausgesendet und die Lichtstreuung durch optische Sensoren aufgefangen. LIDAR Daten bestehen aus sog. „Punktewolken“, wobei jeder Punkt für ein Rücksignal steht (siehe Abb. 17). Durch relative niedrige Flughöhen und eine hohe Laserpulsfrequenz können so dreidimensionale Strukturen (z.B. Wälder) mit einer hohen Auflösung erfasst und kartiert werden. Der großflächige Einsatz von Lidar ist kosten- und zeitintensiv. Daher bieten sich LIDAR-Daten hauptsächlich komplementär zu SAR-Daten an.

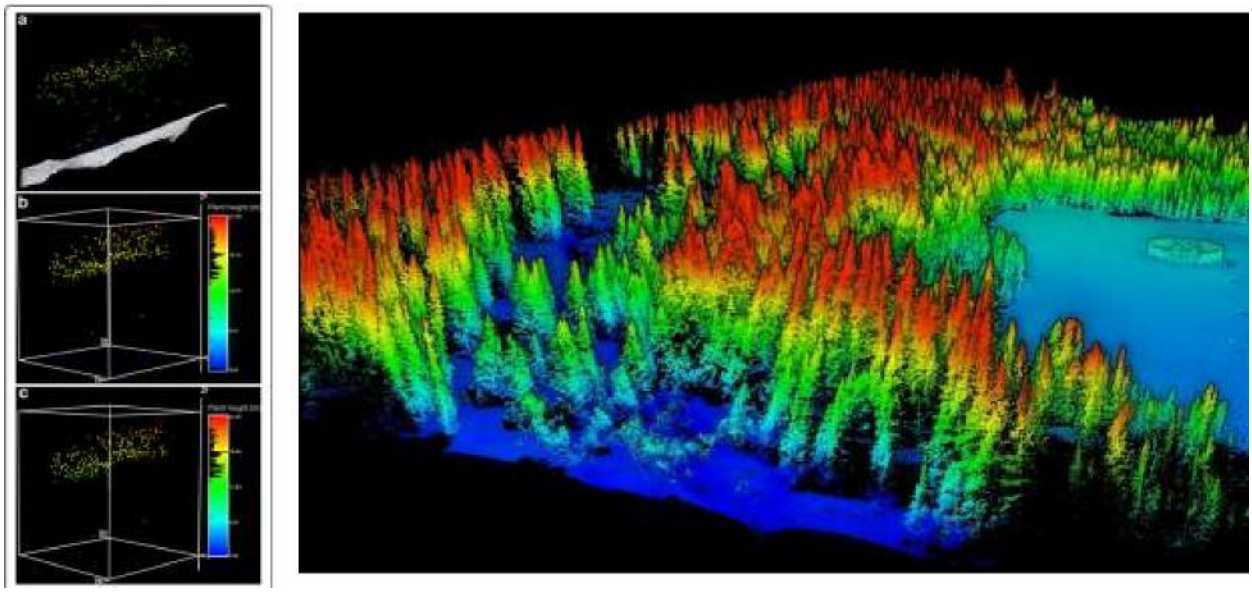

Abb. 17: Beispiel für Lidar-Punktewolken: Links: a) Rohdaten; b) normalisiert durch Höhenmodell; c) Alle Datenpunkt höher 2m von der Bodenoberfläche. rechts: Vegetationshöhenmodell (Quellen: Montagnoli et al. (2015); https://geodetics.com/wp-content/uploads/2019/12/Geodetics%E2%80%99-acquired-dataset-displaying-forested-area-with-elevation-values-ranging-from-blue-lowest-to-red-highest.ng_.png

Kaasalainen et al. (2015) zeigen auf, dass der Vorteil einer zusätzlichen Nutzung von LIDAR hauptsächlich in der Verfügbarkeit eines genauen Höhen- und Vegetationshöhenmodells liegt. Dabei werden anhand z.B. multipler Regressionsmodelle verschiedene LIDAR Parameter (i.d.R. diverse Höhen- und Kronenparameter) auf Ihre Korrelation mit Biomasse geprüft (vgl. Goetz und Dubayah 2011, Joshi et al. 2015, Huang et al. 2019). Aufgrund der hohen räumlichen Auflösung von LIDAR Daten ist eine Kalibrierung mit Waldinventurdaten leichter, v.a. wenn es sich um kleinere Stichprobenpunkte handelt. Am Beispiel von Dänemark zeigen Joshi et al. (2015), wie LIDAR mit Waldinventurdaten kalibriert werden, um dann für eine landesweite Biomassekarte wiederum SAR Daten mit LIDAR Daten zu kalibrieren. Andere Beispiele für den kombinierten Einsatz von Waldinventur-, LIDAR und SAR oder optischen Satellitendaten für Wälder der borealen und temperierten Breiten finden sich bei Huang et al. (2019; Biomassekarte für 3 Ostküstenstaaten Maryland, Pennsylvania und Delaware) sowie Rodríguez-Veiga et al. (2019; u.a. Schweden und Polen).

Bei flächendeckender Verfügbarkeit von LIDAR-Daten kann auch auf die Nutzung von SAR und optischen Satellitendaten verzichtet werden. Nilsson et al. (2017) kombinieren flächig verfügbare LIDAR Daten in Schweden mit den Daten der nationalen Waldinventur, um eine landesweite Karte von forstwirtschaftlich relevanten Attributen zu erstellen, darunter auch Biomasse. Saarela et al. (2020) erstellen auf Basis von LIDAR-Daten und den Daten der nationalen Waldinventur eine hochaufgelöste Biomassekarte (18x18m) für ein Gebiet im mittleren Südschweden. Xu et al. (2018) erstellen jährliche Biomassekarten für die Wälder Kaliforniens von 2005 bis 2014.

Die folgende Abbildung zeigt ein Beispiel einer nationalen Biomassekarte für das Nachbarland Polen mit einer räumlichen Auflösung von 25m (Abb. 18).

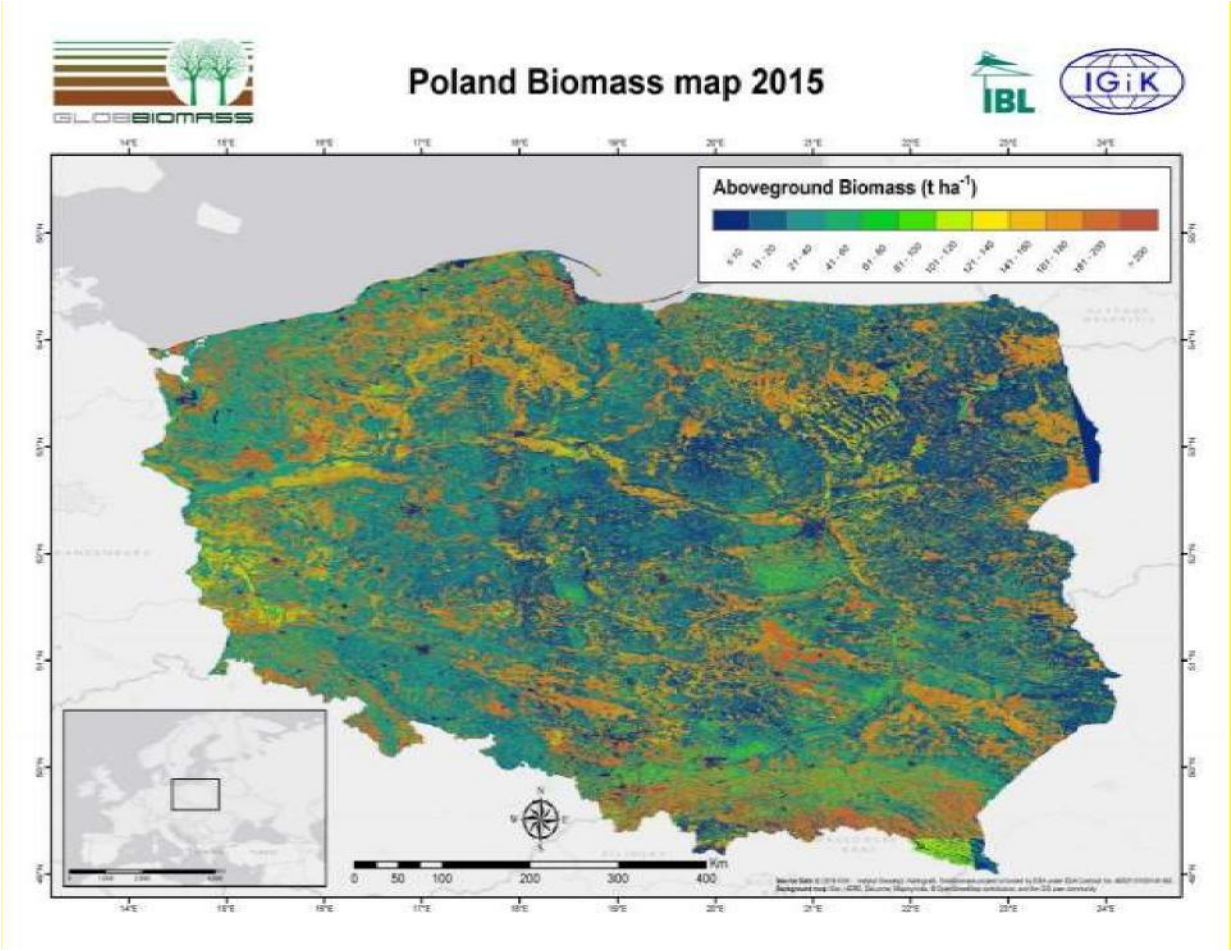

Abb. 18: Nationale Biomassekarte für Polen mit einer Auflösung von 25 m für das Jahr 2015 auf Basis von Waldinventurdaten sowie ALSO PALSAR 2 und Sentinel 1 & 2 Daten (Quelle: GlobBiomass Projekt, Quegan et al. 2017; GlobBiomass, 2016).

Durch die Verfügbarkeit zusätzlicher und weiterer Satelliten mit SAR- und LIDAR-Sensoren dürfte sich die Verfügbarkeit und Präzision von Fernerkundungsdaten zur Quantifizierung von Biomasse in Kürze weiter verbessern, so dass hoch aufgelösten Biomasse Karten für Wälder nichts entgegenstehen sollte (siehe Abb. 19).

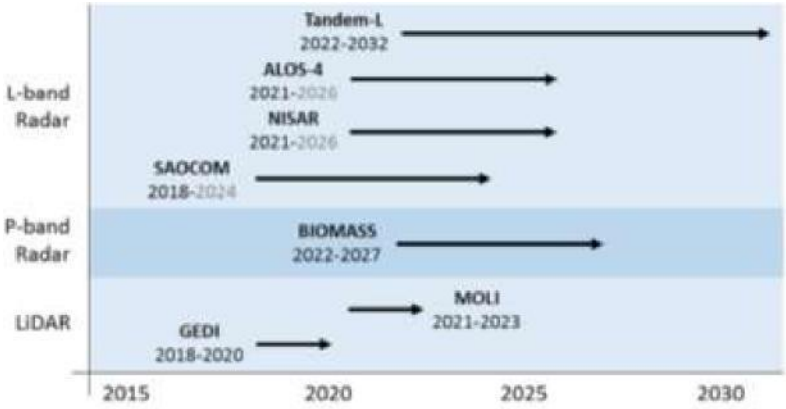

Abb. 19: Übersicht über für Biomasse-Messungen relevante Satelliten (die Pfeile zeigen die erwartete zeitliche Verfügbarkeit von Daten an; SAR & LIDAR; Quelle: Herold et al. 2019).

Schlussfolgerung und Empfehlung

Die Datengrundlage für den Indikator Biomasse ist noch zu entwickeln. Dies ist aber technisch und mit einem leicht vertretbaren Aufwand möglich. Mittelfristig werden sich die verfügbaren Datengrundlagen noch erheblich verbessern.

Für Deutschland bietet sich aufgrund der flächendeckenden Verfügbarkeit die Nutzung von vorhandenen Waldinventur- und LIDAR Daten an, sowie SAR Sensoren (ALOS PALSAR 2, Tandem-X, Sentinel 1) und optische Sensoren (Sentinel 2, Landsat 8) um eine landesweite Biomassekarte z.B. jährlich zu erstellen. Im Gegensatz zu den anderen genannten Indikatoren bedarf es hier einer Vorarbeit, um Waldökosystem-spezifische Biomasse Modelle zu entwickeln (Kalibrierung von LIDAR-Daten anhand von Bundeswaldinventurdaten), welche wiederum mit SAR und optischen Daten für die großräumige Anwendung kalibriert werden müssten. Hierbei handelt es sich jedoch um eine einmalige Arbeit, d.h. die jährliche Erstellung der Biomasse-Karten erfolgt auf Basis frei verfügbarer Fernerkundungsdaten. Auf Grundlage der oberirdischen Baumbiomasse kann die die Wurzelbiomasse anhand Expansionsfaktoren berechnet werden. Eine Quantifizierung der stehenden Totholz-Biomasse ist ggf. möglich, liegendes Totholz und im Boden gebundener Kohlenstoff kann auf Basis der hier verwendeten Fernerkundungsdaten zum jetzigen Zeitpunkt (noch) nicht erfasst werden.

Bezeichnung und Kurzbeschreibung des Indikators	**Oberirdische lebende Baumbiomasse und Wurzelbiomasse.** ggf. Biomasse in stehendem Totholz
Maßeinheit	ttm/ha (Tonnen Trockenmasse pro Hektar)
Datenquelle(n)	Einmalig: ● Bundeswaldinventurdaten ● Leichtflugzeug-basierte LIDAR Daten, GEDI LIDAR Daten, ● Regressionsmodell, kNN-Algorithmus oder “Machine Learning” Modell Jährliche Fernerkundungsdaten: ALOS PALSAR 2, Sentinel 1, Tandem-X SAR, ggf. Sentinel 2,
Räumliche Auflösung	Noch nicht festgelegt. Empfehlung: 25-30m
Monitoring Intervall	Jährlich
Wichtige Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesem Parameter	● Berechnung der Biomasse auf Basis der Bundeswaldinventurdaten (Allometrie) ● Korrelation der Waldinventurdaten mit LIDAR Daten ● Korrelation der LIDAR Daten mit SAR und/oder anderen Fernerkundungsdaten
Angabe / Schätzung des Konfidenzintervalls für den Mittelwert (in %)	+/- 20-30%

2.3.4 Strukturvielfalt

Relevanz

Arbeitsfähigkeit, Resistenz und Resilienz von Ökosystemen und damit auch ihr Dargebot von Ökosystemleistungen hängen wesentlich von ihrer Biodiversität ab. Es ist sinnvoll Wälder zu honorieren, die nicht nur bzgl. Biomasse und Vitalität überdurchschnittlich sind, sondern die auch in ihrer Struktur und Zusammensetzung besonders vielfältig sind. In Wäldern kann über die Struktur des Kronendachs auf ihre Biodiversität, aber auch auf ihre Leistungsfähigkeit rückgeschlossen werden. So ist etwa die Blattoberfläche ein wichtiger Faktor für die Arbeitsfähigkeit von Waldökosystemen (u.a. Stoffaustausch, Evapotranspiration, Windfang, Interzeption, Strahlungsbilanz inkl. Reflexion, Absorption, Transmission und Streuung; Parker 2020). Die Strukturvielfalt kann aufgrund ihrer Verknüpfung mit Produktivität, Energie und Nährstoffdynamik ein besserer Indikator für Gesamtartenreichtum sein als direkte Erhebungen einzelner Artengruppen (La Rue et al. 2019), die oftmals weder die Gesamtdiversität repräsentieren, noch für große Flächen zuverlässig und mit hinreichender Auflösung durchgeführt werden können. Studien zeigten zudem, dass Wälder, die strukturell komplexer sind, einen höheren Vegetationsflächenindex haben oder vielfältiger sind, mehr Licht absorbieren sowie das Licht effizienter für die Biomasseproduktion nutzen (Gough et al. 2019). Merkmale der strukturellen Komplexität seien weitreichende, mechanistisch robuste Indikatoren für die Nettoprimärproduktion, die auch die Vorhersage und das Management der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern der gemäßigten Breiten verbessern könnten. Hardiman et al. (2013) fanden heraus, dass die zunehmende Komplexität des Kronendachs im Laufe der Waldentwicklung auch eine höhere Stickstoffnutzungseffizienz vermittelt. Die gleichen Autoren schlugen vor, dass Waldbewirtschafter die strukturelle Komplexität des Kronendachs als robusten Indikator für das Kohlenstoff-Speicherpotenzial in Wäldern mit großem Altersunterschied und unterschiedlicher Störungshistorie einbeziehen sollten.

Methodische Details und Umsetzung

Verschiedene Indices werden zur Beschreibung der Strukturvielfalt von Vegetation herangezogen. Der **Blattflächenindex** (*Leaf Area Index*, LAI) ist die Gesamtfläche der Blätter pro Bodeneinheit (m^2 m^{-2}) und damit ein Maß für den Blattanteil des Laubdaches. Er wird als Index ohne Einheit von 0 bis 10 angegeben. Der LAI eignet sich um “Merkmale der Blatthöhe im gesamten Kronendach auf die Ebene der Kultur oder des Bestandes zu aggregieren, Lichtregime vorherzusagen, die Gesamtmenge der oberirdischen Biomasse zu bewerten und die Primärproduktion in der Vegetation zu schätzen” (Parker, 2020).

Der Blattflächenindex kann neben den Methoden der Bodenmessung auch über Satellitendaten abgeschätzt werden. Dabei basiert die Berechnung nicht auf Rasterdaten (wie z.B. Temperatur oder NDVI in den Kapiteln 2.3.1, 2.3.2), sondern auf Punktwolken. Es gibt globale Datensätze die in mittlerer Auflösung (0.01°) gute Ergebnisse zeigen. Unterschiedliche Biome zeigen unterschiedliche LAIs (Fang et al. 2013).

Unsicherheiten sind von der Wahl der Daten, der räumlichen und zeitlichen Auswahl abhängig (Fang et al. 2013, Breda et al. 2003). Beispielwert aus globalen MODIS Daten nennen einen Mittelwert des Maximalwerts (LAI max) für die Jahre 2000-2006 von 6.8 m^2 m^{-2} für Waldgebiete im Allgemeinen (Zhao 2010); wird hier genutzt um NPP und GPP zu bestimmen (Zhao 2012). Der LAI ist von vielen Faktoren

abhängig. Bei globalen Betrachtungen spielen das Klima und Vegetationsfunktionen eine Rolle, während bei lokalen Betrachtungen Parameter wie Wetter und Standort den LAI bedingen.

Farwell et al. (2020) untersuchen, inwieweit die Textur optischer Satellitendaten (hier Textur anhand des *Enhanced Vegetation Index* auf Basis von Landsat 8 und Sentinel 2) sich dazu eignet, Aussagen über die Vegetationsstruktur zu treffen. Sie kommen zu dem Schluss, dass **Vegetations-Textur-Parameter** stark mit der durch LIDAR gemessenen Vegetationshöhe korrelieren und sich Textur-Parameter als Proxy-Indikator für die Vegetationsstruktur und auch Artenvielfalt ausgewählter Taxa wie Vögel eignen.

Eine andere Möglichkeit ist die Nutzung des **Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) LIDAR-Instruments.** GEDI wurde speziell dafür entwickelt, um Aufschluss über die vertikale Struktur von Wäldern der temperierten und tropischen Breiten zu geben. Mit einer Auflösung (*LIDAR footprint*) von 25 m sind GEDI Daten dafür geeignet, eine Aussage über die Hetero- bzw. Homogenität des Kronendaches zu treffen. Der Nachteil des GEDI Instruments ist seine kurze Lebensdauer (ca. 2 Jahre; vermutliches Ende April 2021), seine geringe Abdeckung (ca. 4 % der Landoberfläche) sowie seine räumliche Beschränkung auf das Gebiet zwischen 51,6 südlicher und 51,6 nördlicher Breite (keine Daten für Norddeutschland). Insofern eignet sich auch GEDI (sowie Leichtflugzeug-basierte LIDAR Daten) nur als Referenzdaten und müssen anhand optischer Satellitendaten oder SAR Daten extrapoliert werden (Dubayah et al. 2020).

Unter Verwendung der Bundeswaldinventurdaten, eines Waldbestandssimulators und einer virtuellen LIDAR-Befliegung modellierten Fischer et al. (2019) die Kronendachheterogenität der Wälder in Deutschland. Auch wenn es sich um eine Darstellung der Kronendachheterogenität aus Basis von modellierten Waldbeständen handelt (auf Basis der Bundeswaldinventurdaten), so wird damit dennoch die Möglichkeit aufgezeigt Kronendachheterogenität auf Basis von Leichtflugzeugbasierten oder GEDI LIDAR-Instrumenten zu messen.

Im Folgenden wird der LAI unterschiedlicher Waldflächen näher untersucht. Dafür werden wie für die Untersuchung der Kühlungsregion ein Ausschnitt der Region (Abb. 20) in den Fokus genommen und Waldgebiete ausgewählt, die durch Vor-Ort-Begehung verifiziert sind (Abb. 22).

Als Datenquelle dient EO-Browser Sentinel Hub. Die Suche nach wolkenfreien Sentinel 2-Bildern für Juni-August 2020 ergab fünf Bilder. Für jedes Bild erfolgte die Berechnung des LAI (Skript: https://custom-scripts.sentinel-hub.com/sentinel-2/lai/). Die Berechnung des *Max LAI Raster composite* erfolgte mit Hilfe von ArcGIS (10 m Auflösung). Für die Erstellung der Boxplots (Abb. 23) wurden jeweils 100 Pixel pro Polygon zufällig ausgewählt.

Abb. 20: Ausschnitt der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Aufnahme Juli-Oktober 2020. Datenquelle: Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1, NASA. Projektion: WGS 84).

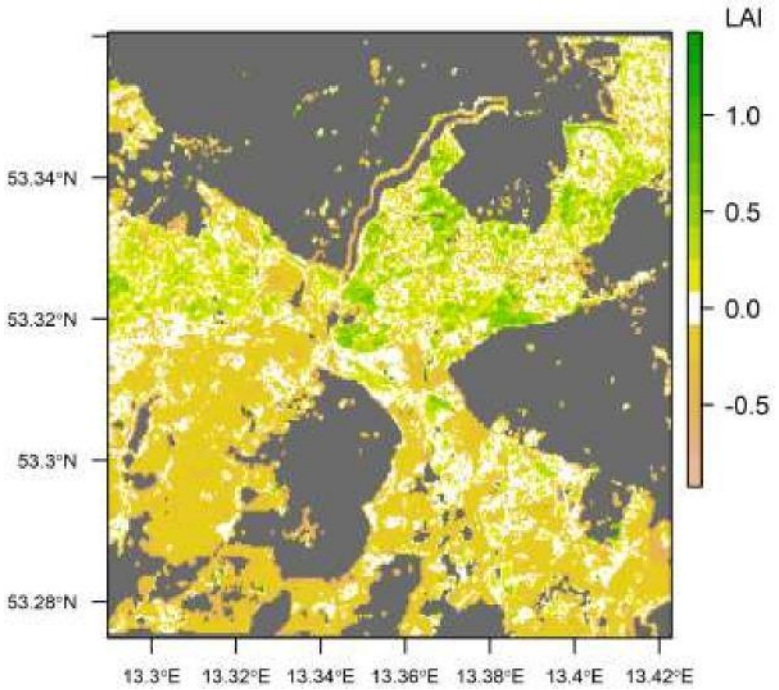

Abb. 21: Strukturvielfalt - Karte der Abweichung der *höchsten LAI*-Werte vom Mittelwert für Waldgebiete im Beispielgebiet Feldberger Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern (Werte der LAI-Karte der Mittelwerte der Sommermonate 2020: min = 0; max = 2,51; mean = 0,85). (Nicht-Wald-Gebiete sind grau. Datengrundlage: LAI: Sentinel 2, ESA, 10 m. Waldmaske: Treecover 2000 less forest loss 2001-2019. Landsat, NASA; 30 m; Hansen et al. 2013).

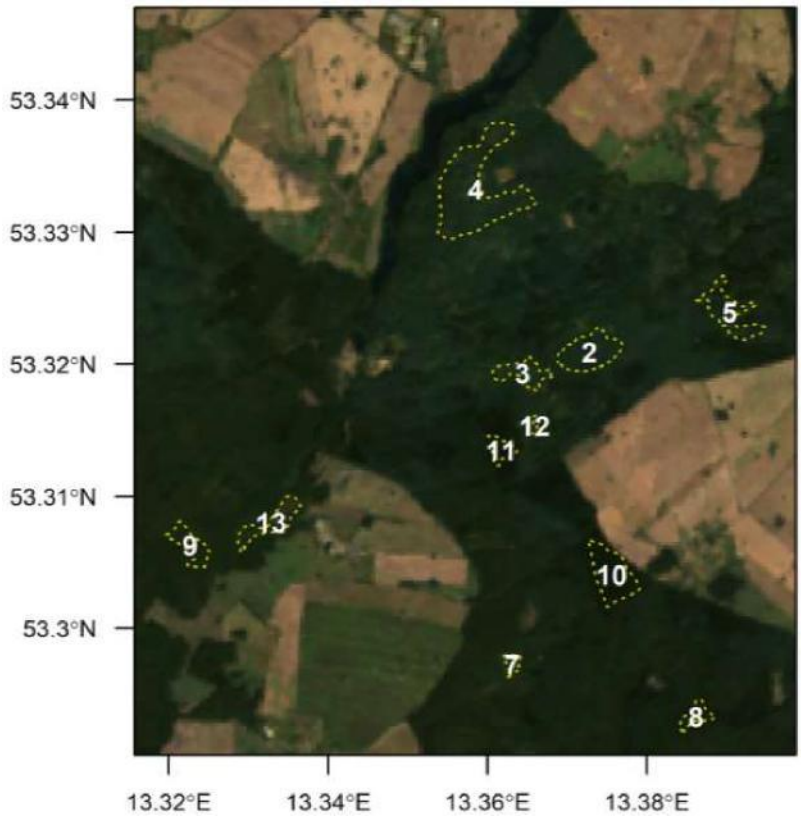

Abb. 22: Übersicht der ausgewählten Waldflächen im Gebiet der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern (Datenquelle: Landsat 8, NASA, Aufnahme Juli-Oktober 2020. Legende: 2 Alter Buchenwald, 3 - 5 aufgelichteter Buchenwald, 7 Großschirmschlag, 8 Kiefernforst, 9 Kiefernbestand (mittelalt), 10 - 11 Fichtenbestand, 12 relativ kahle Aufforstungsfläche, 13 Schirmschlag (Kiefer)).

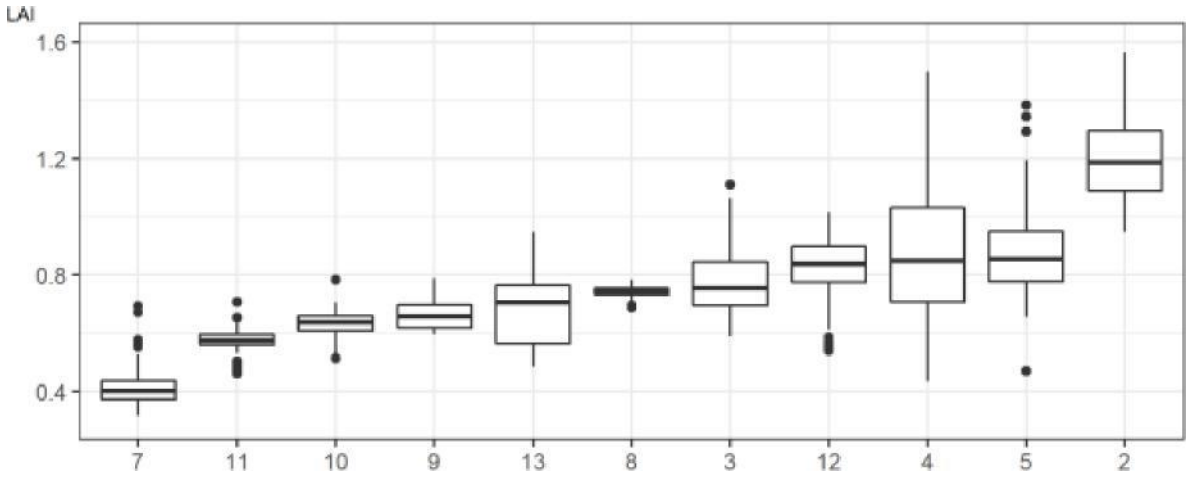

Abb. 23: Strukturvielfalt - Verteilung der Mittelwerte der LAI-Werte für ausgewählte Waldflächen in der Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg-Vorpommern in den Sommermonaten Juli-August 2020 (aus 5 Bildern; die höchsten Werte für diese Tage für jeden Pixel [Auflösung 10 m, Sentinel 2, ESA] wurden nach den 11 Wald-Ausschnitten gruppiert. 100 Pixel pro Gebiet zufällig ausgewählt.

Schlussfolgerung und Empfehlung

Zur Erfassung der Strukturvielfalt schlagen wir den Blattflächenindex (LAI) vor. Dieser kann ggf. mit der Kronendachheterogentät (KDH) kombiniert werden.

Bezeichnung und Kurzbeschreibung des Indikators	**Blattflächenindex (Leaf Area Index, LAI).** Gesamtfläche der Blätter pro Bodeneinheit (m^2 m^{-2})
Maßeinheit	Index 0 - 10 (ohne Einheit)
Datenquelle(n)	● LiDAR ● Satellitendaten; Sentinel 3/OLCI, PROBA-V mit 300 m Auflösung; MODIS, GEOV1, GLASS, GLOBMAP, JRC-TIP mit 500 m - 1 km Auflösung
Räumliche Auflösung	Punktwolken, je nach Quelle, z.B. Flugzeug 5 Punkte pro m^2 ; Satellit 1 Punkt pro 30 m^2
Monitoring Intervall	Flugzeug je nach Befliegung (pro Bundesland alle 5 Jahre); Satelliten täglich - z.B. 16 Tage Rhythmus
Wichtige Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesem Parameter	● LAI schwer zu messen, weil Teile der Gesamtmenge verdeckt sind und abgeschätzt werden müssen ● LAI Werte weisen hohe räumliche und zeitliche Schwankungen
Angabe / Schätzung des Konfidenzintervalls (in %)	Global mit 1 km Auflösung: MODIS 11.5%; GEOV1 26.6%; Land-SAF 37.8%; JRC-TIP 114.3% (Fang et al. 2013)

Bezeichnung und Kurzbeschreibung des Indikators	**Kronendachheterogenität**. Gemessen entweder als: a) Heterogenität der Textur des Enhanced Vegetation Index (EVI) auf Basis optischer Fernerkundungsdaten (Farewell et al. 2021) b) Standardabweichung des vertikalen Kronenprofils auf Basis von Waldinventurdaten, (GEDI) LIDAR und Tandem-X (Fischer et al. 2021)
Maßeinheit	Index bzw. m
Datenquelle(n)	● Referenzdaten für die Kalibrierung: Waldinventurdaten, (GEDI) LIDAR ● Monitoring: Tandem-X, Tandem-L
Räumliche Auflösung	10, 12, 25 oder 30 m
Monitoring Intervall	Jährlich
Wichtige Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesem	● Höhenmessung der Waldinventurdaten ● LIDAR und Tandem-X Höhenmodell

Parameter	
Angabe / Schätzung des Konfidenzintervalls (in %)	Nicht bekannt. Absoluter Höhenmessfehler des Tandem-X SAR Instruments ca. 0.7 - 1m[1] (Antonova et al. 2019)

1 https://earth.esa.int/web/eoportal/satellite-m issions/t/tandem-x

2.4 Regionalisierung der Bewertung

Die Waldökosysteme in Deutschland variieren standortbedingt bezüglich grundlegender Eigenschaften und auch ihrer ökologischen Leistungsfähigkeit. Im Sinne einer gerechten Beurteilung und Honorierung von Ökosystemleistungen wäre es unangemessen z.B. Wälder niederschlagsreicher Tieflandstandorte mit solchen in trockenen Gebirgsregionen zu vergleichen. Da vorgeschlagen wird, die oben identifizierten Indikatoren zu nutzen, um ausgewählte Waldorte im Vergleich zu Wäldern eines Referenzraums zu bewerten, muss ein solcher ökologisch möglichst homogen sein. Die naturräumliche Gliederung Deutschlands nach Ssymank (1994) und BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008) scheint den Ansprüchen zu genügen, um eine räumlich differenzierte Analyse der relativen Waldökosystemleistungsfähigkeit umzusetzen (Abb. 24, Tab. 1).

Abb. 24: Karte der Naturräume und Großlandschaften (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2008, nach Ssymank 1994).

Tabelle 1: Liste der Naturräume und Großlandschaften (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2008, nach SSYMANK 1994).

Norddeutsches Tiefland, Küsten und Meere	
D01 Mecklenburgisch-Vorpommersches Küstengebiet	D02 Nordostmecklenburgisches Tiefland mit Oderhaffgebiet
D03 Rückland der Mecklenburg-Brandenburgischen Seenplatte	D04 Mecklenburgische Seenplatte
D05 Mecklenburg-Brandenburgisches Platten- und Hügelland sowie Luchland	D06 Ostbrandenburgische Platte
D07 Odertal	D08 Spreewald und Lausitzer Becken- und Heideland
D09 Elbtalniederung	D10 Elbe-Mulde-Tiefland
D11 Fläming	D12 Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen sowie Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet
D13 Oberlausitzer Heideland	D19 Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland
D20 Mitteldeutsches Schwarzerdegebiet	D21 Schleswig-Holsteinische Marschen und Nordseeinseln
D22 Schleswig-Holsteinische Geest	D23 Schleswig-Holsteinisches Hügelland
D24 Unterelbeniederung (Elbmarsch)	D25 Ems-Weser-Marsch
D26 Ostfriesisch-Oldenburgische Geest	D27 Stader Geest
D28 Lüneburger Heide	D29 Wendland und Altmark
D30 Dümmer Geestniederung und Ems-Hunte-Geest	D31 Weser-Aller-Tiefland
D32 Niedersächsische Börden	D33 Nördliches Harzvorland
D34 Westfälische Tieflandsbucht	D35 Kölner Bucht und Niederrheinisches

Zentraleuropäisches Mittelgebirgsland	
D14 Oberlausitz	D15 Sächsisch-Böhmisches Kreidesandsteingebiet
D16 Erzgebirge	D17 Vogtland
D18 Thüringer Becken und Randplatten	D36 Unteres Weserbergland und Oberes Weser-Leinebergland
D37 Harz	D38 Bergisches Land, Sauerland (Süderbergland)
D39 Westerwald	D40 Lahntal und Limburger Becken
D41 Taunus	D42 Hunsrück
D43 Moseltal	D44 Mittelrheingebiet (mit Siebengebirge)
D45 Eifel und Vennvorland	D46 Westhessisches Berg- und Beckenland
D47 Osthessisches Bergland (Vogelsberg und Rhön)	D48 Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge
D49 Gutland (Bitburger Land)	D50 Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet
D51 Pfälzer Wald (Haardtgebirge)	D52 Saar-Nahe-Berg- und Hügelland
D63 Oberpfälzer und Bayerischer Wald	

Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland	
D53 Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland	D54 Schwarzwald
D55 Odenwald, Spessart und Südrhön	D56 Mainfränkische Platten

D57 Neckar- und Tauberland, Gäuplatten	D58 Schwäbisches Keuper-Liasland
D59 Fränkisches Keuper-Liasland	D60 Schwäbische Alb
D61 Fränkische Alb	D62 Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland
D69 Hochrheingebiet und Dinkelberg	
Alpenvorland	
D64 Donau-Iller-Lech-Platten	D65 Unterbayerisches Hügelland und Isar-Inn-Schotterplatten
D66 Voralpines Hügel- und Moorland	
Alpen	
D67 Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen	D68 Nördliche Kalkalpen

Im Falle der Landoberflächentemperaturen sollen die zu bewertenden und honorierenden Waldorte relativ zu den Werten des gesamten Referenzraums betrachtet werden (einschließlich Nichtwaldflächen; Normalisierung jeweils immer relativ zum Durchschnittswert). Dies bedeutet in waldarmen Naturräumen eine relative Aufwertung von Wäldern, da sie im Vergleich zum großflächigeren Offenland oder urbanen Räumen kühler sind. Dies erscheint angesichts der relativ größeren Bedeutung von vergleichsweise kleinen Waldrelikten in wärmerer Matrix just auch aus Sicht des Bedarfs an Ökosystemleistungen angemessen.

Die anderen Indikatoren (Biomasse, Vitalität, Strukturreichtum) sollen so genutzt werden, dass ein zu bewertender Waldort nur mit allen Wäldern einer Referenzregion verglichen wird, nicht aber mit von anderen Ökosystemen geprägten Flächen.

3. Umsetzung der Honorierung von Waldökosystemleistungen

Die herausgearbeiteten Indikatoren erlauben eine automatisierte und regelmäßige, jährlich aktualisierbare sowie flächige Bewertung von Struktur, Funktionalität und Leistungsfähigkeit der Waldökosysteme Deutschlands. Das Waldeigentum soll entsprechend rückwirkend auf der Grundlage der Daten des Vorjahres sowie im Zusammenhang mit der unmittelbaren Umgebung, des Referenzgebiets, honoriert werden. Die Indikatoren werden zur Berechnung unterschiedlicher Prämien genutzt, welche Waldbesitzer*innen erlauben, mit differenzierten Zielsetzungen kumulative Einnahmen zu erzielen. Grundsätzlich haben das jeweilige aktuelle Dargebot und die Erhaltung der Ökosystemleistungen Vorrang, welche durch **Waldleistungsprämien** honoriert werden sollen.

Die absolute Höhe der potenziell mit einem Waldort zu erzielenden Ökosystemleistungs-Prämien sollte mindestens so hoch ausfallen wie die durch konventionelle Holznutzung in Monokulturen erzielbaren Einnahmen und könnte demnach in Abhängigkeit vom jeweils aktuellen Holzpreis festgesetzt werden.

Um zu vermeiden, dass Funktionalität und Leistungsfähigkeit von Wäldern (z.B. durch Kahlschlag) selbstverschuldet deutlich abgesenkt werden, könnte im Nachhinein eine Rückzahlungspflicht geltend gemacht werden. Nicht von den Waldbesitzer*innen direkt verschuldete Veränderungen der ökosystemaren Leistungsfähigkeit sollen unter bestimmten Bedingungen durch eine **Regenerationsprämie** abgepuffert werden.

Die Honorierung der Ökosystemleistungen bedeutet nicht, dass die Waldbesitzer*innen auf Holznutzung gänzlich verzichten müssen - bestimmte Nutzungsformen, wie etwa Kahlschläge, würden allerdings die Honorierbarkeit von Ökosystemleistungen deutlich absenken oder unmöglich machen (siehe 4.2. Lenkungswirkungen). Gerade für die Überführung von strukturarmen und anfälligen Monokulturen in strukturreiche Laubmischwälder kann eine waldbauliche Steuerung dazu beitragen und ggf. beschleunigen hilfreich sein. Es muss dennoch gewährleistet sein, dass jegliche waldbaulichen Maßnahmen nicht zu kurzfristigen negativen Effekten, wie z.B. eine zu starke Öffnung des Kronendachs und damit zum Verlust der Kühlungsleistung, führen.

Angesichts der aktuellen Situation vieler Wälder und Forsten sollte die Honorierung möglichst umgehend eingeführt werden, um angemessene Anreize für die Schonung und Entwicklung der Waldökosysteme zu geben. Es wird eine jährliche Förderung vorgeschlagen; für zunächst 10 Jahre sollte den Waldbesitzer*innen eine möglichst zuverlässige Förderperspektive gegeben werden. Nach Ablauf einer solchen Förderperiode können Wirksamkeit und Anpassungsnotwendigkeiten analysiert werden. Allerdings begünstigen der vorgeschlagene modulare Aufbau des Honorierungssystems, das aus verschiedenen Prämien bestehen soll, sowie die transparente, jährlich zu aktualisierende Datengrundlage ein adaptives Management. Es wäre ohne weiteres möglich, die zugrundeliegenden Indikatoren weiterzuentwickeln oder auszutauschen, sobald bessere oder weitere relevante Datensätze zur Verfügung stehen. Ebenso ist es möglich, bei Bedarf zusätzliche Prämien einzuführen.

Es wird vorgeschlagen, dass das Honorierungssystem für alle Waldbesitzarten aufgelegt wird, um eine möglichst große Flächenwirkung zu erzielen. Allemal ist von den staatlichen Waldbesitzern zu erwarten, dass sie - ihrer Vorbildrolle gerecht werdend - die flächendeckende Datengrundlage nutzen, um transparent aufzuzeigen, wie sich die Leistungsfähigkeit der Waldökosysteme entwickelt und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen verbessert wird.

Für private Waldbesitzer*innen soll das Honorierungssystem ein Angebot darstellen, welches durch die finanzielle Attraktivität einen echten Anreiz bietet, ökosystemschonend und –fördernd zu wirtschaften. Waldbesitzer*innen sollen selbst entscheiden können, wann sie für welche (Teil-)Flächen ihres Besitzes eine Förderung beantragen. Das zu schaffende Waldinformationssystem wird den Waldbesitzer*innen vor Antragstellung verdeutlichen, welche ihrer Flächen aktuell über- oder unterdurchschnittlich leistungsfähig sind und ob sie entsprechend förderungsfähig sind. Da sie ihre Flächen im Vergleich zu anderen in der Referenzregion bzw. in der direkten Nachbarschaft beurteilen können bzw. müssen, ist es möglich, abzuwägen, welche Prämien aktuell oder in Zukunft relevant sind, und entsprechend differenzierte Managemententscheidungen zu treffen.

Das System sollte so ausgestaltet bzw. kalibriert sein, dass (v.a. Kahlschlagsflächen mit geringer oder sehr geringer Bestockung ausnehmend) mit den meisten Waldflächen durch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen Einnahmen erzielt werden können.

3.1. Ökosystemleistungsprämien

3.1.1. Waldleistungsprämien

Die Voraussetzung der **Waldleistungsprämien** besteht in der Existenz und Dauerhaftigkeit von Funktionalität und Leistungsfähigkeit. Es werden keine Maßnahmen oder Absichten honoriert, die keinen tatsächlichen bzw. messbaren Effekt auf der Fläche bewirken, sondern lediglich bestimmte Zustände der Waldökosysteme. Dies bedeutet auch eine indirekte Anerkennung von waldbaulichen Strategien in der Vergangenheit, die vergleichsweise leistungsfähigere und stabilere Wälder hervorgebracht haben. Bleiben Funktionalität und Leistungsfähigkeit erhalten, erfolgt eine dauerhafte Förderung, ohne dass dafür eine vertragliche Bindung erforderlich ist.

Die durch Indikatoren repräsentierten Ökosystemleistungen eines Waldorts werden jährlich quantifiziert und im Vergleich zum definierten Referenzgebiet bzw. zu allen Wäldern im Referenzgebiet bewertet (siehe 2.4 Regionalisierung). Daraus ergibt sich im Nachhinein die Honorierungswürdigkeit. Die Höhe der Prämie wird in Abhängigkeit der Höhe der erbrachten Leistungen im Vergleich zum Referenzgebiet festgesetzt. Um begünstigt zu werden, muss der zu honorierende Waldort sich durch Indikatorwerte auszeichnen, die mindestens über dem Durchschnittswert aller Flächen im Referenzgebiet (bzw. der Waldgebiete innerhalb des Referenzgebiets) liegen (Minimumleistung). Besteht ein Waldort aus gemischten Beständen, die sowohl über- als auch unterdurchschnittlich leistungsfähig sind, ergibt sich die Förderungswürdigkeit aus dem entsprechenden Mittelwert und dessen Verhältnis zum Durchschnittswert des Referenzgebiets. Je überdurchschnittlicher die Funktionalität bzw. Leistungsfähigkeit eines Waldorts ausfällt, desto höher die Waldleistungsprämien.

Die gewählten Indikatoren beeinflussen sich gegenseitig (z.B. Biomasse → Kühlung → Vitalität → Biomasse) - dies wird allerdings bewusst in Kauf genommen, da hierdurch auch Unschärfen oder etwaige Fehler bei einzelnen Datensätzen nivelliert werden. Letztlich sollte gewährleistet sein, dass die funktionstüchtigsten und leistungsfähigsten Wälder als besonders förderungswürdig dargestellt werden.

Sollten sich umweltwandelbedingt, oder durch Veränderungen der Landnutzung, in der gesamten Referenzregion die Vitalität und Funktionalität von Wäldern absenken, bleibt dennoch die

Förderungswürdigkeit überdurchschnittlich leistungsfähiger Waldorte erhalten. Förderungswürdigkeit und Prämien passen sich also dynamisch an den Umweltwandel an.

Im Falle einer abrupten Reduktion des Leistungsvermögens eines Waldorts ist von den Waldbesitzer*innen die Ursache zu melden (die fernerkundungsdatengestützt verifiziert werden kann). Nicht direkt selbstverschuldete Ursachen, wie unvorhergesehene Naturereignisse, aber auch Kalamitäten, die zu einer raschen Leistungsreduktion führen, können - abhängig von ihrer aktuellen und zukünftigen Behandlung - durch die Regenerationsprämie kompensiert werden (3.1.2.).

3.1.1.a Kühlungsprämie

Auf Grundlage der durchschnittlichen Oberflächentemperatur (an heißen Tagen > 20 °C) aller Waldflächen in der Referenzregion werden mindestens durchschnittlich kühle Waldflächen honoriert. D.h. wenn die zu bewertende Waldfläche die gleiche Durchschnittstemperatur, wie das Mittel der gesamten Referenzregion aufweist, wird die Minimumleistung erbracht. Dieser Indikator steht für die Landschaftskühlungsleistung, also entscheidende Beiträge zur Minderung der Folgen des Klimawandels, die Begünstigung der menschlichen Gesundheit und Erholung sowie der von Extremtemperaturen negativ beeinflussten Landnutzungen, die Senkung der Verdunstung und entsprechende Beiträge zum Landschaftswasserhaushalt und eine relativ gute Resistenz der Wälder in der Klimakrise.

Durch die Entwicklung der Waldflächen sowie die relative Erwärmung der umgebenden Landschaft kann im Laufe der Zeit potenziell ein Wachstum der Leistung erzielt werden.

Abb. 25 zeigt die relative Kühlung (blaue Flächen) am Beispiel der Feldberger Seenlandschaft. Die Landschaft im Bildausschnitt ist in diesem Beispiel samt Seen, landwirtschaftlichen Flächen und Wäldern die Referenzregion. Bezüglich der heißesten Tage im Jahr 2020 sind neben den Gewässern die meisten Waldflächen kühler als der Durchschnittswert - die Abweichung vom Mittel ist hier in Grad Celsius angezeigt.

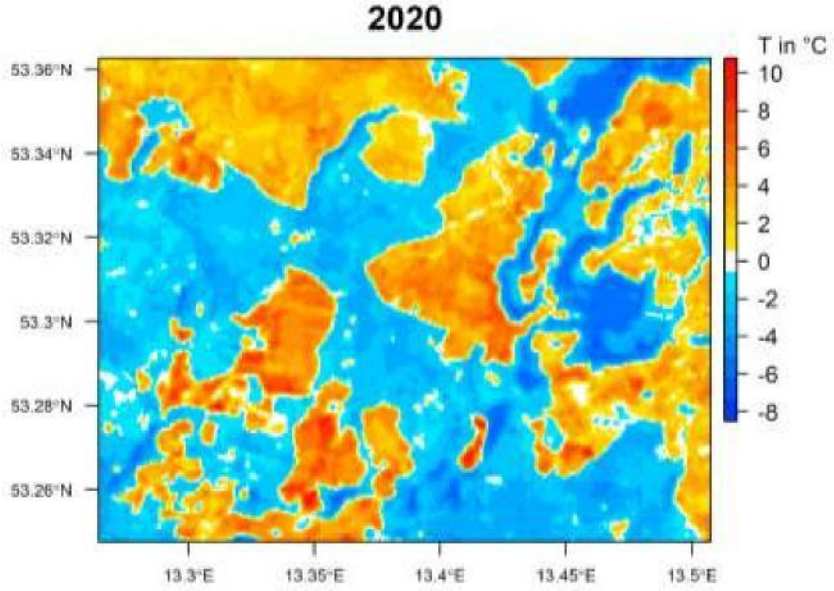

Abb. 25: Abweichung vom Mittelwert der Oberflächentemperaturen des gesamten abgebildeten Raums an den heißesten Tagen im Jahr 2020 (>20 °C, n = 11) (in °C; Mittelwert der gemittelten Tage = 25,7 °C. Der Wert entspricht 0 in der Abbildung. Gebiete werden mit Abweichung höherer Temperaturen in rot und geringerer Temperaturen in blau angezeigt).

Die Höhe der Kühlungsprämie ergibt sich aus der relativen Kühlungsleistung und der Flächengröße. Wenn die mittlere Temperatur als 100 % definiert wird, kann die Abweichung vom Mittel eine Grundlage für die Bewertung sein.

Beispielrechnung:

Ein fiktiver Waldbesitz umfasst 58,71 ha Wald und besteht aus fünf verschiedenen Waldtypen (Alter Buchenwald (12,24 ha), aufgelichteter Buchenwald (36,28 ha), Großschirmschlag in Kiefernbestand (1,55 ha), mittelalter Kiefernbestand (5,55 ha) und Fichtenbestand (3,09 ha) (Tabelle 2). Das Waldbeispiel bezieht sich auf die ausgewählten und nummerierten Polygone (2, 4, 7, 9, 11) der Feldberger Seenlandschaft (Abb. 7). Bis auf den Großschirmschlag sind alle Flächen kühler als die Durchschnittstemperatur der gesamten Beispiellandschaft (vgl. Abb. 5). In diesem Fall ist der Buchenwald ähnlich kühl wie die dicht bestockten Kiefern- und Fichtenforstflächen (2,4 - 2,8 °C); die Kühlungsleistung des aufgelichteten Buchenbestands ist deutlich abgesenkt (1,8 °C). Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächenanteile ergibt sich für den Waldbesitz eine Abweichung der Durchschnittstemperatur von 7,7 % im Vergleich zur Referenzregion.

Tabelle 2: Übersicht der Kalkulation eines fiktiven Waldbesitzes bestehend aus fünf Flächen und deren relativer Kühlungskapazität an den heißesten Tagen im Jahr 2020 (>20 °C, n = 11).

Gebiet	Berechnung	Alter Buchenwald (2)	Aufgelichteter Buchenwald (4)	Großschirmschlag (7)	Kiefernbestand (9)	Fichtenbestand (11)	Gesamt
Größe in ha		12,24	36,28	1,55	5,55	3,09	58,71
Mittelwert in °C (MW1)	Mittelwert aller T Werte im Polygon	23,37	23,92	25,95	23,33	22,92	23,9
Mittelwert der Region in °C (MW2)	Mittelwert aller T Werte in der Region	25,72	25,72	25,72	25,72	25,72	25,72
Relative Kühlung in °C (Abweichung in °C MW1 zu MW2)	MW1-MW2	-2,35	-1,8	0,23	-2,39	-2,8	
Relative Kühlung in % (Abweichung in % MW1 zu MW2 mit MW2 = 100%)	MW1/MW2 *100-100	9,14	7	-0,89	9,29	10,89	
Abweichung in % mal Größe des Gebiets in ha	(MW1/MW2 *100-100) * Größe des Gebiets	111,84	253,9	-1,39	51,57	33,64	**7,66** (Summe der Reihe /Gesamt größe des

							Gebiets)

Bei einer einfachen Prämienberechnung könnte einem Prozentpunkt pro Hektar ein bestimmter Geldbetrag, wie etwa 10,- €, zugewiesen werden. In diesem Falle würde der Waldbesitzende 77,- € pro Hektar in einem Jahr verdienen können. Hätte der gesamte Wald die Qualität des stark aufgelichteten Buchenwaldes liefe der Betrag lediglich auf 70,- € hinaus. Wäre die gesamte Waldfläche so warm wie der Bereich des Großschirmschlages wäre keine Förderungswürdigkeit gegeben.

3.1.1.b Vitalitätsprämie

Auf Grundlage der durchschnittlichen Maximalwerte der Vegetationsvitalität aller Waldflächen innerhalb einer Referenzregion (NDVI) werden die mindestens durchschnittlich vitalen Waldflächen honoriert. Dieser Indikator steht für Produktivität sowie Gesundheit des Waldes und damit auch für die Regulationsfähigkeit, Resistenz und Resilienz bei bzw. nach Störungen. Die relative Vitalität von verschiedenen Waldgebieten kann sowohl in Zeiten der höchsten (Abb. 26) oder der niedrigsten (Abb. 27) Werte der Vegetationsperiode bestimmt werden. Hier soll die Vitalität an den offenkundig günstigsten Tagen mit den entsprechend höchsten Werten zugrunde gelegt werden. Es ließen sich aber auch beide Werte in einem Indikator kombinieren.

Wieder wird die Prämie am Beispiel der Feldberger Seenlandschaft veranschaulicht (Abb. 5). Nicht-Waldökosysteme werden ausgeblendet (grau) und fließen nicht in die Berechnung ein. Es zeigt sich ein differenziertes Bild.

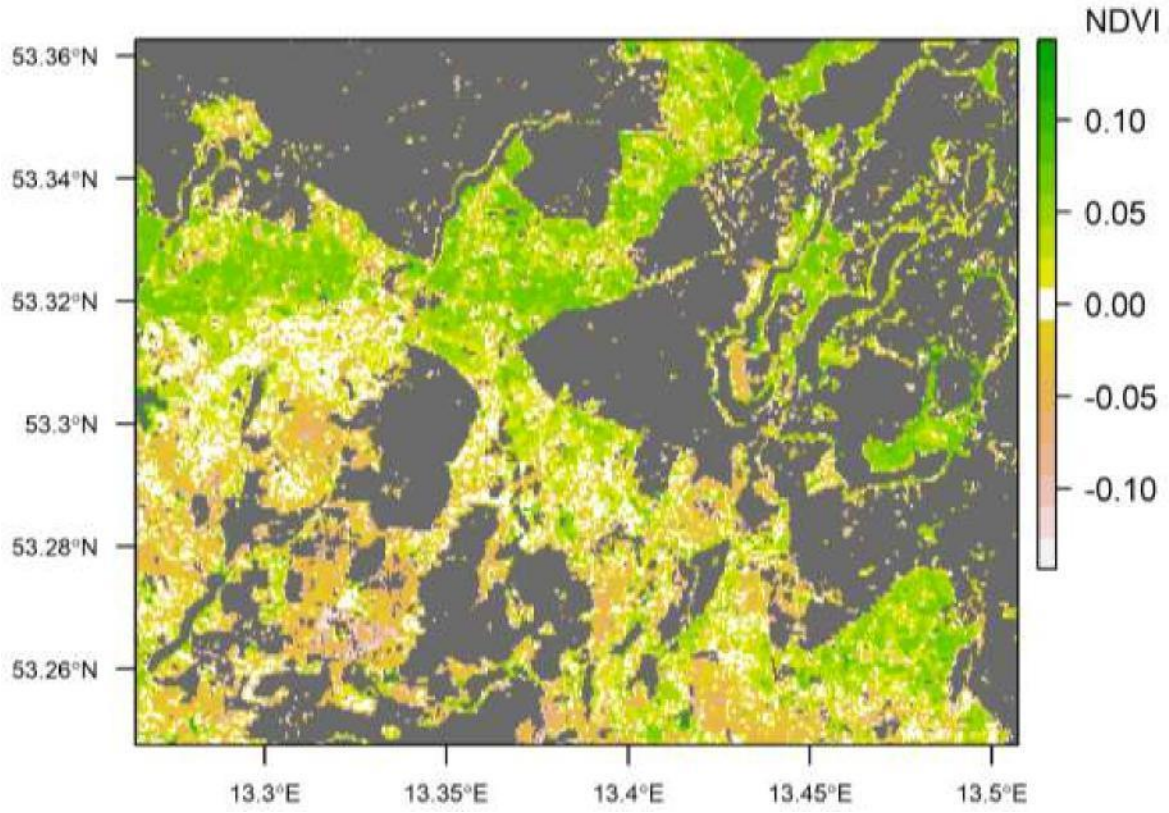

Abb. 26: Karte der Abweichung der *höchsten* NDVI-Werte vom Mittelwert für Waldgebiete im Beispielgebiet Feldberger Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern (Werte der NDVI Karte der Mittelwerte der Sommermonate 2020: min = 0,07; max =

1; mean = 0,86). (Nicht-Wald-Gebiete sind grau. Datengrundlage: NDVI: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020. Waldmaske: Treecover 2000 less forest loss 2001-2019. Landsat, NASA; 30 m; Hansen et al. 2013).

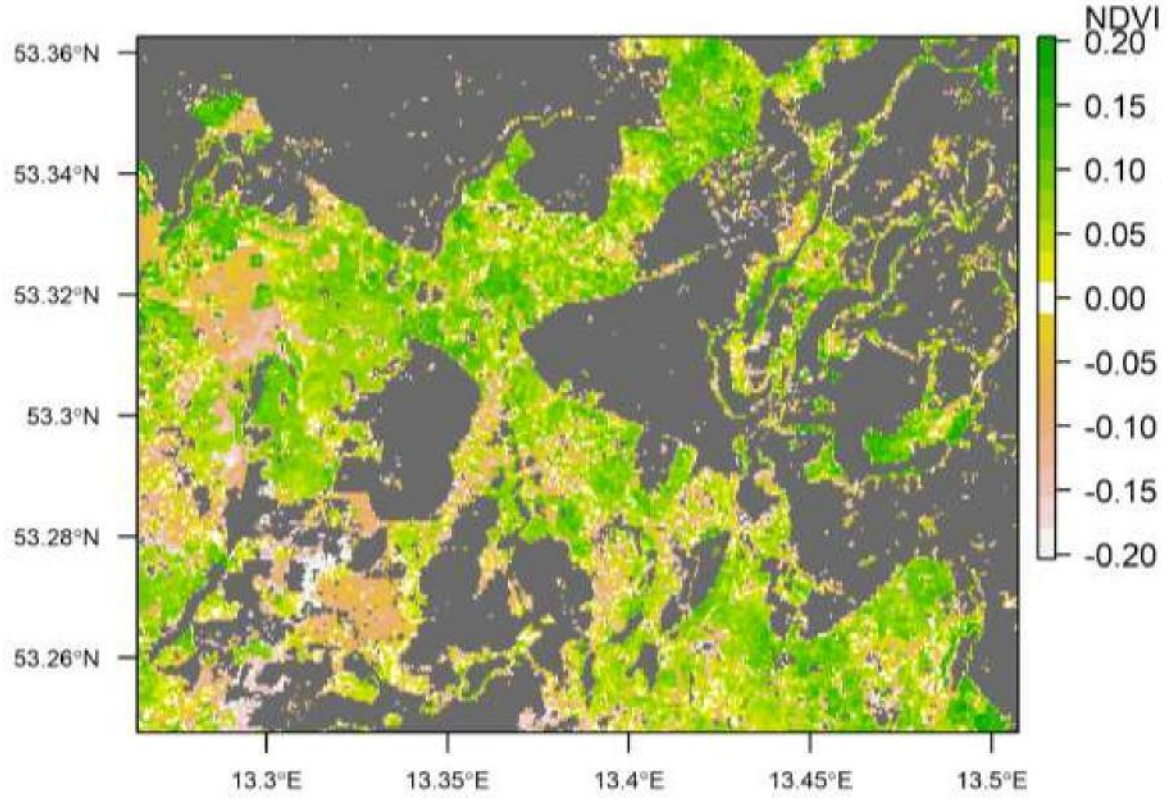

Abb. 27: Karte der Abweichung der *geringsten* NDVI-Werte vom Mittelwert für Waldgebiete im Beispielgebiet Feldberger Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern (Werte der NDVI Karte der Mittelwerte der Sommermonate 2020: min = 0; max = 0,91; mean = 0,7). (Nicht-Wald-Gebiete sind grau. Datengrundlage: NDVI: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020. Waldmaske: Treecover 2000 less forest loss 2001-2019. Landsat, NASA; 30 m; Hansen et al. 2013).

Die durchschnittliche Vitalität über alle Waldflächen in der betrachteten Region wird als 100 % angesetzt. Pro Prozentpunkt überdurchschnittlicher Vitalität könnte wie im Falle der Kühlungsprämie jeweils ein gewisser Förderbetrag (z.B. 10 €) gewährt werden. Durch die Entwicklung der Waldflächen sowie die relative Schwächung der Vegetation in der umgebenden Landschaft kann im Laufe der Zeit potenziell ein Wachstum der Leistung erzielt werden, wenn es Waldbesitzer*innen gelingt, die Vitalität auf relativ hohem Niveau zu erhalten.

<u>Beispielrechnung:</u>

Ein fiktiver Waldbesitz umfasst 58,71 ha und besteht aus fünf verschiedenen Flächen (Alter Buchenwald (12,24 ha), aufgelichteter Buchenwald (36,28 ha), Großschirmschlag in Kiefernbestand (1,55 ha), mittelalter Kiefernbestand (5,55 ha) und Fichtenbestand (3,09 ha) (Tabelle 3). Das Waldbeispiel bezieht sich auf die ausgewählten und nummerierten Polygone (2, 4, 7, 9, 11) der Feldberger Seenlandschaft aus Kapitel 2 (Abb. 7). Für die Berechnung des Mittelwertes der Region, wird wie in Kapitel 2 beschrieben der Mittelwert aller Waldflächen der Region gewählt. In diesem Falle erlangt der alte Buchenwald die größte relative Vitalität (7 %); der Großschirmschlag mit einem größeren Flächenanteil ohne Bewuchs weist verständlicherweise eine relativ stark negativ abweichende Vitalität auf (-10,5 %).

Tabelle 3: Übersicht der Kalkulation eines fiktiven Waldbesitzes bestehend aus fünf unterschiedlich vitalen Waldflächen (auf Grundlage der höchsten NDVI-Werte ausgewählter Pixel).

Gebiet	Berechnung	Alter Buchenwald (2)	Aufgelichteter Buchenwald (4)	Großschirmschlag (7)	Kiefernbestand (9)	Fichtenbestand (11)	Gesamt
Größe in ha		12,24	36,28	1,55	5,55	3,09	58,71
Mittelwert (MW1)	Mittelwert aller NDVI-Werte im Polygon	0,92	0,87	0,77	0,85	0,85	0,852
Mittelwert der Waldflächen in Region (MW2)	Mittelwert aller NDVI-Werte aller Wälder	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86
Abweichung MW1 zu MW2	MW1-MW2	0,06	0,01	-0,09	-0,01	-0,01	
Abweichung in % MW1 zu MW2 mit MW2 = 100%	MW1/MW2 *100-100	6,98	1,16	-10,47	-1,16	-1,16	
Abweichung in % mal Größe des Gebiets in ha	(MW1/MW2 *100-100) * Größe des Gebiets	85,4	42,19	-16,22	-6,45	-3,59	**1,73** (Summe der Reihe/ Gesamt größe des Gebiets)

Bei einer einfachen Prämienberechnung könnte einem Prozentpunkt pro Hektar ein bestimmter Geldbetrag wie etwa 10,- € zugewiesen werden. Die flächengewichtete Abweichung von der Durchschnittsvitalität beträgt 1,7 %. In diesem Falle würde der Waldbesitzende 17,- € verdienen können. Hätte der gesamte Wald allerdings die Qualität des stark aufgelichteten Buchenwaldes liefe der Betrag lediglich auf 12,- € hinaus. Wäre die gesamte Waldfläche hingegen so vital wie der Bereich des alten Buchenwaldes, läge der Betrag bei 70,- €.

3.1.1.c Biomasseprämie

Die Biomasseprämie zielt darauf ab, den Holzvorrat auf der Fläche zu bewerten bzw. einen Anreiz zu schaffen, Vorräte aufzubauen. Auf Grundlage der durchschnittlichen Biomasse aller Waldgebiete innerhalb der Referenzregion werden mindestens durchschnittlich biomassereiche Waldflächen eines Waldorts honoriert. Dieser Indikator steht unter anderem für den in der Biomasse dauerhaft gespeicherten Kohlenstoff sowie für die kontinuierliche Kohlenstofffestlegung im Waldspeicher und leistet damit einen Beitrag zur Verminderung der Emission von Treibhausgasen. Die Biomasse kann in CO_2-Äquivalente umgerechnet werden, aber bei der Förderung geht es um allen bedeutsamen Eigenschaften der Biomasse auch jenseits der Kohlenstoffspeicherung. Die Biomasse ist zudem als

Energiequelle für die Arbeitsfähigkeit des Ökosystems, die Bereitstellung von Lebensraum für waldtypische Arten sowie den Schutz von Boden, Waldbinnenklima und Wasserressourcen bedeutsam.

Durch die Biomasseanreicherung während der Entwicklung der Waldflächen sowie die relative negative Veränderung der umgebenden Landschaft kann im Laufe der Zeit potenziell ein Wachstum der Leistung erzielt werden. Auch in diesem Falle wird vorgeschlagen eine bestimmte Vergütung pro Hektar auf der Grundlage der positiven prozentualen Abweichung vom Durchschnitt vorzusehen.

Für die Beispielregion liegen noch keine Werte vor. Allerdings dürften die Biomassewerte im Bereich des alten Buchenwaldes deutlich am höchsten sein.

3.1.1.d Strukturvielfaltsprämie

Die Strukturvielfaltsprämie wird wie die vorhergenannten Prämien auf der Grundlage der prozentualen Abweichung des Durchschnittswertes der entsprechenden Vegetationsindices (hier z.B. *Leaf Area Index*) einer zu honorierenden Fläche von der Gesamtheit aller Waldflächen des Referenzraumes berechnet. Die Prämie fördert strukturell komplexere Wälder wegen ihrer Bedeutung für Biodiversität, Produktivität, Resistenz und Resilienz.

Beispielrechnung:

Ein fiktiver Waldbesitz umfasst 58,71 ha und besteht aus fünf verschiedenen Flächen (Alter Buchenwald (12,24 ha), aufgelichteter Buchenwald (36,28 ha), Großschirmschlag in Kiefernbestand (1,55 ha), mittelalter Kiefernbestand (5,55 ha) und Fichtenbestand (3,09 ha) (Tabelle 4). Das Waldbeispiel bezieht sich auf die ausgewählten und nummerierten Polygone (2, 4, 7, 9, 11) der Feldberger Seenlandschaft aus Kapitel 2 (Abb. 7). Für die Berechnung des Mittelwertes der Region, wird wie in Kapitel 2 beschrieben der Mittelwert aller Waldflächen der Region gewählt. In diesem Falle erlangt der alte Buchenwald die größte relative Strukturvielfalt (47,5 %); der Großschirmschlag mit einem größeren Flächenanteil ohne Bewuchs weist verständlicherweise eine relativ stark negativ abweichende Strukturvielfalt auf (-37,5 %).

Tabelle 4: Übersicht der Kalkulation eines fiktiven Waldbesitzes bestehend aus fünf unterschiedlich strukturvielfältigen Waldflächen (auf Grundlage der höchsten LAI-Werte ausgewählter Pixel).

Gebiet	Berechnung	Alter Buchenwald (2)	Aufgelichteter Buchenwald (4)	Großschirmschlag (7)	Kiefernbestand (9)	Fichtenbestand (11)	Gesamt
Größe in ha		12,24	36,28	1,55	5,55	3,09	58,71
Mittelwert (MW1)	Mittelwert aller LAI-Werte im Polygon	1,18	0,87	0,5	0,67	0,59	0,762
Mittelwert der Waldflächen in Region	Mittelwert aller LAI-Werte aller Wälder	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8

(MW2)							
Abweichung MW1 zu MW2	MW1-MW2	0,38	0,07	-0,3	-0,13	-0,21	
Abweichung in % MW1 zu MW2 mit MW2 = 100%	MW1/MW2 *100-100	47,5	8,75	-37,5	-16,25	-26,25	
Abweichung in % mal Größe des Gebiets in ha	(MW1/MW2 *100-100) * Größe des Gebiets	581,4	317,45	-58,13	-90,19	-81,11	**11,4** (Summe der Reihe/ Gesamtgröße des Gebiets)

Bei einer einfachen Prämienberechnung könnte einem Prozentpunkt pro Hektar ein bestimmter Geldbetrag wie etwa 10,- € zugewiesen werden. Die flächengewichtete Abweichung von der Durchschnittsstrukturvielfalt beträgt 11,4 %. In diesem Falle würde der Waldbesitzende 114,- € verdienen können. Hätte der gesamte Wald allerdings die Qualität des stark aufgelichteten Buchenwaldes liefe der Betrag lediglich auf 88,- € hinaus. Hätte die gesamte Waldfläche hingegen eine Strukturvielfalt wie der Bereich des alten Buchenwaldes, läge der Betrag bei 475,- €.

3.1.2. Regenerationsprämie

Kalamitäten gehörten immer zum forstlichen Produktionsrisiko, werden aber v.a. klimawandelgetrieben immer häufiger. An den komplexen Schädigungsprozessen sind neben langfristigen Klimaveränderungen und Extremwitterungen mit Auswirkungen auf Vitalität und Produktivität der Bäume oftmals auch Krankheitserreger wie vor allem Pilze sowie pflanzenfressende Organismen beteiligt. Diese sind häufig die Treiber des Absterbens von Bäumen, nicht aber die Ursache von deren Schwächung. Besonders betroffen sind vulnerable Forsten wie etwa Nadelbaummonokulturen, aber auch in naturnäheren Wäldern nehmen Schädigungen zu. Im schlimmsten Falle ist an manchen Waldorten der Ausfall sämtlicher Bestände bestimmter Arten (wie etwa der Esche) zu verkraften. Im Falle von Kalamitäten wie z.B. Borkenkäferfraß, Sturmwurf oder Waldbrand ergibt sich zum Teil ein sofortiger Ausfall der Funktionalität und vieler Ökosystemleistungen.

Die konventionell üblichen Praktiken der flächigen Räumung der geschädigten Bäume, die mehr oder weniger intensive Bodenbeeinträchtigung sowie Kahlschlagen senken die Ökosystemfunktionalität und natürliche Regenerationsfähigkeit noch weiter ab (vgl. Abb. 1; Fotos 4-8). Großflächige Kahlschläge wirken negativ auf Böden, Landschaftswasserhaushalt, Mikroklima und Biodiversität. Zudem geht nicht nur ein erheblicher Teil des gebundenen Kohlenstoffs kurzfristig verloren, sondern es erfolgen auch Treibhausgasemissionen aus dem sich erwärmenden und stärker austrocknenden Boden.

Auf der anderen Seite ist aus ganz Deutschland bekannt, dass sich im Schutze von abgestorbenen Bäumen im Rahmen der natürlichen Sukzession eine effektive Waldregeneration ergibt, die zu arten- und strukturvielfältigen Wäldern führen kann. Das Belassen des sogenannten ‚Schadholzes' schützt den Standort und kann zudem der Vergrasung vorbeugen (siehe Fotos 9-10; vgl. auch Literatur im Anhang 2).

Insofern braucht es Anreize, damit Biomasse auf der Fläche verbleiben kann, die die Regenerationsfähigkeit der Waldökosysteme v.a. unter den Bedingungen der Klimakrise verbessert (Bodenschutz, Wasserrückhaltung, Habitate, Strukturreichtum) und zudem die Kohlenstoffspeicherungsfähigkeit im System bestmöglich bewahrt. Gerade in Bezug auf die nächsten wenigen Jahrzehnte ist das Belassen des Holzes auf der Fläche, wo es sich über viele Jahre zersetzt und den Bodenkohlenstoffgehalt erhöht, selbst bei Annahme günstiger Überführungsraten von Holz in einen Produktspeicher, der größere Beitrag zum Klimaschutz.

Foto 4: 2018 bis 2019 kahlgeschlagene und geräumte Fichten-Kalamitätsfläche bei Elvershausen, Niedersachsen (Gesamtgröße der bis 2020 zusammenhängend kahlgeschlagenen Fläche hier >200 ha; April 2021, Foto: P. Ibisch).

Foto 5: Vor >5 Jahren geräumte, stark vergraste Kalamitätsfläche (teilweise Nachpflanzung von Nadelbäumen) bei Elvershausen, Niedersachsen (Gesamtgröße der bis 2020 zusammenhängend kahlgeschlagenen Fläche hier >200 ha; April 2021, Foto P. Ibisch).

Foto 6: Schwere Beeinträchtigung des Waldökosystems und seiner Regenerationsfähigkeit in Folge der Befahrung und Räumung einer Kalamitätsfläche im Reinhardswald, Hessen (April 2021, Foto: P. Ibisch).

Foto 7: Maximale Schädigung des Bodens nach dem Absterben einer Fichten-Monokultur im Reinhardswald, Hessen. Nach Kahlschlag und Räumung wurde der Oberboden abgeschoben; der Untergrund wurde bis zum Ausgangsgestein zur Vorbereitung einer Pflanzung gepflügt (April 2021, Foto: P. Ibisch).

Foto 8: Durch Verbiss verzögerte Sukzession mit Ginster und Spätblühender Traubenkirsche auf 2019 geräumter Fichten-Kalamitätsfläche im Stadtwald Merzig, Saarland (Mai 2021, Foto: P. Ibisch).

Foto 9: Einsetzende Sukzession mit Ebereschen und Buchen im Stadtwald Merzig, Saarland unter auf der Fläche belassenen abgestorbenen Fichten (nicht gezäunt, in direkter Nachbarschaft zur Fläche auf Foto 8; Mai 2021, Foto: P. Ibisch).

Foto 10: Ergebnis mehrjähriger Sukzession unter belassenen abgestorbenen Fichten (u.a. mit Buche, Birke, Hainbuche, Eiche, Eberesche, Fichte, Lärche) im Jungenwald, nördlich Brotdorf, Saarland (Mai 2021, Foto: P. Ibisch).

Sollte vom oben vorgeschlagenen Monitoringsystem ein starkes Absinken der Indikatorwerte der Waldleistungsprämien festgestellt werden, hätte dies entsprechende Einbußen oder den Verlust der Förderungswürdigkeit zur Folge. Hier kann die Regenerationsprämie einsetzen. Dafür wird zwischen natürlichen Ursachen (wie z.B. Sturmwurf/-bruch, Käferbefall, Waldbrand, etc.) und Eigenverschulden (z.B. Großschirmschlag, Kahlschlag) unterschieden. Nur im Falle von natürlichen Schadursachen, nicht aber bei selbstverschuldeten Veränderungen (wie z.B. durch Kahlschlagen), kann die Regerationsprämie angewendet werden. Dabei muss sichergestellt werden, dass die Flächen nicht beräumt werden, also abgestorbene Bäume auf der Fläche verbleiben. Dies kann durch satellitenbildbasierte Kontrollmechanismen überprüft werden.

Die Höhe der Regenerationsprämie sollte sich an der ursprünglichen (zum Zeitpunkt der eingetretenen Kalamität) Biomasse/ Vorratsmenge und dem jeweils aktuellen Preis für Kalamitätsholz orientieren. Hierzu ist also die fernerkundungsdatengestützte Ermittlung der Biomasse vonnöten.

Der Waldbesitzer erhält eine einmalige Regenerationsprämienzahlung. Die Waldentwicklung auf der Fläche dürfte normalerweise bedingen, dass sich nach einigen Jahren wieder eine Vergütung über die Waldleistungsprämien ergibt. Den Waldbesitzer*innen bleibt überlassen, welche zusätzlichen Maßnahmen neben der Totholzerhaltung auf den Flächen umgesetzt werden, um die Vitalität und Leistungsfähigkeit wieder zu entwickeln. Sie können beispielsweise auch Saat, Pflanzung oder Rückbau von Drainage umfassen. Es ergibt sich keine Berichts- und Rechenschaftspflicht. Entscheidend ist nach Kompensation des Holzverlustes ausschließlich die tatsächliche Wirkung der Maßnahmen zur Steigerung der Ökosystemleistungsfähigkeit auf den geschädigten Waldflächen, nicht aber die bloße Intention von positiven Wirkungen.

Sollte die Fläche dennoch nachträglich beräumt werden, muss die Regenerationsprämie in voller Höhe zurückgezahlt werden.

3.2. Kontrolle und Sanktionen

Für eine vergleichbare, dauerhafte und flächendeckende Erfassung und Bewertung der Indikatoren auf den Waldflächen müssen automatisierte Verfahren angewendet werden. Die flächenscharfe Quantifizierung der Leistungen wird mithilfe von objektiven Geodaten und mit entsprechenden Algorithmen ermittelt. Dadurch wird auch nachvollziehbar, ob Veränderungen direkt im zu bewertenden Waldgebiet oder im Referenzgebiet eingetreten sind. Dadurch bleibt das System unabhängig von Messdaten vor Ort, die z.B. relativ aufwandsintensiv im Rahmen von Forsteinrichtungen erhoben werden müssen und teilweise veraltet oder nicht vorhanden sind.

Die kontinuierliche und dauerhafte Dokumentation (1 Mal jährlich) erlaubt ein aktuelles und transparentes Kontroll- und Bewertungssystem, welches ausschließlich und objektiv den tatsächlichen Zustand des Waldes betrachtet. Dies bedeutet auch, dass Waldbesitzer für eine überdurchschnittliche Leistung ihres Waldes entsprechend honoriert werden. In dem Moment wo es jedoch selbst verschuldet, also durch forstliche Maßnahmen, zu einem Leistungsabfall kommt, wird keine Prämie mehr ausgezahlt. Im Falle eines abrupten selbstverschuldeten Leistungsabfalls (etwa durch Kahlschlag und Räumung oder Großschirmschlag), müssen die Prämien der letzten fünf Jahre vollständig zurückgezahlt werden. Nicht davon ausgeschlossen sind flächige Sanitärhiebe, die im Rahmen von

Waldschutzmaßnahmen durchgeführt werden. Das Aufspüren und maßvolle Entnehmen oder Entrinden von einzelnen, etwa von Borkenkäfern befallenen Bäumen oder Baumgruppen (bevor die Käfer ausgeflogen sind), kann weiterhin durchgeführt werden - zumindest in einem Ausmaß, dass es nicht zur Beeinträchtigung der für die Waldleistungsprämien erforderlichen Indikatorschwellenwerte kommt (Unterschreitung des Durchschnitts).

Eine Variante des Honorierungssystems könnte die Sanktionierung von Waldbehandlungen wie großflächigen Kahlschlägen vorsehen, die deutlich zur Erwärmung der Landschaft beitragen. Diese wären dann nicht nur nicht förderungswürdig, sondern würden zur Erhebung z.B. einer 'Hitzeabgabe' führen.

3.3. Benötigte Ressourcen und institutionelle Strukturen

Für bestmögliche Transparenz bezüglich der Honorierung und zur Reproduzierbarkeit werden sämtliche Datensätze und Berechnungsmodelle offengelegt und frei zur Verfügung gestellt (ohne Nennung der spezifischen Flächeneigentümer). Hierfür müssen angemessene Ressourcen bereitstehen.

Zur Bewertung und Honorierung der Waldökosystemleistungen ist es aus Effizienzgründen und zur Standardisierung sinnvoll, dass die wesentlichen Arbeitsschritte von einer einzigen Institution auf nationaler Ebene umgesetzt werden. Die Beschaffung bzw. Berechnung der Daten, die Visualisierung und Verfügbarmachung der Ergebnisse, die automatisierte Bewertung individueller Waldorte und die Berichterstattung sollten am besten in einer Hand liegen. Denkbar ist etwa die Schaffung eines ***Deutschen Walddienstes***, der standardisierte und flächendeckende Informations- und Datenangebote gewährleistet, die Waldberichterstattung und -bewertung auf eine neue Grundlage stellt sowie in Abstimmung mit bzw. auch im Auftrag von den Bundesländern das Förderungssystem umsetzt. Die Leistungen könnten analog zum Deutschen Wetterdienst aufbereitet und angeboten werden (vgl. Wetter und Klima - Deutscher Wetterdienst - Leistungen (dwd.de)). Die Unabhängigkeit auch von sowohl privaten als auch staatlichen Institutionen ist zu gewährleisten, um Beeinflussung aufgrund von Interessenkonflikten zu vermeiden.

Zu den Anfangsinvestitionen gehören u.a. die Zusammenführung der Waldkataster der Länder und die entsprechende Vorbereitung der Geodatenbank und Algorithmen zur automatisierten Auswertung genauso wie die finale Definition der Referenzräume.

Es sollte eine frei verfügbare **interaktive Web-GIS-Anwendung** geschaffen werden, die es beliebigen Akteuren und natürlichen den Waldbesitzer*innen selbst erlaubt, sich unter Nutzung der Indikatoren über den jeweiligen Waldzustand zu informieren und interaktiv geo-statistische Analysen durchzuführen. Ein Beispiel für eine Webgis-Applikation auf dem aktuellen Stand der Technik ist etwa die *Climate Engine* der USA (http://climateengine.org/), die quasi in Echtzeit räumliche und statistische Informationen zu Niederschlag, Temperaturen, Feuchtigkeit, Strahlung, Dürre etc. für unterschiedliche Zeiträume bereitstellt. Sie verarbeitet große Datenmengen über Google Earth Engine und illustriert die Nutzbarmachung von diversen verfügbaren Datensätzen. Ihre Funktionalität geht weit über die in Deutschland üblichen Geoportale der Bundesländer hinaus. Ein weiteres Beispiel, wie Fernerkundungsdaten für eine Bewertung von Waldökosystemen genutzt und visualisiert werden können, wird aktuell von einem Unternehmen für Ecosia in Kooperation mit der Naturwaldakademie

Lübeck erarbeitet. Dabei werden auch anhand von frei verfügbaren Satellitendaten der Waldzustand und die Veränderungen u.a. anhand des NDVI berechnet und in einer interaktiven Karte bedienerfreundlich dargestellt.

Die Plattform soll zudem erlauben, auf Grundlage der Bewertungen der Waldorte **elektronische Förderanträge** zu stellen. Auch über die Förderung von Waldorten soll auf der Plattform transparent berichtet werden. Die Erstellung von einfachen Berichten und Statistiken sollte zum Leistungsangebot gehören. In der Einführungsphase sollten Waldbesitzer*innen finanzielle Unterstützung und Beratungsangebote gewährt werden, um den Anforderungen des Systems gerecht zu werden (u.a. Digitalisierung/ Lokalisierung des Besitzes).

Es wird vorgeschlagen, die Indikatordaten auf demselben Webportal für andere Anwendungen wie etwa **Waldzustandsberichte** oder Forschungsarbeiten frei zur Verfügung zu stellen. Dies kann die Standardisierung und Nachvollziehbarkeit der Berichterstattung der Länder unterstützen. Weitere Anwendungen wie z.B. Beiträge zu **Frühwarnsystemen** auf der Grundlage von Vegetationsindices und der automatischen Berechnung und Anzeige von Veränderungen der Werte sind denkbar. Auch die aktuelle Relevanz der verschiedenen Leistungen kann auf dieser Basis eingeschätzt werden. Sollten kritische (und noch zu definierende) Schwellenwerte auf Landschaftsebene über- oder unterschritten werden (z.B. eine Überhitzung von übermäßig durch Agrarflächen und versiegelten Flächen geprägte Regionen), kann hierdurch auch die Notwendigkeit für weitere Maßnahmen auf Landschaftsebene, auch über die Waldflächen hinaus, erkannt werden.

Wir schlagen vor, die Methodik der Berechnung von Ökosystemleistungen sowie die zugrundeliegenden Datenquellen spätestens alle fünf Jahre zu überprüfen.

Sobald die Grundlagen gelegt sind, umfassen die konkreten Aufgaben in einem jährlichen Rhythmus:

1. Erhebung und Berechnung der erforderlichen Raumdaten bzw. Indikatoren
2. Visualisierung, Geo-Statistik und Berichterstattung
3. Automatisierte Bewertung konkreter Waldorte und Abgleich mit Förderanträgen, Prüfung der Förderungswürdigkeit und Festsetzung der Fördersummen zur Weiterleitung an Bescheide ausstellende Stellen
4. Betrieb und Weiterentwicklung der Web-Plattform mit Web-GIS-Anwendung (ggf. in Interaktion mit entsprechenden Informationsangeboten der Länder)
5. Weiterentwicklung der Indikatoren und Datensätze unter Berücksichtigung technologischer Neuerungen; Anstreben größerer räumlicher und zeitlicher Auflösung

4. Diskussion und Ausblick

4.1. Allgemeine Beurteilung des Honorierungssystems

Das hier präsentierte Honorierungssystem unterscheidet sich deutlich von anderen Vorschlägen (z.B. Elsasser et al. 2020). Es wurde auf waldökologischer bzw. systemökologischer Grundlage entwickelt

und beruht auf dem Vorschlag, ausschließlich Fernerkundungsdaten zugrunde zu legen, die mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung bereitgestellt werden können. Dabei geht es um Struktur- und Funktionsindikatoren, die den Zustand und die Veränderung der Wälder und ihrer Leistungsfähigkeit objektiv und auf naturwissenschaftlicher Basis reflektieren, ohne auf konjunkturell beeinflussbare gesellschaftliche Aufmerksamkeit, Präferenzen oder Bereitschaften angewiesen zu sein. Damit würde auch für die nationale Walddiagnostik und -berichterstattung ein völlig neuartiges Fundament geschaffen, welches auch die partizipative naturräumliche Planung sowie die quantitative Beurteilung von Waldmanagementstrategien befördern kann.

Im Einklang mit Elsasser et al. (2020a bzw. b) gehen die Autor*innen davon aus, dass

- es einer "grundsätzlichen Neugestaltung des forstlichen Fördersystems" bedarf,
- die finanzielle Honorierung sich ausschließlich auf Leistungen beziehen soll, "die nicht hinreichend über Märkte bereitgestellt werden können"
- die Leistungen tatsächlich erbracht werden müssen
- die Förderung administrativ schlank gehalten werden sollte
- die Förderung so attraktiv sein muss, dass sie auch angenommen wird und
- sie "nicht auf jeden sachlich und örtlich denkbaren Spezialfall abzielen" sollte, "sondern sich auf die wichtigsten Leistungen konzentrieren" muss, ohne alle spezifischen Ökosystemleistungen der wissenschaftlichen Klassifikationen einzeln in den Blick zu nehmen.

Allerdings wird eine Orientierung an einer wie auch immer gearteten oder festgestellten gesellschaftlichen Nachfrage oder gar eines monetär bewerteten Nutzens strikt abgelehnt. Im Sinne eines Primats der Ökologie zielt das vorgeschlagene System auf die Förderung funktionstüchtiger und leistungsfähiger Ökosysteme ab. Die Indikatoren stehen für eine sehr breite Palette von Ökosystemfunktionen und -leistungen, für die es einen wissenschaftlich darstellbaren Bedarf gibt und der sich auch grundsätzlich mit politischen Prioritäten deckt (Erhaltung des Natur- und Landschaftswasserhaushalts, von gesunden Böden und von Biodiversität, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel). Als fundamentale gesellschaftliche Nachfrage wird die Erhaltung von bestmöglich - auch in Zeiten der Klimakrise - funktionierenden Waldökosystemen erkannt, welche bei Förderung gemäß den beschriebenen Indikatoren nachvollziehbar wird. Da die reale und relative Leistungsfähigkeit der Waldflächen bewertet wird, kann das Fördersystem nicht am Bedarf vorbei fördern oder Mittel verschwenden.

Es ist eine grundsätzliche Frage, ob Waldbesitzer*innen für Leistungen vergütet werden sollen, die ohnehin von ihnen gemäß der Gesetzgebung erwartet werden. Hierzu gehören die Bewahrung der Biodiversität genauso wie der Schutz von Wasser- und Bodenressourcen. Allerdings wurde dies bislang nicht in ausreichendem Maße erreicht – vielmehr trägt die forstliche Praxis auf ausgedehnten Flächen zu einer nachhaltigen Degradation bei. In vielen Fällen dürfte es sich um Vollzugsdefizite handeln. In verschiedenen Fällen wurde festgestellt, dass forstliche Behörden eine Rechtkonformität von Eingriffen bestätigen oder gar nicht erst umfassend prüfen. Die Beurteilung der Rechtskonformität krankt mutmaßlich vor allem auch daran, dass die Formulierungen in den Gesetzen zu unscharf sind, was selbst von staatlichen Betrieben ausgenutzt wird. Die Situation vieler Wälder und Forsten legt nahe,

dass die mangelhafte Anwendung der Gesetzgebung im Wald und die fehlende unabhängige Kontrolle der forstlichen Aktivitäten für große Schäden mitverantwortlich sind.

Es bleibt eine seit Jahrzehnten unerledigte und dringliche Aufgabe, eine ‚Gute fachliche Praxis' der Waldbewirtschaftung gesetzgeberisch auszugestalten. Im Rahmen der Erstellung des vorliegenden Dokuments war die Aufgabenstellung, eine Konzeption für die Honorierung von Ökosystemleistungen vorzulegen – es ging nicht um die Überprüfung und Weiterentwicklung des rechtlichen Rahmens. Dass diese Thematik nicht behandelt wurde, bedeutet nicht, dass sie nicht höchste waldpolitische Priorität verdient. Die Definition einer ‚Guten fachlichen Praxis' müsste angesichts einer dramatischen Entwicklung der Waldsituation, allgemeiner starker Biodiversitätsverluste in Deutschland und der akuten Klimakrise sich deutlich von den seinerzeit richtungsweisenden, aber nicht verwirklichten Entwürfen unterscheiden (vgl. v.a. Winkel, Volz: Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur »Guten fachlichen Praxis«. - Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 800 84 001 des Bundesamtes für Naturschutz, 2003). Vor allem ist auch in diesem Kontext auf die inzwischen gegebenen und sich rasch fortentwickelnden technischen Möglichkeiten der Fernerkundung, der digitalen Datenverarbeitung sowie der webbasierte Visualisierung und Analyse zu verweisen. Der in diesem Konzept vorgeschlagene Ansatz der flächigen Analyse von Waldzustandsdaten, wäre auch für eine automatisierte Überwachung der Einhaltung von gesetzlichen Vorgaben dienlich. Dabei könnten noch weitere Indikatoren zum Einsatz kommen. Es könnte also mit einem umfassenden Informationssystem (vgl. Empfehlung zur Einrichtung eines *Deutschen Walddienstes*) sowohl die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben im Sinne einer ‚Guten fachlichen Praxis' als auch die Erbringung von überdurchschnittlichen, honorierungswürdigen Ökosystemleistungen erfasst und bewertet werden. Es würde auch leichtfallen, auf diese Weise ein spezielles fernerkundungsgestütztes Monitoring von (Wald-)Schutzgebieten umzusetzen.

Bezüglich der Schutzgebiete ist zu diskutieren, ob Waldbesitzer*innen mit Besitz in Schutzgebieten in höherem oder geringerem Maße honoriert werden. Das vorliegende Konzept verzichtet auf einen Schutzgebietsindikator oder eine Schutzgebietsmaske, weil es auf die tatsächliche überdurchschnittliche Leistungsfähigkeit von Wäldern ankommen soll. Allerdings ließe sich etwa im Falle von FFH-Gebieten auf Grundlage von geeigneten Indikatoren auch eine Verschlechterung dokumentieren. Es könnte bestimmt werden, dass Waldbesitzer*innen im Falle einer mehr oder weniger starken Verschlechterung der Waldqualität (v.a. in Schutzgebieten) auf einem nennenswerten Anteil des Besitzes sanktioniert werden oder den Anspruch auf Honorierung verlieren.

4.2. Erwartete Lenkungswirkungen, etwaige Risiken und Beschränkungen

Das vorgeschlagene Honorierungssystem sollte ökologisch, sozial und ökonomisch effektiv sein. Die Lenkungswirkung ergibt sich daraus, dass Waldbesitzer*innen mit realen, bislang nicht vom Markt vergüteten Ökosystemleistungen Einnahmen erzielen können, die auf Grundlage objektiver Daten transparent errechnet werden. Da das jeweils aktuelle Ausmaß von Leistungen und Leistungsfähigkeit honoriert wird und nicht etwa schwer kontrollierbare Maßnahmen oder Intentionen, gibt es keine Möglichkeit, sich Leistungen unrechtmäßig vergüten zu lassen.

Die Waldbesitzer*innen, die bereits in der Vergangenheit mit ihrem Management besonders die Erhöhung von ökosystemarer Funktionstüchtigkeit und Leistungsfähigkeit angestrebt und erreicht

haben, werden sofort überdurchschnittlich belohnt. Andere haben die Möglichkeit, durch schonende Waldnutzung und -entwicklung die Förderungswürdigkeit ihrer Flächen zu erhöhen. Auf Grundlage der transparent zur Verfügung stehenden flächigen Geo-Walddaten können unterschiedliche Flächen und Managementansätze verglichen werden - es kann sich ein positiver Wettbewerb ergeben, bzw. Waldbesitzer*innen können voneinander lernen. Auf den geförderten Flächen muss keinesfalls gänzlich auf Holzeinschlag verzichtet werden. Allerdings fördern die Indikatoren eine Orientierung hin zu Einzelstammnutzung, Bildung vorratsreicher und eher dichter, kühler und vitaler Bestände mit beschränktem Holzbodenverlust durch Wege und Rückegassen. Die Waldleistungsprämien können schonende Bewirtschaftungsformen ohne Befahrung und z.B. mit Einsatz von Seiltechnik oder Pferden sowie die Aufgabe von Rückegassen wirtschaftlich sinnvoll erscheinen lassen.

Von einer Förderung ausgenommen sind Kahl- und Räumungshiebe. Die Wirkung von Maßnahmen, wie etwa das Absenken der Bestockung, kann zeitnah an den Indikatoren abgelesen werden; dies kann adaptives Management unterstützen, in dem Waldbesitzer*innen lernen, aus Fehlern zu lernen und sie nicht auf anderen Flächen zu wiederholen.

Bestimmte Indikatoren, wie etwa die Kühlung, können kurzfristig bedeuten, dass Nadelbaummonokulturen ähnlich leistungsfähig abschneiden wie naturnahe Laubmischwälder. Da sie aber in diesem Falle die entsprechende Leistung auch nachweislich erbringen, ist dies nicht problematisch. Allerdings muss den Waldbesitzer*innen klar sein, dass das Risiko besteht, die Leistungsfähigkeit im Rahmen einer Kalamität abrupt einzubüßen. Entsprechend sollte ein Anreiz gegeben sein, Einnahmen aus der Kühlungsprämie in den schonenden, aber konsequenten Waldumbau bzw. die Waldentwicklung zu investieren. Zudem bedingt die Kombination der Prämien, dass Monokulturen mutmaßlich auf Grundlage von Vitalität und Strukturvielfalt schlechter abschneiden als Mischwälder. Daraus ergibt sich der Anreiz, vielfältige Wälder sich entwickeln zu lassen. Dabei muss eine angemessene Dimensionierung der Interventionen austariert werden. Das Permanenz-Prämiensystem begünstigt erhaltende und vorsichtige Bewirtschaftungsansätze; abrupte und starke Eingriffe führen zur Absenkung der Förderungswürdigkeit.

Da die Waldflächen jährlich relativ zu allen Wäldern im Referenzraum bewertet werden (im Falle der Kühlung im Verhältnis zur Gesamtlandschaft), ergibt sich ein dynamisches Förderungssystem. Bei einer allgemeinen Absenkung der Vegetationsvitalität etwa in Folge von Extremwitterung bleiben die überdurchschnittlich leistungsfähigen Waldflächen förderungsfähig.

Die Regenerationsprämie sichert Waldbesitzer*innen ab, die sich aus historischen Gründen dem Risiko des flächigen Verlusts der Bestände gegenübersehen. Sie erleichtert ihnen, sich für eine naturnahe, sukzessionsbasierte Waldentwicklung zu entscheiden, indem das Totholz auf den Flächen belassen wird. Dies bremst auch die ‘Bearbeitbarkeit’ mit Maschinen und rasche ökosystemschädigende Interventionen. Allerdings unterbindet die Förderung des Belassens von Totholz auf den Flächen keinesfalls die aktive Beeinflussung der Waldentwicklung z.B. durch Saat oder Pflanzung. Es ist dem Kalkül der Waldbesitzer*innen überlassen, ob und wann sie die Regenerationsprämie für derartige Interventionen nutzen. Entscheidend ist, dass die Prämie so dimensioniert wird, dass sie nicht gezwungen sind, minderwertiges Holz zu ernten und auf einen geschwächten Markt zu bringen. Das jährlich aktualisierte Informationssystem erlaubt zusätzlich die Beurteilung der relativen Entwicklung von neuen Beständen auf den ehemaligen Kalamitätsflächen - auch im Vergleich mit geräumten und bepflanzten Flächen.

Die angesprochenen Lenkungswirkungen können nur erzielt werden, wenn die Einnahmen aus der Prämienvergütung und einer zurückhaltenden Holzernte attraktiver sind als eine konventionelle intensivere Nutzung.

Das vorgeschlagene Honorierungssystem kommt ohne aufwändige Kontrollen und Prüfungen im Wald aus. Eine Kombination oder Kooperation mit Zertifizierungssystemen bzw. Auditor*innen ist nicht erforderlich. Vielmehr schaffen die zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Datensätze gänzlich neue Möglichkeiten zur objektiven Beurteilung der Effektivität von Zertifizierungssystemen und der entsprechenden geforderten Maßnahmen. Auch in dieser Hinsicht kann sich ein positiver Wettbewerb zwischen unterschiedlichen Zertifizierungssystemen ergeben, deren Ergebnisse bezüglich der ökosystemaren Leistungsfähigkeit quantitativ analysiert und verglichen werden können. Die Zertifizierungssysteme bzw. Nachhaltigkeitsstandards können nunmehr dem Verbraucher gegenüber nachweisen, in welchem Maße die nach ihren Prinzipien und Kriterien bewirtschafteten Flächen ökologisch überdurchschnittlich gut abschneiden.

Es werden keine ernsten Risiken identifiziert, die vom Förderungssystem generiert werden. Es führt nicht zu Anreizen, irreversible Maßnahmen (wie etwa unüberlegt rasche und flächige Holzräumung) zu fördern. Es besteht bei den Indikatoren, die auf Ökosystemfunktionstüchtigkeit abzielen, und dem vorgeschlagenen Verrechnungssystem, keinerlei Risiko, dass das Falsche gefördert wird oder bestimmt Flächen ungerechtfertigterweise prämiert werden. Es sollte sich um ein '*no-regret*'-System handeln, da es nicht falsch sein kann, relativ kühle, vitale, biomassereiche und strukturreiche Wälder zu fördern. Das vorgeschlagene Indikator- und Informationssystems erlaubt eine zeitnahe Messung des Erfolgs - es kann im Laufe der Zeit direkt und objektiv überprüft werden, in welchen Wäldern ein Zugewinn von Funktionstüchtigkeit und Leistungsfähigkeit erzielt wird und wo sich diese gar reduzieren.

Einzig dürfte sich die Wirkung eines reduzierten Holzaufkommens ergeben. Entsprechend sind ökologisch und ökonomisch fragwürdige Exporte, die aktuell regelmäßig erfolgen, genauso zu auf den politischen Prüfstand zu stellen wie etwa die ohnehin fragwürdige energetische Nutzung von Holz. Auch in diesem Zusammenhang ergibt sich aus dem vorgeschlagenen Honorierungssystem eine politische Lenkungswirkung. Es muss besser verstanden und diskutiert werden, wo Holz am meisten wert ist und am dringendsten benötigt wird. Im Zusammenhang mit der Frage der Holzsuffizienz erfordern Einsparpotentiale bei der kurzlebigen stofflichen Nutzung, die gestiegene energetische Holzverwendung sowie künftige Nutzungssteigerungen im Bereich der Bioökonomie politisches Handeln.

Es ist wichtig auszuschließen, dass Holzimporte fehlendes heimisches Nutzholz kompensieren. Dies ist bereits der Fall und könnte sich mit der Fortentwicklung der Kalamitäten in Deutschland verstärken. Hierzu müssen flankierend verbindliche Umweltstandards für Importe eingeführt werden. Dies ist eine politische Aufgabe, die unabhängig von der Honorierung von Ökosystemleistungen existiert.

5. Literatur

Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. & Augusto, L. (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific reports*, *5*, Artikel 15991. https://doi.org/10.1038/srep15991

Allen, C. D. (2009). Climate-induced forest dieback: An escalating global phenomenon? *Unasylva*, *60*(231/232), 43–49. http://pubs.er.usgs.gov/publication/70036616

Antonova, S., Thiel, C., Höfle, B., Anders, K., Helm, V., Zwieback, S., Marx, S. & Boike, J. (2019). Estimating tree height from TanDEM-X data at the northwestern Canadian treeline. *Remote Sensing of Environment*, *231*, Artikel 111251. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111251

Asner, G. P., Brodrick, P. G., Philipson, C., Vaughn, N. R., Martin, R. E., Knapp, D. E., Heckler, J., Evans, L. J., Jucker, T., Goossens, B., Stark, D. J., Reynolds, G., Ong, R., Renneboog, N., Kugan, F. & Coomes, D. A. (2018). Mapped aboveground carbon stocks to advance forest conservation and recovery in Malaysian Borneo. *Biological Conservation*, *217*, 289–310. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.020

Asner, G. P., Clark, J. K., Mascaro, J., Galindo García, G. A., Chadwick, K. D., Navarrete Encinales, D. A., Paez-Acosta, G., Cabrera Montenegro, E., Kennedy-Bowdoin, T., Duque, Á., Balaji, A., Hildebrand, P. von, Maatoug, L., Phillips Bernal, J. F., Yepes Quintero, A. P., Knapp, D. E., García Dávila, M. C., Jacobson, J. & Ordóñez, M. F. (2012). High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*, *9*(7), 2683–2696. https://doi.org/10.5194/bg-9-2683-2012

Asner, G. P., Mascaro, J., Anderson, C., Knapp, D. E., Martin, R. E., Kennedy-Bowdoin, T., van Breugel, M., Davies, S., Hall, J. S., Muller-Landau, H. C., Potvin, C., Sousa, W., Wright, J. & Bermingham, E. (2013). High-fidelity national carbon mapping for resource management and REDD+. *Carbon balance and management*, *8*(1), 7. https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-7

Avelar, D., Garrett, P., Ulm, F., Hobson, P. & Penha-Lopes, G. (2020). Ecological complexity effects on thermal signature of different Madeira island ecosystems. *Ecological Complexity*, *43*, Artikel 100837. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100837

Averdiek, A., Engwer, M. & von Dressler, H. (Hg.) (2013). *GIS-gestützte Zustandserfassung von Befahrungslinien in einem Landesforst und einem Privatwald*. DBG. https://eprints.dbges.de/958/1/DBG_Tagung_2013_Averdiek_Engwer.pdf

Avitabile, V. & Camia, A. (2018). An assessment of forest biomass maps in Europe using harmonized national statistics and inventory plots. *Forest ecology and management*, *409*, 489–498. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.047.

Bajocco, S., Angelis, A. de & Salvati, L. (2012). A satellite-based green index as a proxy for vegetation cover quality in a Mediterranean region. *Ecological Indicators*, *23*, 578–587. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.013

Baumbach, L., Siegmund, J. F., Mittermeier, M. & Donner, R. V. (2017). Impacts of temperature extremes on European vegetation during the growing season. *Biogeosciences*, *14*(21), 4891–4903. https://doi.org/10.5194/bg-14-4891-2017

Bayerische Staatsforsten AöR. (2021). *Erschließung*. https://www.baysf.de/de/datenschutz.html#c5495

Beaudoin, A., Le Toan, T., Goze, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C. C., Han, H. C., Kong, J. A. & Shin, R. T. (1994). Retrieval of forest biomass from SAR data. *International Journal of Remote Sensing*, *15*(14), 2777–2796. https://doi.org/10.1080/01431169408954284

Bebber, D. P., Thomas, S. C., Cole, W. G. & Balsillie, D. (2004). Diameter increment in mature eastern white pine Pinus strobus L. following partial harvest of old-growth stands in Ontario, Canada. *Trees - Structure and Function*, *18*(1), 29–34. https://doi.org/10.1007/s00468-003-0274-y

Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. (2016). *Ecology: From individuals to ecosystems* (Fourth edition). Blackwell Publishing.

Berninger, A., Lohberger, S., Stängel, M. & Siegert, F. (2018). SAR-Based Estimation of Above-Ground Biomass and Its Changes in Tropical Forests of Kalimantan Using L- and C-Band. *Remote Sensing*, *10*(6), Artikel 831. https://doi.org/10.3390/rs10060831

Bestion, E. & Cote, J. (2018). Species Responses to Climate Change: Integrating Individual-Based Ecology Into Community and Ecosystem Studies. In D. A. DellaSala & M. I. Goldstein (Hg.), *Encyclopedia of the anthropocene.* Waltham MA: Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09801-8

Blumröder, J. S., Hoffmann, M. T., Ilina, O., Winter, S., Hobson, P. R. & Ibisch, P. L. (2020). Clearcuts and related secondary dieback undermine the ecological effectiveness of FSC certification in a boreal forest. *Ecological Processes*, *9*(1). https://doi.org/10.1186/s13717-020-0214-4

Blumröder, J. S., Ibisch, P. L. & Kriewald, S. (2019b). *Hambacher Forst in der Krise (II): Temperaturmessungen zur Beurteilung der mikroklimatischen Situation des Waldes und des Randbereichs*. Greenpeace e.V.

Blumroeder, J. S., Burova, N., Winter, S., Goroncy, A., Hobson, P. R., Shegolev, A., Dobrynin, D., Amosova, I., Ilina, O., Parinova, T., Volkov, A., Graebener, U. F. & Ibisch, P. L. (2019a). Ecological effects of clearcutting practices in a boreal forest (Arkhangelsk Region, Russian Federation) both with and without FSC certification. *Ecological Indicators*, *106*, 105461. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105461

Bréda, N. J. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of experimental botany*, *54*(392), 2403–2417. https://doi.org/10.1093/jxb/erg263

Breshears, D. D., Adams, H. D., Eamus, D., McDowell, N. G., Law, D. J., Will, R. E., Williams, A. P. & Zou, C. B. (2013). The critical amplifying role of increasing atmospheric moisture demand on tree mortality and associated regional die-off. *Frontiers in plant science*, *4*, Artikel 266. https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00266

Brolly, M. & Woodhouse, I. (2014). Long Wavelength SAR Backscatter Modelling Trends as a Consequence of the Emergent Properties of Tree Populations. *Remote Sensing*, *6*(8), 7081–7109. https://doi.org/10.3390/rs6087081

Budesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.). (2008). *Daten zur Natur 2008* (1. Aufl.). Landwirtschaftsverlag: 10-11.

Castagneri, D., Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2013). Age and growth patterns of old Norway spruce trees in Trillemarka forest, Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *28*(3), 232–240. https://doi.org/10.1080/02827581.2012.724082

Clarke, N., Kiær, L. P., Janne Kjønaas, O., Bárcena, T. G., Vesterdal, L., Stupak, I., Finér, L., Jacobson, S., Armolaitis, K., Lazdina, D., Stefánsdóttir, H. M. & Sigurdsson, B. D. (2021). Effects of intensive biomass harvesting on forest soils in the Nordic countries and the UK: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, *482*, Artikel 118877. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118877

Csillik, O., Kumar, P., Mascaro, J., O'Shea, T. & Asner, G. P. (2019). Monitoring tropical forest carbon stocks and emissions using Planet satellite data. *Scientific reports*, *9*(1), 17831. https://doi.org/10.1038/s41598-019-54386-6

Davis, A. J., Lawton, J. H., Shorrocks, B. & Jenkinson, L. S. (1998). Individualistic species responses invalidate simple physiological models of community dynamics under global environmental change. *Journal of Animal Ecology*, *67*(4), 600– 612. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00223.x

de Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K. & Lenoir, J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature ecology & evolution*, *3*(5), 744–749. https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1

Dean, C., Kirkpatrick, J. B., Doyle, R. B., Osborn, J., Fitzgerald, N. B. & Roxburgh, S. H. (2020). The overlooked soil carbon under large, old trees. *Geoderma*, *376*, Artikel 114541. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114541

Didan, K. (2015). *MOD13A2 V006: MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 1km SIN Grid* (MOD13 Nr. 35). U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13A2.006

Dolezal, J., Fibich, P., Altman, J., Leps, J., Uemura, S., Takahashi, K. & Hara, T. (2020). Determinants of ecosystem stability in a diverse temperate forest. *Oikos*, *129*(11), 1692–1703. https://doi.org/10.1111/oik.07379

Dubayah, R., Blair, J. B., Goetz, S., Fatoyinbo, L., Hansen, M., Healey, S., Hofton, M., Hurtt, G., Kellner, J., Luthcke, S., Armston, J., Tang, H., Duncanson, L., Hancock, S., Jantz, P., Marselis, S., Patterson, P. L., Qi, W. & Silva, C. (2020). The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. *Science of Remote Sensing*, *1*, Artikel 100002. https://doi.org/10.1016/j.srs.2020.100002

Duffy, K. A., Schwalm, C. R., Arcus, V. L., Koch, G. W., Liang, L. L. & Schipper, L. A. (2021). How close are we to the temperature tipping point of the terrestrial biosphere? *Science advances*, *7*(3). https://doi.org/10.1126/sciadv.aay1052

Ehrlich, P. R. & Ehrlich, A. H. (1981). *Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species* (1. ed.). Random House.

Ehrlich, P. R. & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, *33*(4), 248–254. https://doi.org/10.2307/1309037

Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., van Noordwijk, M., Creed, I. F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D. V., Tobella, A. B., Ilstedt, U., Teuling, A. J., Gebrehiwot, S. G., Sands, D. C., Muys, B., Verbist, B., . . . Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, *43*, 51–61. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002

Elsasser, P., Altenbrunn, K., Köthke, M., Lorenz, M. & Meyerhoff, J. (2020b). *Regionalisierte Bewertung der Waldleistungen in Deutschland*. *Thünen-Report: Bd. 79*. Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut.

Elsasser, P., Köthke, M. & Dieter, M. (2020a). *Ein Konzept zur Honorierung der Ökosystemleistungen der Wälder*. *Thünen Working Paper: Bd. 152*. Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie. https://doi.org/10.3220/WP1598533026000

Elsasser, P., Meyerhoff, J., Montagné, C. & Stenger, A. (2009). A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland – A possible base for a concerted European approach. *Journal of Forest Economics*, *15*(1-2), 93–107. https://doi.org/10.1016/j.jfe.2008.03.005

EMBER. (2021). *Daily EU ETS carbon market price (Euros): EUA Price*. https://ember-climate.org/data/carbon-p

Englhart, S., Keuck, V. & Siegert, F. (2011). Aboveground biomass retrieval in tropical forests — The potential of combined X- and L-band SAR data use. *Remote Sensing of Environment*, *115*(5), 1260–1271. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.008

Ermida, S. L., Soares, P., Mantas, V., Göttsche, F.-M. & Trigo, I. F. (2020). Google Earth Engine Open-Source Code for Land Surface Temperature Estimation from the Landsat Series. *Remote Sensing*, *12*(9), Artikel 1471. https://doi.org/10.3390/rs12091471

Fang, H., Jiang, C., Li, W., Wei, S., Baret, F., Chen, J. M., Garcia-Haro, J., Liang, S., Liu, R., Myneni, R. B., Pinty, B., Xiao, Z. & Zhu, Z. (2013). Characterization and intercomparison of global moderate resolution leaf area index (LAI) products: Analysis of climatologies and theoretical uncertainties. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *118*(2), 529–548. https://doi.org/10.1002/jgrg.20051

Farwell, L. S., Elsen, P. R., Razenkova, E., Pidgeon, A. M. & Radeloff, V. C. (2020). Habitat heterogeneity captured by 30-m resolution satellite image texture predicts bird richness across the United States. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, *30*(8), Artikel e02157. https://doi.org/10.1002/eap.2157

Farwell, L. S., Gudex-Cross, D., Anise, I. E., Bosch, M. J., Olah, A. M., Radeloff, V. C., Razenkova, E., Rogova, N., Silveira, E. M., Smith, M. M. & Pidgeon, A. M. (2021). Satellite image texture captures vegetation heterogeneity and explains patterns of bird richness. *Remote Sensing of Environment*, *253*, Artikel 112175. https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112175

Fath, B. D. (2017). System ecology, energy networks, and path to sustainability. Int. J. of Design & Nature and Ecodynamics, 12(1), 1–15. doi:http://doi.org/10.2495/DNE-V12-N1-1-15

Fath, B. D., Jørgensen, S. E., Patten, B. C. & Straskraba, M. (2004). Ecosystem growth and development. *Bio Systems*, *77*(1-3), 213–228. https://doi.org/10.1016/j.biosystems.2004.06.001

Feizizadeh, B. & Blaschke, T. (2013). Examining Urban Heat Island Relations to Land Use and Air Pollution: Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis for Thermal Remote Sensing. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, *6*(3), 1749–1756. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2013.2263425

Filbee-Dexter, K., Pittman, J., Haig, H. A., Alexander, S. M., Symons, C. C. & Burke, M. J. (2017). Ecological surprise: concept, synthesis, and social dimensions. *Ecosphere*, *8*(12). https://doi.org/10.1002/ecs2.2005

Fischer, R., Knapp, N., Bohn, F., Shugart, H. H. & Huth, A. (2019). The Relevance of Forest Structure for Biomass and Productivity in Temperate Forests: New Perspectives for Remote Sensing. *Surveys in Geophysics*, *40*(4), 709–734. https://doi.org/10.1007/s10712-019-09519-x

Freudenberger, L., Hobson, P. R., Schluck, M. & Ibisch, P. L. (2012). A global map of the functionality of terrestrial ecosystems. *Ecological Complexity*, *12*, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.08.002

Geyer, J., Kiefer, I., Kreft, S., Chavez, V., Salafsky, N., Jeltsch, F. & Ibisch, P. L. (2011). Classification of climate-change-induced stresses on biological diversity. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, *25*(4), 708–715. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01676.x

GlobBiomass. (2016). *Regional Biomass Mapping Poland*. https://globbiomass.org/products/regional-mapping/regional-biomass-mapping-poland/

Goetz, S. & Dubayah, R. (2011). Advances in remote sensing technology and implications for measuring and monitoring forest carbon stocks and change. *Carbon Management*, *2*(3), 231–244. https://doi.org/10.4155/cmt.11.18

Gohr, C., Blumröder, J. S. & Ibisch, P. L. (2020). *Thermische Wirkungen von Waldökosystemen und Autobahnen unter den Bedingungen des Klimawandels: Beurteilung der mikro- und mesoklimatischen Effekte des geplanten Baus des Autobahnabschnittes der A49 auf den Dannenröder Forst, Hessen*. Greenpeace e.V.

Götze, C., Jung, A., Merbach, I., Wennrich, R. & Gläßer, C. (2010). Spectrometric analyses in comparison to the physiological condition of heavy metal stressed floodplain vegetation in a standardised experiment. *Open Geosciences*, *2*(2). https://doi.org/10.2478/v10085-010-0002-y

Gough, C. M., Atkins, J. W., Fahey, R. T. & Hardiman, B. S. (2019). High rates of primary production in structurally complex forests. *Ecology*, *100*(10), Artikel e02864. https://doi.org/10.1002/ecy.2864

Grossiord, C., Buckley, T. N., Cernusak, L. A., Novick, K. A., Poulter, B., Siegwolf, R. T. W., Sperry, J. S. & McDowell, N. G. (2020). Plant responses to rising vapor pressure deficit. *The New phytologist*, *226*(6), 1550–1566. https://doi.org/10.1111/nph.16485

Haines-Young, R. & Potschin, M. B. (2017). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.*

Hamberg, L. J. (2020). *The effect of ecosystem change, restoration, and plant diversity on thermally imaged surface temperature* [Doctor of Philosophy in Social and Ecological Sustainability]. University of Waterloo, Ontario, Canada. https://uwspace.uwaterloo.ca/bitstream/handle/10012/16522/Hamberg_Lars.pdf?sequence=12&isAllowed=y

Hardiman, B. S., Gough, C. M., Halperin, A., Hofmeister, K. L., Nave, L. E., Bohrer, G. & Curtis, P. S. (2013). Maintaining high rates of carbon storage in old forests: A mechanism linking canopy structure to forest function. *Forest ecology and management*, *298*, 111–119. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.031

Harmon, M. E., Fasth, B. G., Yatskov, M., Kastendick, D., Rock, J. & Woodall, C. W. (2020). Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon balance and management*, *15*(1), Artikel 1. https://doi.org/10.1186/s13021-019-0136-6

Hatfield, J. L. & Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, *10*, 4–10. https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001

Herold, M., Carter, S., Avitabile, V., Espejo, A. B., Jonckheere, I., Lucas, R., McRoberts, R. E., Næsset, E., Nightingale, J., Petersen, R., Reiche, J., Romijn, E., Rosenqvist, A., Rozendaal, D. M. A., Seifert, F. M., Sanz, M. J. & Sy, V. de (2019). The Role and Need for Space-Based Forest Biomass-Related Measurements in Environmental Management and Policy. *Surveys in Geophysics*, *40*(4), 757–778. https://doi.org/10.1007/s10712-019-09510-6

Hesslerová, P., Huryna, H., Pokorný, J. & Procházka, J. (2018). The effect of forest disturbance on landscape temperature. *Ecological Engineering*, *120*, 345–354. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.011

Hill, T. C., Williams, M., Bloom, A. A., Mitchard, E. T. A. & Ryan, C. M. (2013). Are inventory based and remotely sensed above-ground biomass estimates consistent? *PloS one*, *8*(9), Artikel 74170. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074170

Hill, T. C., Williams, M., Bloom, A. A., Mitchard, E. T. A. & Ryan, C. M. (2013). Are inventory based and remotely sensed above-ground biomass estimates consistent? *PloS one*, *8*(9), Artikel e74170. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074170

Huang, W., Dolan, K., Swatantran, A., Johnson, K., Tang, H., O'Neil-Dunne, J., Dubayah, R. & Hurtt, G. (2019). High-resolution mapping of aboveground biomass for forest carbon monitoring system in the Tri-State region of Maryland, Pennsylvania and Delaware, USA. *Environmental Research Letters*, *14*(9), Artikel 095002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2917

Ibisch, P. L, Conrad, A., Geyer, J., Mihotovic, V., Molitor, H. & Walk, H. (Hg.). (2018). *Der Mensch im globalen Ökosystem: Eine Einführung in die nachhaltige Entwicklung*. oekom.

Ibisch, P. L. (2018). Die Grundlage: Ökosysteme und Ökosystemmanagement. In P. L. Ibisch, A. Conrad, J. Geyer, V. Mihotovic, H. Molitor & H. Walk (Hg.), *Der Mensch im globalen Ökosystem: Eine Einführung in die nachhaltige Entwicklung* (S. 129– 154). oekom.

Ibisch, P. L., Blumröder, J. S. & Kriewald, S. (2019). *Hambacher Forst in der Krise: Studie zur Beurteilung der mikro- und mesoklimatischen Situation sowie Randeffekten*. Greenpeace e.V.

Jørgensen, S. E. (2007). Ecological network theory. *Ecological Modelling*, *208*(1), 1–2. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.018

Jørgensen, S. E. (2011). Towards a Thermodynamics of Biological Systems. In C. A. Brebbia (Hg.), *WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering: Bd. 51. Ecodynamics: The Prigogine Legacy* (Bd. 1, S. 1–19). WIT Press. https://doi.org/10.2495/978-1-84564-654-7/02

Joshi, N., Mitchard, E. T. A., Brolly, M., Schumacher, J., Fernández-Landa, A., Johannsen, V. K., Marchamalo, M. & Fensholt, R. (2017). Understanding 'saturation' of radar signals over forests. *Scientific reports*, *7*(1), Artikel 3505. https://doi.org/10.1038/s41598-017-03469-3

Joshi, N., Mitchard, E., Schumacher, J., Johannsen, V., Saatchi, S. & Fensholt, R. (2015). L-Band SAR Backscatter Related to Forest Cover, Height and Aboveground Biomass at Multiple Spatial Scales across Denmark. *Remote Sensing*, *7*(4), 4442– 4472. https://doi.org/10.3390/rs70404442

Kaasalainen, S., Holopainen, M., Karjalainen, M., Vastaranta, M., Kankare, V., Karila, K. & Osmanoglu, B. (2015). Combining Lidar and Synthetic Aperture Radar Data to Estimate Forest Biomass: Status and Prospects. *Forests*, *6*(12), 252–270. https://doi.org/10.3390/f6010252

King, M. F., Renó, V. F. & Novo, E. M. L. M. (2014). The Concept, Dimensions and Methods of Assessment of Human Well-Being within a Socioecological Context: A Literature Review. *Social Indicators Research*, *116*(3), 681–698. https://doi.org/10.1007/s11205-013-0320-0

Krankina, O. N. & Harmon, M. E. (1994). The impact of intensive forest management on carbon stores in forest ecosystems. *World Resource Review*, *6*(2), Artikel 161-177.

Lacroix, E. M., Petrenko, C. L. & Friedland, A. J. (2016). Evidence for losses from strongly bound SOM pools after clear cutting in a Northern hardwood forest. *Soil Science*, *181*(5), 202–207. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000147

Lagomarsino, A., De Meo, I., Agnelli, A. E., Paletto, A., Mazza, G., Bianchetto, E., Pastorelli, R. (2021). Decomposition of black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) deadwood and its impact on forest soil components. *Science of The Total Environment*, 754, 142039, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142039.

Lambert, J., Denux, J.-P., Verbesselt, J., Balent, G. & Cheret, V. (2015). Detecting Clear-Cuts and Decreases in Forest Vitality Using MODIS NDVI Time Series. *Remote Sensing*, *7*(4), 3588–3612. https://doi.org/10.3390/rs70403588

LaRue, E. A., Hardiman, B. S., Elliott, J. M. & Fei, S. (2019). Structural diversity as a predictor of ecosystem function. *Environmental Research Letters*, *14*(11), Artikel 114011. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab49bb

Laurin, G. V., Balling, J., Corona, P., Mattioli, W., Papale, D., Puletti, N., Rizzo, M., Truckenbrodt, J. & Urban, M. (2018). Above-ground biomass prediction by Sentinel-1 multitemporal data in central Italy with integration of ALOS2 and Sentinel-2 data. *Journal of Applied Remote Sensing*, *12*(1), Artikel 016008. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.12.016008

Lee, J., Morrison, I. K., Leblanc, J.-D., Dumas, M. T. & Cameron, D. (2002). Carbon sequestration in trees and regrowth vegetation as affected by clearcut and partial cut harvesting in a second-growth boreal mixedwood. *Forest Ecology and Management*, *169*(1-2), 83–101. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00300-6

Leturcq, P. (2020). GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. *Scientific reports*, *10*(1), 20752. https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8

Lijewski, P., Merkisz, J., Fuć, P. *et al.* (2017) Fuel consumption and exhaust emissions in the process of mechanized timber extraction and transport. *Eur J Forest Res* 136**,** 153–160. https://doi.org/10.1007/s10342-016-1015-2

Maes, J., Braat, L., Jax, K., Hutchins, M., Furman, E., Termansen, M., Luque, S., Paracchini, M.-L., Chauvin, C., Williams, R., Volk, M., Lautenbach, S., Kopperoinen, L., Schelhaas, M.-J., Weinert, J., Goossen, M., Dumont, E., Strauch, E., Dormann, C. & Bidoglio, G. (2011). *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: Methods, case studies and policy analysis - phase 1: PEER report No 3.* (Ispra: Partnership for European Environmental Research, Hg.). Selgraph srl.

Marx, K.; Engels, F. (1964): Werke. Herausgegeben vom Institut für Marxismus-Leninismus beim ZK der SED, 43 Bände, Band 25, Berlin.

Marziliano, P. A., Tognetti, R. & Lombardi, F. (2019). Is tree age or tree size reducing height increment in *Abies alba* Mill. at its southernmost distribution limit? *Annals of forest science*, *76*(1), 1–12. https://doi.org/10.1007/s13595-019-0803-5

Montagnoli, A., Fusco, S., Terzaghi, M., Kirschbaum, A., Pflugmacher, D., Cohen, W. B., Scippa, G. S. & Chiatante, D. (2015). Estimating forest aboveground biomass by low density lidar data in mixed broad-leaved forests in the Italian Pre-Alps. *Forest Ecosystems*, *2*(1), 1–9. https://doi.org/10.1186/s40663-015-0035-6

Natural Resources Conservation Service. (2003). *Forest Harvest Trails and Landings* [Conservation Practice Spesification - 655]. https://efotg.sc.egov.usda.gov/references/public/CO/CO655spec.pdf

Nilsson, M., Nordkvist, K., Jonzén, J., Lindgren, N., Axensten, P., Wallerman, J., Egberth, M., Larsson, S., Nilsson, L., Eriksson, J. & Olsson, H. (2017). A nationwide forest attribute map of Sweden predicted using airborne laser scanning data and field data from the National Forest Inventory. *Remote Sensing of Environment*, *194*, 447–454. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.022

Norris, C., Hobson, P. & Ibisch, P. L. (2011). Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology*, *49*, 562–570. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02084.x

Palmer, G., Hill, J. K., Brereton, T. M., Brooks, D. R., Chapman, J. W., Fox, R., Oliver, T. H. & Thomas, C. D. (2015). Individualistic sensitivities and exposure to climate change explain variation in species' distribution and abundance changes. *Science advances*, *1*(9). https://doi.org/10.1126/sciadv.1400220

Parker, G. G. (2020). Tamm review: Leaf Area Index (LAI) is both a determinant and a consequence of important processes in vegetation canopies. *Forest ecology and management*, *477*, Artikel 118496. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118496

Peregon, A. & Yamagata, Y. (2013). The use of ALOS/PALSAR backscatter to estimate above-ground forest biomass: A case study in Western Siberia. *Remote Sensing of Environment*, *137*, 139–146. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.06.012

Persson, H. (2014). *Estimation of forest parameters using 3D satellite data: Stereogrammetry, radargrammetry and interferometry*. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae: 2014:84*. Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences.

Petrillo, M., Cherubini, P., Fravolini, G., Ascher, J., Schärer, M., Synal, H.-A., Bertoldi, D., Camin, F., Larcher, R. & Egli, M. (2015). Time since death and decay rate constants of Norway spruce and European larch deadwood in subalpine forests determined using dendrochronology and radiocarbon dating. *Biogeosciences Discussions*, *12*(17), 14797–14832. https://doi.org/10.5194/bgd-12-14797-2015

Pingoud, K., Perälä, A.-L., Soimakallio, S. & Pussinen, A. (2003). *Greenhouse gas impacts of harvested wood products: Evaluation and development of methods*. *VTT tiedotteita: Bd. 2189*. VTT Technical Research Centre of Finland.

Pohl, H.- J. (1970). Kritik der Drei-Sektoren-Theorie. In U. Kress, G. Peters & U. Wagner (Hg.), *Mitteilungen aus der Arbeitsmarkt- und Berufsforschung (MittAB), Jg. 3, H. 4* (S. 313–325). Tümmels Buchdruckerei und Verlag GmbH.

Profft, I., Mund, M., Weber, G.-E., Weller, E. & Schulze, E.-D. (2009). Forest management and carbon sequestration in wood products. *European Journal of Forest Research*, *128*(4), 399–413. https://doi.org/10.1007/s10342-009-0283-5

Pucko, C., Beckage, B., Perkins, T. & Keeton, W. S. (2011). Species shifts in response to climate change: Individual or shared responses? 1,2. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, *138*(2), 156–176. https://doi.org/10.3159/TORREY-D-10-00011.1

Quegan, S., Rauste, Y., Avitabile, V., Balzter, H., Bouvet, A., Carreiras, J., Cartus, O., Carvalhais, N., Englhart, S., Fransson, J., Herold, M., Hoscilo, A., LeToan, T., Mathieu, R., Mermoz, S., Persson, H., Rodriguez-Veiga, P., Rozendaal, D., Santoro, M., . . . Tansey, K. (2017). *D6 – Regional Biomass Maps AlgorithmTheoretical Basis Document: (incorporating the Design Justification File D7)*. Prepared for European Space Agency (ESA-ESRIN) In response toESRIN/Contract No.4000113100/14/I_NB. GlobBiomass, *7*.

Rock, J., Badeck, F.-W. & Harmon, M. E. (2008). Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research*, *127*(4), 301–313. https://doi.org/10.1007/s10342-008-0206-x

Rodríguez-Veiga, P., Quegan, S., Carreiras, J., Persson, H. J., Fransson, J. E., Hoscilo, A., Ziółkowski, D., Stereńczak, K., Lohberger, S., Stängel, M., Berninger, A., Siegert, F., Avitabile, V., Herold, M., Mermoz, S., Bouvet, A., Le Toan, T., Carvalhais, N., Santoro, M., . . . Balzter, H. (2019). Forest biomass retrieval approaches from earth observation in different biomes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *77*, 53–68. https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.008

Rosenqvist, A., Shimada, M., Ito, N. & Watanabe, M. (2007). ALOS PALSAR: A Pathfinder Mission for Global-Scale Monitoring of the Environment. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *45*(11), 3307–3316. https://doi.org/10.1109/TGRS.2007.901027

Saarela, S., Wästlund, A., Holmström, E., Mensah, A. A., Holm, S., Nilsson, M., Fridman, J. & Ståhl, G. (2020). Mapping aboveground biomass and its prediction uncertainty using LiDAR and field data, accounting for tree-level allometric and LiDAR model errors. *Forest Ecosystems*, *7*(1). https://doi.org/10.1186/s40663-020-00245-0

Saatchi, S. S. & McDonald, K. C. (1997). Coherent effects in microwave backscattering models for forest canopies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *35*(4), 1032–1044. https://doi.org/10.1109/36.602545

Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S. & Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and

actions. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, *22*(4), 897–911. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x

Schick, A., Porembski, S., Hobson, P. H., Ibisch, P. L. (2019). Classification of key ecological attributes and stresses of biodiversity for ecosystem-based conservation assessments and management. *Ecological Complexity*, 38, 98-111, https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2019.04.001.

Schneider, E. D. & Kay, J. J. (1994). Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Mathematical and Computer Modelling*, *19*(6-8), 25–48. https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0

Searchinger, T. D., Beringer, T., Holtsmark, B., Kammen, D. M., Lambin, E. F., Lucht, W., Raven, P. & van Ypersele, J.-P. (2018). Europe's renewable energy directive poised to harm global forests. *Nature communications*, *9*(1), Artikel 3741. https://doi.org/10.1038/s41467-018-06175-4

Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, *5*(1). https://doi.org/10.1186/s40663-018-0138-y

Smith, S. J., Edmonds, J., Hartin, C. A., Mundra, A. & Calvin, K. (2015). Near-term acceleration in the rate of temperature change. *Nature Climate Change*, *5*(4), 333–336. https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2552

Ssymank, A. (1994). Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. *Natur und Landschaft*, *69*(9), 395–406.

Stiglitz, J. E., Sen, A. & Fitoussi, J.-P. (Hg.). (2009). *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. Paris.

Su, W., Gu, C. & Yang, G. (2010). Assessing the Impact of Land Use/Land Cover on Urban Heat Island Pattern in Nanjing City, China. *Journal of Urban Planning and Development*, *136*(4), 365–372. https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000033

Suggitt, A. J., Gillingham, P. K., Hill, J. K., Huntley, B., Kunin, W. E., Roy, D. B. & Thomas, C. D. (2011). Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos*, *120*(1), 1–8. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18270.x

Sun, G., Ranson, K. J., Guo, Z., Zhang, Z., Montesano, P. & Kimes, D. (2011). Forest biomass mapping from lidar and radar synergies. *Remote Sensing of Environment*, *115*(11), 2906–2916. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.03.021

Ter-Mikaelian, M. T., Colombo, S. J. & Chen, J. (2015). The Burning Question: Does Forest Bioenergy Reduce Carbon Emissions? A Review of Common Misconceptions about Forest Carbon Accounting. *Journal of Forestry*, *113*(1), 57–68. https://doi.org/10.5849/jof.14-016

Thiel, C., Drezet, P., Weise, C., Quegan, S. & Schmullius, C. (2006). Radar remote sensing for the delineation of forest cover maps and the detection of deforestation. *Forestry*, *79*(5), 589–597. https://doi.org/10.1093/forestry/cpl036

Thom, D., Golivets, M., Edling, L., Meigs, G. W., Gourevitch, J. D., Sonter, L. J., Galford, G. L. & Keeton, W. S. (2019). The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal-temperate North America. *Global change biology*, *25*(7), 2446–2458. https://doi.org/10.1111/gcb.14656

Udelhoven, T., Stellmes, M., Del Barrio, G. & Hill, J. (2009). Assessment of rainfall and NDVI anomalies in Spain (1989–1999) using distributed lag models. *International Journal of Remote Sensing*, *30*(8), 1961–1976. https://doi.org/10.1080/01431160802546829

Urbazaev, M., Thiel, C., Cremer, F., Dubayah, R., Migliavacca, M., Reichstein, M. & Schmullius, C. (2018). Estimation of forest aboveground biomass and uncertainties by integration of field measurements, airborne LiDAR, and SAR and optical satellite data in Mexico. *Carbon balance and management*, *13*(1), 5. https://doi.org/10.1186/s13021-018-0093-5

van der Ent, R. J., Wang-Erlandsson, L., Keys, P. W. & Savenije, H. H. G. (2014). Contrasting roles of interception and transpiration in the hydrological cycle – Part 2: Moisture recycling. *Earth System Dynamics*, *5*(2), 471–489. https://doi.org/10.5194/esd-5-471-2014

Vandvik, V., Skarpaas, O., Klanderud, K., Telford, R. J., Halbritter, A. H. & Goldberg, D. E. (2020). Biotic rescaling reveals importance of species interactions for variation in biodiversity responses to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *117*(37), 22858–22865. https://doi.org/10.1073/pnas.2003377117

Vicente-Serrano, S. M., Camarero, J. J., Olano, J. M., Martín-Hernández, N., Peña-Gallardo, M., Tomás-Burguera, M., Gazol, A., Azorin-Molina, C., Bhuyan, U. & El Kenawy, A. (2016). Diverse relationships between forest growth and the Normalized Difference Vegetation Index at a global scale. *Remote Sensing of Environment*, *187*, 14–29. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.001

Wagendorp, T., Gulinck, H., Coppin, P. & Muys, B. (2006). Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy*, *31*(1), 112–125. https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.01.002

Wake, S., Ramos-Izquierdo, L. A., Eegholm, B. H., Dogoda, P. J., Denny, Z. H., Hersh, M., Mulloney, M. M., Thomes, W. J., Ott, M. N., Jakeman, H., Poulios, D., Mule, P., Leon, E. de & Blair, J. B. (2019). Optical system design and integration of the Global Ecosystem Dynamics Investigation Lidar. In M. Strojnik & G. E. Arnold (Hg.), *SPIE 11128, Infrared Remote Sensing and Instrumentation XXVII*. 111280J (9 September 2019), https://doi.org/10.1117/12.2530653

Walther, G.-R. (2010). Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, *365*(1549), 2019–2024. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0021

Wear, D. N. & Coulston, J. W. (2015). From sink to source: Regional variation in U.S. forest carbon futures. *Scientific reports*, *5*, Artikel 16518. https://doi.org/10.1038/srep16518

Wiesner, S., Starr, G., Boring, L. R., Cherry, J. A., Stoy, P. C. & Staudhammer, C. L. (2021). Forest structure and composition drive differences in metabolic energy and entropy dynamics during temperature extremes in longleaf pine savannas. *Agricultural and Forest Meteorology*, *297*, 108252. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108252

Xu, L., Saatchi, S. S., Shapiro, A., Meyer, V., Ferraz, A., Yang, Y., Bastin, J.-F., Banks, N., Boeckx, P., Verbeeck, H., Lewis, S. L., Muanza, E. T., Bongwele, E., Kayembe, F., Mbenza, D., Kalau, L., Mukendi, F., Ilunga, F. & Ebuta, D. (2017). Spatial Distribution of Carbon Stored in Forests of the Democratic Republic of Congo. *Scientific reports*, *7*(1), 15030. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15050-z

Xu, Q., Man, A., Fredrickson, M. M., Hou, Z., Pitkänen, J., Wing, B., Ramirez, C., Li, B. & Greenberg, A. J. (2018). *LiDAR-Derived Aboveground Biomass and Uncertainty for California Forests, 2005-2014*. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1537

Yatskov, M., Harmon, M. E. & Krankina, O. N. (2003). A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, *33*(7), 1211–1226. https://doi.org/10.1139/x03-033

Yu, Y. & Saatchi, S. (2016). Sensitivity of L-Band SAR Backscatter to Aboveground Biomass of Global Forests. *Remote Sensing*, *8*(6), Artikel 522. https://doi.org/10.3390/rs8060522

Zellweger, F., Coomes, D., Lenoir, J., Depauw, L., Maes, S. L., Wulf, M., Kirby, K. J., Brunet, J., Kopecký, M., Máliš, F., Schmidt, W., Heinrichs, S., Ouden, J. den, Jaroszewicz, B., Buyse, G., Spicher, F., Verheyen, K. & Frenne, P. de (2019). Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global ecology and biogeography : a journal of macroecology*, *28*(12), 1774–1786. https://doi.org/10.1111/geb.12991

Zerbe, S. (1997). Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? Can potential natural vegetation (PNV) be a meaningful objective in natural silviculture? *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, *116*(1-6), 1–15. https://doi.org/10.1007/BF02766877

Zhang, Y., Liang, S. & Yang, L. (2019). A Review of Regional and Global Gridded Forest Biomass Datasets. ***Remote Sensing***, ***11***(23), Artikel 2744. https://doi.org/10.3390/rs11232744

Zhao, M., Running, S., Heinsch, F. A. & Nemani, R. (2010). MODIS-derived terrestrial primary production. In B. Ramachandran, C. O. Justice & M. J. Abrams (Hg.) (2011), ***Remote sensing and digital image processing: Bd. 11. Land remote sensing and global environmental change: NASA's Earth Observing System and the science of ASTER and MODIS*** (S. 635–660). Springer.

Zhao, S., Pereira, P., Wu, X., Zhou, J., Cao, J. & Zhang, W. (2020). Global karst vegetation regime and its response to climate change and human activities. ***Ecological Indicators***, ***113***, Artikel 106208. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106208

6. Anhang

Anhang 1: Fallbeispiel zur Quantifizierung der Klimaschutzleistung von Holznutzung vs. vorübergehende Nutzungsaufgabe auf Kalamitätsflächen und wachstumsaktiven Wäldern

Aktuell wird häufig kontrovers diskutiert, wie angesichts von Klimakrise und Waldkrise mit abgängigen oder abgestorbenen Flächen umzugehen ist. Eine sich aktuell rasch vergrößernde Problemstellung ergibt sich aus dem Absterben von Bäumen auf sogenannten Kalamitätsflächen; besonders prominent sind flächige Zusammenbrüche von Nadelbaumforsten. Hier ist dringend zu beurteilen, wie auf diesen Flächen Ökosystemleistungen am wirksamsten für den Klimaschutz genutzt werden können. Eine wichtige weitere Option kann darstellen, die Holznutzung in wachstumsaktiven Wäldern temporär auszusetzen (oder zu minimieren) und damit die Förderung von regulierenden Ökosystemleistungen zu betreiben. Intensive Waldbewirtschaftung kann Kohlenstoffvorräte um 10-25 % reduzieren (Krankina und Harmon 1994).

Im Folgenden wird beispielhaft quantifiziert, wie Holznutzungs-Entscheidungen die Kohlenstoffbilanz beeinflussen. Dabei wird die Differenz des gespeicherten Kohlenstoffs ohne Holzernte bzw. Aufarbeitung von 'Kalamitätsholz' im Vergleich zum gewöhnlichen Holznutzungsszenario betrachtet. Bei der Berechnung wird zwischen vitalen, wachstumsaktiven Beständen, in denen die reguläre Ernte eingestellt wird und Kalamitätsflächen (z.B. Fichtenbestände, die vom Borkenkäfer befallen sind), in denen die übliche flächige 'Schadholz'-Beräumung ausbleibt, unterschieden.

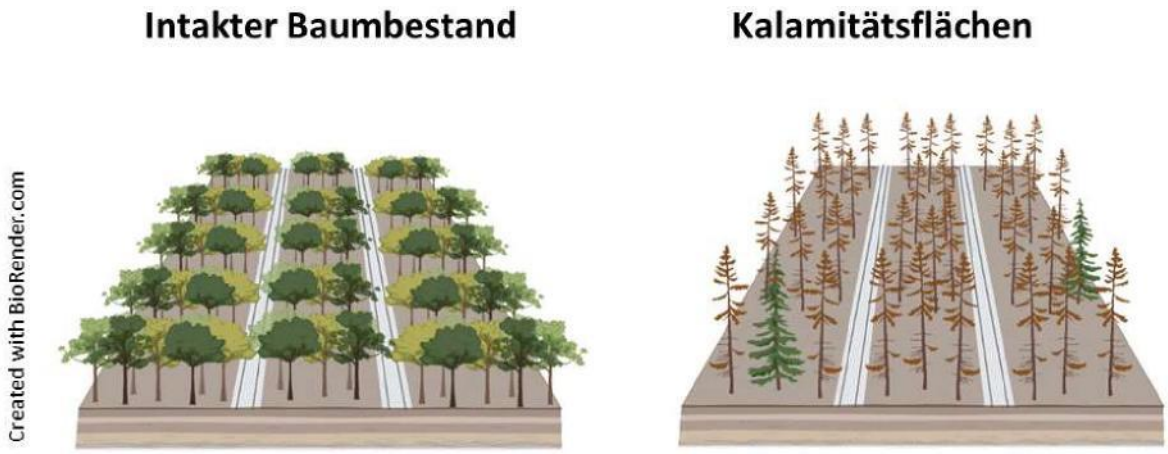

Abb. A1: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Ausgangssituation bei der Kohlenstoffberechnung. Dargestellt sind (noch) lebende bzw. abgestorbene Bestände sowie Rückegassen.

Ein Betrachtungszeitraum im Rahmen von wenigen Jahrzehnten wird hier als sinnvoll erachtet, da - wie oben dargestellt - kurzfristig Effekte zum Klimaschutz erzielt werden müssen. Ein längerer Betrachtungszeitraum bedeutet zudem eine größere Unsicherheit bezüglich der zukünftigen Entwicklung der Waldkohlenstoffspeicher und -senken.

Rückhaltung von Totholz-Kohlenstoff

Bei **Kalamitätsflächen** muss zwischen Flächen unterschieden werden, auf denen der Bestand

a) noch komplett erhalten ist, also die abgestorbenen Bäume als stehendes Totholz erst langsam umfallen und sich dann über die Zeit zersetzen oder

b) bereits zu Boden gefallen ist (z.B. Sturmwurfflächen) und als liegendes Totholz sofort zu zersetzen beginnt.

Im stehenden und austrocknenden Totholz bleibt der Kohlenstoff langfristig erhalten (Petrillo et al. 2016, Yatskov et al. 2003). Für einen noch stehenden Bestand wird unter Annahme einer entsprechenden jährlichen Umfallrate der Bäume die Menge an Totholz bestimmt, die sich dann zu zersetzen beginnt. Mit Hilfe einer jährlichen Zersetzungskonstante (z.B. Rock et al. 2008, Harmon et al. 2020) kann die Volumenreduktion des sich zersetzenden Totholzvorrates bestimmt werden. Für jede Baumart und in Abhängigkeit des Zersetzungsgrads kann anhand der Totholzdichte sowie des durchschnittlichen Kohlenstoffgehaltes (51 %) die noch im System erhaltenen Kohlenstoffäquivalente berechnet werden. Der Kohlenstoff des bereits vollständig zersetzten Totholzes (als Differenz des ursprünglichen Vorrats und der Menge, die nach einem bestimmten Zeitraum noch übrig ist) ist wiederum nicht vollständig in die Atmosphäre entwichen, sondern 32 % sind in den Boden ausgewaschen (***leaching***) und dort gespeichert worden (Lagomarsino et al. 2021).

Durch das Unterlassen von regulären Erntemaßnahmen, wird die Energie eingespart, die für den Einsatz von **Maschinen** benötigt worden wäre, um die Bäume zu fällen und abzutransportieren. Diese kann in Abhängigkeit des ursprünglichen Vorrats bzw. auf Grundlage der ermittelten Biomassevorräte berechnet werden (z.B. nach Lijewski et al. 2017).

Durch das Unterlassen einer vollständigen Entfernung von Bäumen (kahlschlagen) wird vermieden, dass im **Boden** gespeicherter Kohlenstoff freigesetzt wird (Achat et al. 2015, Lacroix et al. 2016).

Des Weiteren nimmt die **Baumverjüngung** auf nicht behandelten Flächen mehr CO_2 auf als auf kahlgeschlagenen, und demnach wird durch das Belassen von Kalamitätsholz eine Kohlenstofffreisetzung durch die flächige Räumung vermieden (nach Lee et al. 2002).

Der Flächenanteil innerhalb der Bestände, der Bäumen üblicherweise durch das regelmäßige Befahren auf **Rückegassen** nicht als Wachstumsfläche zur Verfügung stehen ist eine weitere relevante Größe für die Gesamtkohlenstoffbilanz. Wie bereits oben beschreiben kann diese Fläche bei einem regelmäßigen Rückegassenabstand von 20 Metern und einer Breite von 4 Metern ca. 20 % betragen und stellt damit ein erhebliches Kohlenstoffspeicherpotential dar (Averdiek et al. 2013).

Dem Verbleib von Kohlenstoff im Waldspeicher wird der Teil an Kohlenstoff (23 %) gegenübergestellt, bzw. von der Gesamtbilanz abgezogen, der üblicherweise in einen längerfristigen Produktspeicher übergeht, wie z.B. Bauholz für das eine Verweilzeit von 50 Jahren angenommen wird (siehe Pingoud et al. 2003).

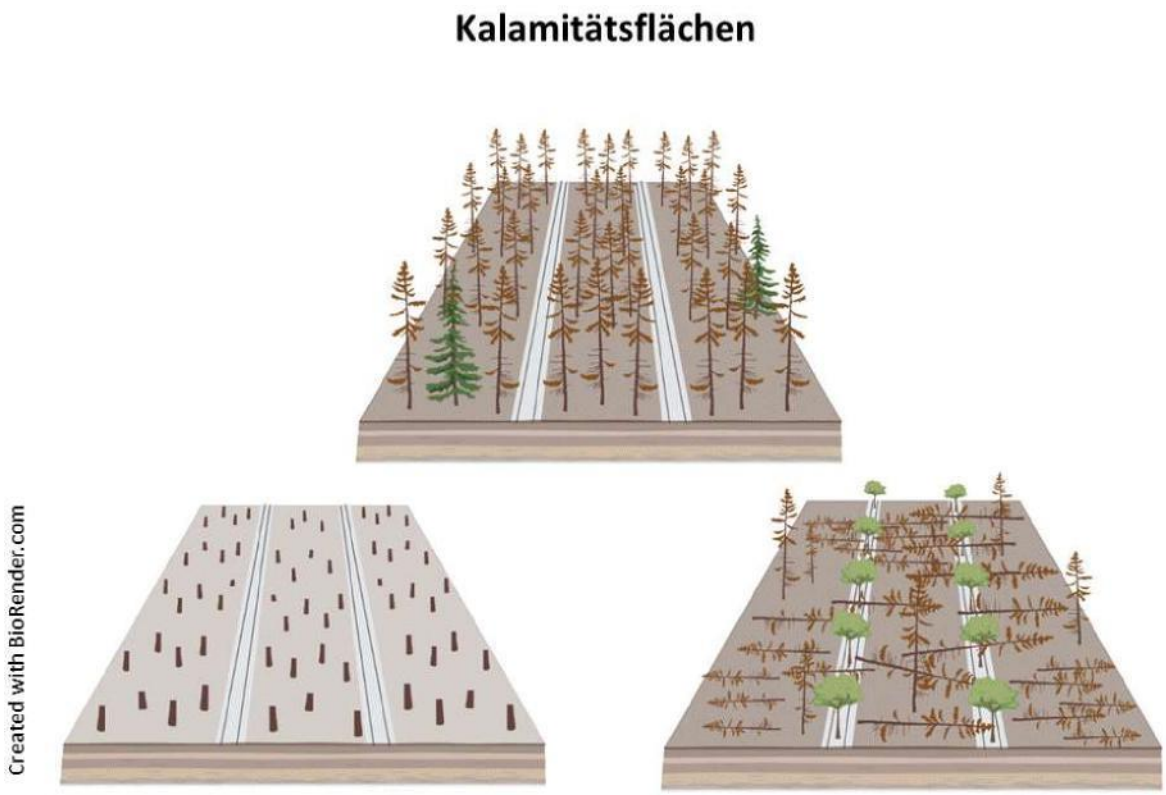

Abb. A2: Schematische Darstellung der unterschiedlichen oberirdischen Biomassevorräte auf geräumten und ungeräumten Kalamitätsflächen bei der Kohlenstoffberechnung. Der mutmaßlich neu aufwachsende Baumbestand auf der geräumten/ ungeräumten Fläche ist nicht dargestellt, da vereinfacht angenommen wird, dass sie vergleichbar ausfällt. Unterschiede ergeben sich auf der ungeräumten Fläche u.a. aus dem sich im Laufe von Jahrzehnten zersetzenden Totholz und der Besiedelung Rückegassen.

Beispielrechnung:

Nach einem Zeitraum von 30 Jahren ergibt sich durch die Nicht-Beräumung einer Fichten-Borkenkäferkalamitätsfläche im Vergleich zur beräumten Variante eine Differenz der Kohlenstoffmenge welche in die Atmosphäre gelangt ist bzw. im Waldspeicher verblieben ist. Ausgehend von einer Fichtenkalamitätsfläche, die einen ursprünglichen Derbholz-Vorrat von 300m^3/ha aufweist, bleiben nach 30 Jahren im Vergleich zur Räumungsvariante pro Hektar 132 t CO_2 Äquivalente zusätzlich im Waldspeicher vorhanden. Hinzu kommen durch den Verzicht auf Maschineneinsatz 0,63 t CO_2 Äquivalente, 36 t CO2 Äquivalente durch den zusätzlichen Bewuchs auf Rückegassen, 129 t CO_2 Äquivalente Bodenkohlenstoff, der durch Verzicht von Kahlschlags-Sanitärhieben nicht aus dem Boden freigesetzt wird und 51 t CO_2 Äquivalente durch das verbesserte Wachstum von Bäumen auf nicht-kahlgeschlagenen Flächen. Abzüglich eines angenommenen Anteils am Kalamitätsholz von 23 %, der in den langfristigen Produktspeicher geht (50 Jahre; 30 t CO_2 Äquivalente), ergibt sich durch Nicht-Räumung die vermiedene Emission von insgesamt 318 t CO_2 Äquivalente.

Anmerkung: Derzeitig sind die Anteile des Kalamitätsholzes, die in langfristige Produktspeicher überführt werden zweifelsohne deutlich geringer als hier angenommen. Dieser Effekt würde die Wirkung der Totholzrückhaltung auf Kalamitätsflächen erhöhen. Es werden entsprechend

auch keine nennenswerten Substitutionseffekte angenommen, die ohnehin oft überschätzt werden (vgl. Leturcq 2020).

Kohlenstoffrückhaltung und -bindung in wachstumsaktiven Wäldern

Durch das Unterlassen der regulären Ernte verweilt das normalerweise entnommene Holzvolumen im Wald und der gebundene Kohlenstoff wird dort erst langsam mit zunehmender Holzzersetzung freigesetzt. Demgegenüber steht die energetische Nutzung, bei der die im Holz gespeicherte Kohlenstoffmenge unmittelbar durch Verbrennung oder auch in kurzlebigen Produkten (wie Papier) nach kurzer Zeit (1 Jahr) freigesetzt wird. Dies ist v.a. häufig für Laubholzbestände, wie Buchenbestände, der Fall. Zusätzlich kann der Flächenanteil innerhalb der Bestände, der üblicherweise durch das regelmäßige Befahren auf Rückegassen nicht für Bäume als Wachstumsfläche zur Verfügung stehen, durch das Unterlassen von Erntemaßnahmen und damit auch das Nichtbefahren von Rückegassen als zusätzliche Kohlenstoffsenke zur Verfügung stehen (siehe oben). Durch das Unterlassen von Erntemaßnahmen wird außerdem die Energie eingespart, die für die Umsetzung der Maßnahmen durch den Einsatz von Maschinen sowie für den Holztransport benötigt worden wäre. Diese kann in Abhängigkeit des Erntevolumens berechnet werden (z.B. nach Lijewski et al. 2017). Die durch die natürliche Totholz-Akkumulation im unbehandelten Bestand und die anschließende Holzzersetzung wird außerdem ein Teil des Kohlenstoffs in den Boden ausgewaschene (siehe oben *‚leaching'*) und gelangt somit nicht in die Atmosphäre.

Abb. A3: Schematische Darstellung der unterschiedlichen oberirdischen Biomassevorräte auf konventionell genutzten sowie temporär ungenutzten Waldflächen bei der Kohlenstoffberechnung.

<u>Beispielrechnung:</u>

Ausgehend von einem Rotbuchenbestand mit einem Derbholzvorrat von 300 m^3/ha und einem durchschnittlichen jährlichen Hiebsatz von 5 m^3/ha ergibt sich eine Differenz von insgesamt

265 t CO_2 pro Hektar durch das Unterlassen der regulären Holzernte. Diese Berechnung setzt sich zusammen aus dem Anteil an Holzbiomasse, der nicht durch Erntemaßnahmen aus dem Wald entnommen wird, sondern im Waldspeicher verweilt (228 t CO_2), der Fläche der nicht mehr genutzten Rückegassen, die zusätzlich von Bäumen besiedelt werde (36 t CO_2), dem unterbliebenen Maschineneinsatz (0,3 t CO_2) und einer Totholzakkumulation bzw. anteiliger Kohlenstoff, der aus dem Totholz in den Boden eingetragen und dort gespeichert wird (1,5 t CO_2).

Die angeführten Beispiele zeigen, dass es sich allein bzgl. der Vermeidung von CO_2-Emissionen bei Zugrundelegung einer hinreichend komplexen Kohlenstoffbilanzierung in einem Zeitraum von wenigen Jahrzehnten lohnt, lebende und tote Bäume im Wald zu belassen. Dabei sind andere Ökosystemfunktionen und -leistungen wie Bodenbildung, Wasserrückhaltung, Reduktion von Wasserverlusten und Stabilisierung der Wachstumsbedingungen für neue Bäume noch gar nicht berücksichtigt. Konzepte zur Förderung von Ökosystemleistungen müssen deshalb Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Funktionen und Leistungen genauso beachten wie die Zeithorizonte des Leistungsdargebots und des Bedarfs.

Anhang 2: Ausgewählte wissenschaftliche Befunde zur Beeinträchtigung von Waldökosystemen durch Befahrung, flächige Räumung bzw. Kahlschläge sowie zur Regeneration

Extrakt aus einer für ClientEarth erarbeiteten Fachdokumentation (Pierre L. Ibisch, Jeanette S. Blumröder, Léa Muller, Stefan Kreft Centre for Econics and Ecosystem Management an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde)

Schädigungen der Standorte (abiotisch)

1) Die **Holzernte** ist eine **bodenstörende** Tätigkeit, die Böden freilegt und zu Sedimentation in Gewässern führen kann (Ballard 2000; Najafi et al. 2009; Lotfalian & Bahmani 2011; Alexander 2012).

2) **Kahlschläge** sind mit schwerwiegenden Umweltauswirkungen verbunden (Ziegler et al. 2006). Meist werden schwere Maschinen eingesetzt, was zu einer **Verdichtung** des Bodens und einer Verringerung der **Makroporosität** und der Infiltrationskapazität führt (Malmer und Grip, 1990).

3) Holzerntearbeiten führen zur **Verdichtung** von Waldböden (Naghdi et al. 2007; Naghdi et al. 2009).

4) Bodenverdichtung wirkt sich langfristig negativ auf die **Bodeneigenschaften** und die **Wachstumsraten** der Bäume aus, wobei besonders die **erste Befahrung** und das maschinelle Rücken von Stämmen den Unterboden stören (Rab 2004).

5) Entscheidend sind die Art der eingesetzten **Maschinen**, die **Häufigkeit** der Befahrung und die angewandten Waldschutzmaßnahmen (Sowa & Kulak 2008; Demir et al. 2010; Servadio 2010).

6) Die **ersten beiden Befahrungen** von Waldböden mit schweren Maschinen führen zu einer maximalen Zunahme der Bodenverdichtung und einer maximalen Abnahme der Infiltrationsrate (Silva et al. 2008).

7) Die **erste Befahrung hat den größten negativen Einfluss** auf den Boden, v. a. auf die oberste Bodenschicht (Tan et al. 2008; Cambi et al. 2015; Abdi et al. 2017).

8) Maschinell durchgeführte Kahlschläge führten zu einer 30-%igen Zunahme der **Bodenverdichtung** (Weert 1974).

9) Das Rücken von gefällten Kiefern führte zu einer 20-%igen Zunahme der **Bodenverdichtung** und zur Abnahme der **Bodenporosität** (Dickerson 1976).

10) Auf **sandigen** humusreichen Waldböden verursacht ein Anstieg des Kontaktdrucks um 100 kPa einer Abnahme der Bodenporosität in 10-15 cm Tiefe um 5,7 % nach 24 Befahrungen (Sakai et al. 2008).

11) Auf sandigen Böden sinkt der negative Einfluss auf die Bodenverdichtung mit geringerem **Gewicht** der Maschinen. Die Häufigkeit der Befahrung ist weniger relevant als das Gewicht, wobei die erste(n) Befahrung(en) den größten Einfluss haben, der negative Einfluss auf nicht verdichtete Böden am stärksten ist und es **sehr lange Zeit dauert**, bis die Böden sich erholen (Ampoorter et al. 2012).

12) Die prozentuale Zunahme der Bodenverdichtung auf einer Rückegasse war auf vulkanischem Boden höher als auf granitischem Boden, aber die Erholungsraten waren ähnlich. Mit Ausnahme des granitischen Oberbodens (obere 5,1 cm) ist nach **23 Jahren** keine der Fahrspuren wieder zum ursprünglichen Zustand, wie er vor der forstlichen Maßnahme war, zurückgekehrt (Froehlich et al. 1985).

13) Die Bodenverdichtung reduziert die **Gesamtporosität** des Bodens (Silva et al. 2008) und vor allem die Anzahl der Makroporen. Wasser versickert im unverdichteten Boden schneller als in einem massiv verdichteten Boden desselben Typs (Hamza und Anderson 2003).

14) Die Bodenverdichtung verursacht eine Abnahme der **Sauerstoffdiffusion** (Renault und Stengel 1994) und kann zu anoxischen Bedingungen in verdichteten Böden führen, wenn der Sauerstoffverbrauch schneller als die Diffusion ist (Schnurr-Putz et al. 2006).

15) Eine Bodenverdichtung kann aufgrund einer **verringerten Wasserinfiltrationsrate** dazu führen, dass sich das Oberflächenwasser auf Fahrspuren staut, was wiederum alle bodenkundlichen Prozesse, insbesondere die Eisengeochemie, beeinflussen kann (Munch and Ottow 1983).

16) Die durch Holzrücken verursachte Bodenverdichtung führt zur Verringerung sowohl der gesättigten **hydraulischen Leitfähigkeit** (HC) als auch der **Infiltrationsrate** (IR) des Oberflächenbodens nach den ersten drei Malen an acht Standorten, an denen das Bodenwasserpotenzial zum Zeitpunkt des Rückens höher als -15 kPa war. Zusätzliche Befahrung, bis zu 12 Mal, verursachte keine weitere signifikante Abnahme der HC oder IR. Auf intensiver befahrenen Böden blieb die Infiltration jedoch mindestens 3 Jahre lang betroffen (Startsev & McNabb 2000).

17) Die Bodenverdichtung beeinflusst die Konzentration von **Kohlendioxid** (Conlin & Van den Driessche 2000) und die **Mineralisierung** des organischen Kohlenstoffs und Stickstoffs im Boden (De Neve & Hofman 2000). Die Bodenverdichtung führt direkt zu einem geringeren CO_2-Ausstoß aus verdichteten Böden (Silveira et al. 2010), kann aber indirekt, durch den vermehrten Einsatz von Maschinen zum Pflügen des verdichteten Bodens, zu einem höheren Verbrauch des Brennstoffs und letztlich zu einem höheren CO_2-Ausstoß führen (Voorhees & Hendrick 1977).

18) Die **Denitrifikation** nimmt mit der Bodenverdichtung zu (Arah & Smith 1989), was zu einer erhöhten Emission von N_2O in die Atmosphäre führt (Douglas & Crawford 1993).

19) Der **Oberflächenwasserabfluss** kann verstärkt und häufiger auftreten und zu Sedimentauswaschung führen (Mohr et al. 2013; Birkinshaw et al. 2011; Carr & Loague, 2012; Croke et al. 2001; Iroumé, et al. 2005; Iroumé et al. 2006; Jones & Grant 1996; Malmer & Grip, 1990).

20) Auf Kahlschlägen und Großschirmschlägen wurde eine Reduktion des **organischen Bodenkohlenstoffs** und **Stickstoffs** um bis zu 70 % im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle festgestellt (Christophel et al. 2015).

21) Anaerobe Bedingungen im Boden aufgrund der Bodenverdichtung können zu einer verminderten Zersetzung von Pestiziden und schließlich zu einer erhöhten **Auswaschung von Pestiziden** in das Grundwasser und in Grundwasserleiter führen (Alletto et al. 2010). Ebenso kann eine **verringerte hydraulische Leitfähigkeit** zu einer langsamen Abwärtsbewegung des Wassers und letztlich zu höheren Nitratgehalten im Grundwasser führen (Alletto et al. 2010).

Schädigung der biologischen Vielfalt bzw. Ökosystemfunktionalität durch Befahrung, Ernte und Kahlschläge

22) **Bodenverdichtung** beeinflusst die **biologische Vielfalt des Bodens** negativ und führt zu einer Abnahme der **mikrobiellen Biomasse**, der **enzymatischen Aktivität**, der **Bodenfauna** und der **Bodenflora** (Nawaz et al. 2013).

23) Die **mikrobielle Biomasse** des Bodens wird durch Bodenverdichtung negativ beeinflusst (Frey et al. 2009; Pupin et al. 2009) und führte zu einer verringerten Bodenbelüftung (13-36-%ige Abnahme der luftgefüllten Porosität), was zu einer Verringerung des mikrobiellen Biomasse-**Kohlenstoffs** und des mikrobiellen Biomasse-**Stickstoffs** führte (Tan & Chang 2007).

24) Jede Störung oder Belastung des Bodens kann die **enzymatischen Aktivitäten** im Boden beeinflussen (Buck et al. 2000).

25) Die Bodenverdichtung verändert die **physikalischen und chemischen Eigenschafte**n des Bodens, was zu einer Verringerung der **Phosphatase**-, **Urease**-, **Amidase**- und **Dehydrogenase**-Aktivitäten führt (Dick et al. 1988; Jordan et al. 2003; Pupin et al. 2009; Tan et al. 2008) oder zur Erhöhung der Phosphatase-Aktivität (Buck et al. 2000).

26) Verdichtete Rückegassen zeigen eine 38 % niedrigere **mikrobielle Biomasse** und eine 41-75 % geringere **Enzymaktivität** als nicht verdichteter Boden (Dick et al 1988).

27) In stark verdichteten Böden kommt es zur Abnahme der bakterien- und allesfressenden **Nematoden** bei gleichzeitiger Zunahme von pflanzenfressenden Nematoden (Bouwman & Arts 2000).

28) Es wird berichtet, dass **Regenwürmer** durch die Bodenverdichtung beeinflusst werden (Kretzschmar 1991; Radford et al. 2001) und ihre Population mit zunehmender Bodenverdichtung abnimmt (Chan & Barchia 2007).

29) In gemäßigten Wäldern bestimmen Kronenschlussgrad und Lebensraum-Heterogenität (Totholzsubstrate) die Diversität **saproxyler Käfer** und insbesondere in gemäßigten montanen Mischwäldern sollte Totholz in Form von großen Stämmen in sonnigen Lebensräumen vorhanden sein (Seibold et al. 2016).

30) Jede Störung eines Waldökosystems und/oder des Bodens wirkt sich **nachteilig auf die einheimische Bodenflora** aus (Zenner et al. 2006; Demir et al. 2008).

31) Bodenverdichtung führt zu einer Veränderung der Bodenflora hin zu **giftigen/invasiven und störungstypischen Waldarten** (Zenner & Berger 2008).

32) Durch Holzernte hervorgerufene **Temperatur- und Niederschlagsänderungen** bewirken deutliche Veränderungen des **Boden-Stickstoff-Zyklus**. Stickstoffverluste im Boden durch das Ernten ganzer Bäume könnte durch den Klimawandel verstärkt werden (McDaniel et al. 2014).

33) Bedeutung von tiefgründigen und humusreichen Böden am Beispiel von genutzten und alten Wäldern in den USA (Oregon): Der **Artenreichtum** der Mineralboden-Mesofauna korrelierte

signifikant (+) mit dem prozentualen Anteil der **organischen Substanz** und der **Bodenfeuchtigkeit**, während der Reichtum der Waldboden-Mesofauna mit der **Tiefe des Waldbodens** korrelierte (+). Die Bodenfeuchtigkeit korrelierte stark mit dem Prozentsatz der organischen Bodensubstanz, wobei es keine Anzeichen für eine Austrocknung an Standorten gab, die relativ spät in der Sommertrockenheit beprobt wurden. Dies deutetdarauf hin, dass die Verluste an Oberflächenfeuchtigkeit zumindest teilweise durch **hydraulischen Auftrieb** (*hydraulic lift*) ersetzt wurden (Perry et al. 2012).

34) Biomassereiche Wälder mit hohen Humus- und Totholzvorräten wirken günstig auf **Bodenfeuchtigkeit** und **Baumwachstum** und auf **Mikroorganismen**, die wiederum zum **Kohlenstoff-Haushalt** im Waldboden beitragen (Magnússon et al. 2016).

35) Obwohl Wälder in Deutschland zu den Ökosystemen mit einer vergleichsweise geringeren menschlichen Überprägung gehören, ist auch hier ein Rückgang der Biodiversität zu verzeichnen. Eine aktuelle Studie hat dargelegt, dass in ausgewählten Waldregionen Deutschlands die Artenvielfalt und Biomasse der (die Insekten einschließenden) Arthropoden um 36 % bzw. 41 % zurückgegangen sind (Seibold et al. 2019).

Mikroklima und Ökosystemfunktionalität

36) Insbesondere in heißen Sommern ist der **Temperaturunterschied** zwischen Wald und Nichtwaldflächen besonders ausgeprägt. Im Falle des Kölner Beckens um den Hambacher Forst in Nordrhein-Westfalen konnte gezeigt werden, dass der durchschnittliche Unterschied der **Oberflächentemperatur** (Sommer, mittags/ nachmittags) zwischen den heißesten und den kühlsten Punkten (letztere in einem Waldgebiet) über 20°C betrug (Blumröder et al. 2019, Ibisch et al. 2019).

37) Ausgedehnte, dichte und biomassereiche Wälder schaffen sich nicht nur ein die eigene Stabilität förderndes **Mikroklima** (Norris et al. 2011), sondern kühlen zudem ganze Landschaften.

38) Zwischen Großstädten wie Berlin und größeren Waldgebieten kann der Unterschied der **Tagesoberflächentemperatur** im Sommer über 12°C betragen; zwischen aufgelichteten Kiefernforsten und alten, biomassereichen Buchenwäldern wurden an heißen Tagen Unterschiede der durchschnittlichen **Maximaltemperaturen** von bis ca. 8°C beobachtet (Ibisch et al. 2018, Ibisch & Blumröder 2018; intl. Publikationen in Vorbereitung).

39) Zwischen Kahlschlag und den umliegenden, nicht abgeholzten Wäldern ergibt sich aus dem starken **Temperaturunterschied** ein Druckgradient, der zu lokal abweichenden **Windrichtung** über dem Wald führt und es können systematische starke Aufwinde während des Tages auftreten, gefolgt von nächtlichen Abwinden, wobei der Wind aus dem abgeholzten Gebiet kommt. Dies deutet auf das Vorhandensein horizontaler **Advektion** hin, die tagsüber warme Luft (oder nachts kühle Luft) vom Kahlschlag in das Waldgebiet transportiert (Zhang et al. 2011).

40) Schnellere Windgeschwindigkeiten verringern die **Feuchtigkeit** der Bodenoberfläche und durch eine Erhöhung der **Bodenverdunstung** sinkt die **Bodentemperatur**; diese Effekte verringerten die **Bodenatmung**. Die hydrologischen Auswirkungen waren in der Trockenzeit am deutlichsten,

während die thermischen Auswirkungen das ganze Jahr über zu beobachten waren (Tanaka & Hashimoto 2006).

41) Kahlschläge führen zu einer Erhöhung der durchschnittlichen **Jahresmitteltemperatur** im **Boden** (in 0,5, 1,0, 2,0, 3,0 m Tiefe um 3,2, 3,0, 2,2, und 1,8°C; Hashimoto & Suzuki 2004).

42) Eine satellitenbildbasierte Studie im Bayrischen Wald zeigt eine Erhöhung der **Oberflächentemperatur** um 5,2 bzw. 3,5°C auf einer vom Borkenkäfer befallenen Fläche, die geräumt wurde, im Vergleich zur nicht geräumten Kontrollfläche (Hais & Kucera 2008).

43) Das **Mikroklima** (Durchschnittstemperatur, Maximaltemperatur, Temperaturschwankungen, relative Luftfeuchte) auf Kahlschlägen unterscheidet sich stark zum Primärwald (Blumröder et al. 2019).

44) Mit zunehmender Hitze erhöht sich das Risiko eines **Borkenkäferbefalls**. Sanitärer Holzeinschlag und Bergungsarbeiten verringern die Entstehung von Borkenkäferbefall. Die Räumungsarbeiten nach einem Windwurf sind im ersten Jahr dringender als spätere Sanitärhiebe (Stadelmann et al. 2013).

45) In einer Pufferzone eines Schutzgebietes wurde die durch **Borkenkäfer** verursachte Baummortalität durch frühere natürliche Störungen (Wind- und Borkenkäfer), das Sanitärmanagement und die jahreszeitliche Temperatur modelliert: In Pufferzonen blieben die Auswirkungen der Sanitärhiebe aufgrund der Wanderung der Borkenkäfer aus nicht bewirtschafteten Gebieten begrenzt (Mezei et al. 2017).

46) Sanitärhiebe (in einem realistischen Szenario werden < 95 % der befallenen Bäume entfernt) hatten **keinen signifikanten Einfluss** auf die **Borkenkäferdynamik** und den Kohlenstoff in lebenden Bäumen und reduzierten den gesamten in der Landschaft gespeicherten Kohlenstoff. Darüber hinaus wurde die Wind-Störungsanfälligkeit erhöht (Dobor et al. 2020).

47) In komplexen Systemen können synergistisch oder rückkoppelnd wirkende, also sich gegenseitig oder selbst verstärkende Prozesse zu überraschenden kumulativen Wirkungen, zur Eskalation von Änderungen oder zu ökologischen **Kettenreaktionen** führen. Die **dürrebedingte verringerte Infektionsresistenz von Organismen** (vgl. u.a. Eastburn et al. 2011), wie etwa bei Bäumen, die in Folge von Dürre weniger Abwehrstoffe produzieren, kann z.B. mit der Ausbreitung und stärkeren Vermehrung von neuartigen Krankheiten zusammenkommen. Starke Effekte können also verzögert auftreten. Die Beurteilung von Klimawandelwirkungen in Ökosystemen wird durch diese nichtlinearen Dynamiken erschwert.

48) Das Absterben einer einzelnen von einer Krankheit betroffenen Baumart kann dazu führen, dass mehr Sonnenstrahlung auf den Waldboden trifft, diesen stärker austrocknet und verbleibende Bäume unter vermehrtem Strahlungs- und Trockenstress leiden müssen. Die Interaktion von Bodeneigenschaften, Dürreperioden und dem Zustand des **Boden-Mikrobioms** verdient eine deutlich größere Aufmerksamkeit als bisher (Sangüesa-Barreda et al. 2015, Gazol et al. 2018, Colangelo et al. 2018).

49) Trockniswirkungen auf **Pilze** im Wurzelraum wurden bereits mit Folgen für die Waldgesundheit in Verbindung gebracht (Hopkins et al. 2018).

50) Im Falle von Buchenwäldern ist festgestellt worden, dass die **Bäume in genutzten Beständen trockenheitsempfindlicher** waren als in geschlossenen ungenutzten (Mausolf et al. 2018).

51) Das **Auflichten** von Beständen und die **Entnahme von Baumbiomasse** können nicht nur zur größeren **Erwärmung** und Austrocknung führen, sondern auch die Empfindlichkeit des Waldes gegenüber **Sturmwirkungen** erhöhen. Die Windenergie, die auf einzelne Stämme wirkt, kann sich in aufgelichteten Beständen erheblich erhöhen; der Wind wirkt tiefer in das Waldesinnere, Bäume schwingen stärker, und der positive Effekt eines verwobenen Wurzelwerks entfällt; nach der Auflichtung bleiben die Bäume u. U. jahrelang sturmempfindlicher (vgl. Ruel 1995). Sturmwurf ist wiederum oftmals Startpunkt für insektenbedingte Kalamitäten.

52) Wälder können für eine gewisse Zeit durchaus **Resistenz** gegenüber Stressoren zeigen, ehe dann erst die mehrfache Überschreitung von kritischen Schwellenwerten zu Reaktionen führt (Itter et al. 2016).

53) Derartige Reaktionen unterscheiden sich von Art zu Art, aber auch je nach **Alter und Zustand von individuellen Bäumen** (Vanoni et al. 2016).

54) Langlebige Organismen wie Bäume zeichnen sich zudem durch ein '**physiologisches Gedächtnis**' aus, welches die Erholungsfähigkeit nach Dürreereignissen betrifft (Camarero et al. 2018).

55) Pflanzen können ein **immunologisches** Gedächtnis ausbilden, das als "defense priming" bezeichnet wird. Versuche mit subletalen Pilzimpfungen oder der Anwendung des Phytohormons Methyljasmonat (MeJA) auf die Resistenz von 48-jährigen Fichten (*Picea abies*) gegen den Massenbefall durch einen 35 Tage später beginnenden baumzerstörenden **Borkenkäfer** zeigen, dass Borkenkäfer unbehandelte Bäume befielen und töteten, aber **pilzgeimpfte** Bäume und MeJA-behandelte Bäume weitgehend mieden. Die Quantifizierung der defensiven **Terpene** zum Zeitpunkt des Borkenkäferbefalls zeigte, dass die Pilzimpfung eine 91-fach höhere Terpenkonzentration im Vergleich zu unbehandelten Bäumen induzierte, während die Anwendung von MeJA die Terpene nicht signifikant erhöhte (Mageroy et al. 2020).

Wirkung von Befahrung und Räumung von ‚Schad'-Holz/ Totholz auf Verjüngung und Waldentwicklung

56) Bodenverdichtung führt zu eingeschränktem **Wurzelwachstum**, verminderter Zugänglichkeit von Nährstoffen und erhöhtem Verlust der Bodennährstoffe durch Auswaschung, Abfluss und Gasverluste in die Atmosphäre, die das **Pflanzenwachstum** beeinträchtigen können. Die Durchwurzelungsfähigkeit wird durch die Bodenverdichtung aufgrund der erhöhten Bodenfestigkeit und der verringerten Anzahl von Makroporen negativ beeinflusst (Gerard et al. 1982; siehe auch Hamza & Anderson 2005; Kirby & Bengough 2002; Masle & Passioura 1987; Taylor et al. 1966; Taylor & Ratliff 1969; Voorhees et al. 1975). Bodenverdichtung führt zu einer Verringerung der Wurzellänge, der Eindringtiefe und der Wurzeltiefe (Glinski & Lipiec 1990; Kristoffersen & Riley 2005).

57) Bodenverdichtung kann bei einigen Pflanzenarten **Wurzelkrankheiten** verschlimmern (Fritz et al. 1995).

58) Das **Feinwurzelwachstum** von Zuckerahorn wurde auf Rückegassen und in deren unmittelbaren Umgebung um ein Fünffaches reduziert. Da die Maschinenspuren zwischen 15 % und 25 % (nach Durchforstung) eines Bestandes ausmachen, könnte dies für das Wachstum und Überleben der verbleibenden ausgewachsenen Ahornbäume kritisch werden (Malo & Messier 2011).

59) Pflanzenwachstum und Ernteertrag sind auf vorgeschädigten Böden (z.B. erhöhter Salzgehalt) doppelt so stark von einer Bodenverdichtung betroffen (Saqib et al. 2004).

60) Keimung von Baumsamen wird durch **Bodenverdichtung** negativ beeinflusst (Dürr und Aubertot, 2000). Eine Erhöhung von 1,3 auf 1,8 Mg/m3 führte zum späten Aufgehen von Eichenjungpflanzen, einer **Mortalitätsrate** von 70 % und geringeren **Höhe** der jungen Jungpflanzen und einer geringeren Stickstoff-Erholung (Jordan et al. 2003; Corns 1988; Moehring & Rawls 1970; Tworkoski et al. 1983). Die Reaktion des Wachstums der Sämlinge auf die Bodenverdichtung ist auch von den Bodentypen und Pflanzenarten abhängig, da manchmal eine moderate Verdichtung von Sandböden für das Wachstum von Sämlingen von holzigen Pflanzenarten nützlich sein kann (Alameda & Villar 2009).

61) Kahlschläge beeinträchtigen das natürliche **Verjüngungspotential** und Regenerationsprozesse. Die **Artenzusammensetzung** nach einer natürlichen Störung im Ökosystem unterscheidet sich u. U. dauerhaft von der eines Kahlschlages (Ough 2001).

62) Nach Sanitärhieben wurde eine erhebliche **Reduktion der anfänglichen Regeneration** festgestellt (Donato et al. 2006). Ähnliche Verringerungen der Verjüngungshäufigkeit und Änderungen der Sukzession sind an anderer Stelle dokumentiert worden (Stuart et al. 1993, Van Nieuwstadt et al. 2001). Andere Arten von Folgen sind Auswirkungen auf die Tierwelt (Nappi et al. 2003), die Hydrologie (Foster et al. 1997) und die Bodennährstoffe (Brais et al. 2000).

63) Das Belassen von (einigen) verbrannten **Baumstümpfen** auf Waldbrandflächen ist wichtig für die **biologische Vielfalt** und trägt zu einer nachhaltigeren Waldbewirtschaftung bei (Nappi et al. 2004).

64) Retentionsbäume (1) liefern einige der für frühe Sukzessionsarten wichtigen Substrattypen, (2) mildern die schwerwiegendsten Folgen des Kahlschlags auf die Biota, aber (3) können die Merkmale intakter, reifer Wälder nicht erhalten. Größere Holzvolumina und mehr Bäume erhalten die Vielfalt tendenziell besser (Gustafsson et al. 2010).

65) Vom Borkenkäfer befallene montane Fichtenwälder zeigen, dass **unbehandelte** Flächen eine **Pionierphase** überspringen und direkt bzw. eher zur natürlichen Artenzusammensetzung zurückkehren. **Sanitärhiebe** zeigten negative Auswirkungen auf die **Artenzusammensetzung** der Fichtenwälder, verzögerten die Walderholung und sollten im Nationalpark nicht zugelassen werden (Jonášová & Prach 2008).

66) Die **Bedeckung und Vielfalt der Krautvegetation** wurde Gebieten mit Sanitärhieben reduziert und die Zusammensetzung in Richtung einer stärkeren Dominanz von Gräsern verschoben (Rumbaitis del Rio 2006).

67) Peterson und Leach (2008) zeigen wiederum, dass es **nach Sanitärhieben keine negativen Auswirkungen auf die Dichte, den Reichtum oder die Vielfalt der Baumverjüngung** gibt. Allerdings war die **Artenzusammensetzung** betroffen.

68) **Mit oder ohne Räumung von Sturmholz kommt es zu Regeneration durch Naturverjüngung** (Kramer et al. 2014).

69) Auf einer kahlgeschlagenen Fläche Waldbrandfläche (Sanitärhieb) betrug die **Überlebensrate** nach drei Vegetationsperioden 96 % für gepflanzte Setzlinge, 90 % für gesäte und 100 % für natürliche Verjüngung (Gustafsson et al. 2019).

70) Die **Baumdichte ist nach einem Sturm in den beräumten Lücken höher als in den belassenen Lücken**, was mit den Ergebnissen anderer Studien übereinstimmt (Ilisson et al. 2007; Schönenberger, 2002). Bei den Holzbergungsarbeiten werden die Vegetation entfernt und der Boden gestört, was zu einem guten Keimsubstrat führt, das früh nach der Störung frei von Konkurrenz ist (Connell, 1978; Davis et al. 2000; Wohlgemuth et al. 2002).

71) Im Gegensatz dazu ist **Totholz in feuchten Fichtenwäldern in höheren Lagen entscheidend für die Baumverjüngung**, wie in vielen Studien in Nordamerika (z.B. Harmon und Franklin, 1989; McKee et al. 1982), in Schweizer Bergwäldern (Imbeck und Ott, 1987) und im Böhmerwald in Tschechien (Svoboda et al. 2010) festgestellt wurde. Zehnjähriges Totholz ist jedoch noch kein geeignetes Saatbeet. Seine Bedeutung als Substrat nimmt mit dem Alter zu (vgl. Priewasser et al. 2013; Zielonka, 2006). Entsprechend sei es nicht verwunderlich, dass **Totholz in den ersten 10-20 Jahren nach der Störung keinen signifikanten (positiven) Effekt auf die Regeneration** hatte (Priewasser et al. 2013).

72) Sanitärhiebe können die Artenzusammensetzung über mehrere Jahrzehnte hinweg verändern, weil sie **Pionierarten** fördern (Močalov & Lässig, 2002; Schönenberger, 2002).

73) Die Anzahl an vorzufindenden **Eicheln** war in geschlossenen Wäldern hoch, mittelmäßig auf “preparation cuttings“ und in “retention tree groups”, gering in Lücken, auf Kahlschlägen gleich Null. Vier Jahre nach den Eingriffen war kein nachweisbarer Effekt der verschiedenen forstlichen Behandlungen auf die **Anzahl** der nachwachsenden Baumarten festzustellen, doch die **Überlebensrate** nahm im Vergleich zur Kontrolle zu. Der **Höhenzuwachs** war auf den Lücken und Kahlschlägen am größten, auf “preparation cuttings” mittelmäßig und bei den “retention tree groups” und Kontrollen am geringsten. Arten mit unterschiedlichen Ausbreitungsmechanismen reagierten unterschiedlich auf die Behandlungen: Eichen waren in den Lücken und Kahlschlägen begrenzt, während anemochore Arten (z.B. Hainbuche und Manna-Esche) bei jeder Behandlung vorhanden waren (Tinya et al. 2020).

74) Vier Jahre nach der Holzernte hat sich die **Baumdichte** eines Espenbestandes um das 100-fache erhöht, wobei die Dichte nach der Vollbaumernte höher ist als nach der konventionellen Ernte. Zwischen 2 und 4 Jahren nach der Ernte kam es zu keiner Selbstausdünnung der Espe.

75) Verschiedene Behandlungsvarianten von Waldbrandflächen zeigen unterschiedliche Effekte auf die **Baumverjüngung**: Sanitärhiebe und damit verbundene Biomasseberäumung führen zu extremen Bedingungen wie erhöhte Bodentemperatur und **signifikant verringerte Bodenfeuchtigkeit**. Die höchste potentiell kurzwellige Strahlung, die den Boden erreichte, wurde immer auf Räumungsflächen verzeichnet. Das Beräumen von Totholz beeinflusst die mikroklimatischen Bedingungen stark und verändert die Verfügbarkeit und das Muster von "sicheren Standorten" für die Keimung von nachwachsenden Bäumen. Die Bedeutung dieser sicheren Mikrohabitate, an denen eine bevorzugte Verjüngung stattfindet, wird besonders deutlich an klimatisch gestressten Standorten. Belassen von Totholz verbessert die **mikroklimatischen** Bedingungen für

nachwachsende Bäume. Eine bevorzugte Strategie zur Beschleunigung der natürlichen Prozesse und zur weiteren Erhöhung der Sicherheit der Verjüngungsstandorte könnte das Fällen von stehenden toten Bäumen sein, während das **Totholz** (zumindest teilweise) am Boden freigesetzt wird. Totholz kann eine **entscheidende Rolle bei der Bestimmung von Verjüngungsmustern** spielen. Sein Vorhandensein kann die Verfügbarkeit geeigneter Standorte für die Etablierung und das Überleben von Jungpflanzen erhöhen und als Schutz oder Abschirmung gegen mehrere limitierende Faktoren dienen (Marcolin et al. 2019).

76) Untersuchungen auf älteren **Waldbrandflächen** auch in Deutschland belegen das Potenzial der Naturverjüngung (Stähr et al. 2019). Die entsprechende Studie konnte auch häufig geäußerte Befürchtungen bzgl. der Vergrasung von Flächen zerstreuen und aufzeigen, dass die Sukzession aus wirtschaftlicher Sicht zum Aufbau einer akzeptablen Waldstruktur führt. Die Beräumung von Flächen habe zunächst einen **Sukzessionsvorsprung** bewirkt, der sich aber nach einer Dekade rasch verringerte.

77) Zwei verschieden Waldbewirtschaftungsvarianten (Kahlschlag und Schirmschlag) zeigten 27 Jahren nach dem Eingriff keinen unterschiedlichen Einfluss auf die **Dichte oder das Wachstum der sich verjüngenden Arten**, während **Bodenverwundung** hochsignifikante Auswirkungen hatte. Im Jahr 1999 waren die vertikutierten Flächen mit Weißfichtensämlingen und Setzlingen dicht besiedelt. Die nicht aufgeforsteten Gebiete hatten weit weniger Fichtenstämme, waren aber dennoch gut bestückt. Anfangs wuchs die Fichte am besten auf vertikutierten Flächen, aber nach 27 Jahren war Höhe der höchsten Fichtenschösslinge auf nicht vertikutierten Flächen deutlich größer als auf vertikutierten Flächen. Nach 27 Jahren hatte die Bedeckung mit ***Calamagrostis*** *canadensis* bei allen Behandlungsarten wieder den Stand von vor der Ernte erreicht (Wurtz & Zasada 2001).

78) Nach einem Kahlschlag sind vorwiegend ruderale Baumarten oder **Pionierbaumarten** in der Verjüngung vorzufinden, wobei die **Gesamtzahl** an nachwachsenden Bäumen sogar geringer als die in einem nie bewirtschaften Referenzwald sein kann (Blumröder et al. 2019).

79) Die **Abundanz** und das **Wachstum** von Keimlingen wird oft durch Mechanismen begrenzt, die in feinen Maßstäben arbeiten, wobei die Wahrscheinlichkeit des langfristigen Überlebens streng mit dem physischen Lebensraum, der einen Keimling umgibt, verbunden ist (Collins et al. 1987).

80) Die Verbesserung von **Mikrostandorten** kann durch reife Pflanzen, Sträucher, Totholz oder Steine durch die Senkung der Bodentemperatur und die Erhöhung der relativen Luftfeuchtigkeit und der Bodenfeuchtigkeit erreicht werden (Callaway 2007, Flores & Jurado 2003, Al-Namazi et al. 2017).

81) Die Rolle des **Totholzes** bei der Etablierung von **Keimpflanzen** als Keimsubstrat und als Samenfalle wurde schon oft betrachtet, wobei erstere Funktion streng mit dem Zersetzungsgrad und letztere mit der **Dimension** und der **Art** zusammenhängt (Pounden et al. 2008).

82) Totholz kann auch Regenerationsprozesse stark beeinflussen, indem es die **mikroklimatischen** Bedingungen durch die Verringerung der Sonneneinstrahlung (Verschattungseffekt) und die Erhöhung der Feuchtigkeitsaufnahme modifiziert (Pichler et al. 2012).

83) Studien hoben eine positive Beziehung zwischen **Keimlingen** (insbesondere Kiefern) und **Totholz** hervor, wobei die Keimung bevorzugt an den Schattenseiten von schützenden Elementen erfolgt, die in den sonnigsten Stunden einen entscheidenden Schutz vor Strahlung bieten (Beghin et al. 2010, Marzano et al. 2013).

84) Liegendes **Totholz** ist essentiell für die **Naturverjüngung** (im untersuchten Fall von Eichen) in naturnahen Wäldern, indem es die jungen Pflanzen gegen Verbiss durch herbivore Großsäuger schützt (Smit et al. 2012).

85) Nach **Beräumung** - in Reaktion auf eine Kalamität – und Pflanzung dominierte bei einer Kontrolle nach 14 Jahren mit 73% **Naturverjüngung**. Die Pflanzung wurde als unnötig bewertet; zudem wären Schädigungen des Bodens und lebender Bäume, die bei der Bearbeitung entstanden, vermieden worden (Loch et al. 2001).

86) Das Fehlen von **Schutzelementen**, die die direkte **Sonneneinstrahlung** reduzieren, führt zu einem Anstieg der **Bodentemperatur**, wie es auf verschiedenen Räumungs- und Kahlschlagsflächen beobachtet wurde (Castro et al. 2011, Vlassova et al. 2016).

87) Die Etablierung und das Überleben von Sämlingen in trockenen, südexponierten Lagen hängen stark vom **Wassergehalt des Bodens** ab. Selbst Pionierarten und trockenheitsresistente Arten wie Kiefern benötigen im Etablierungsstadium Feuchtigkeit, um zu keimen (Marzano et al. 2013, Hardegree et al. 2018).

88) Am häufigsten waren **Laufkäfer** auf den jüngsten Standorten (1-2 Jahre nach dem Kahlschlag) und in reifen Beständen auf feuchtem Boden zu finden. Der Artenreichtum war auf den sich verjüngenden Standorten höher als in den reifen Wäldern. Die Reaktionen der häufigen Arten auf den Holzeinschlag fielen in drei Gruppen: (1) **Waldgeneralisten** (2 Arten) waren nicht dramatisch betroffen, (2) **Arten offener Lebensräume** (27 Arten) erschienen und/oder nahmen in ihrer Häufigkeit zu, und (3) **reife Waldarten** (10 Arten) verschwanden oder nahmen in ihrer Häufigkeit ab. Die Populationen vieler reifer Waldarten scheinen sich nach der Abholzung zu erholen, aber mehrere Spezialisten haben nicht einmal die ältesten sich regenerierenden Bestände wieder besiedelt. Darüber hinaus können die Fragmentierung und die Schaffung großer Flächen relativ homogener Jungwaldstadien durch den Holzeinschlag auch für die reichlich vorhandenen Waldgeneralisten nachteilige langfristige Auswirkungen haben (Niemelä et al. 1993).

89) Natürliche Regeneration in verschiedenen Bedingungen (Bodenfeuchtigkeit und Lichtverfügbarkeit): **Sämlinge unter Totholz und dikotyle Pflanzen zeigten eine bessere ökophysiologische Leistung, Etablierung und Wachstum als Pflanzen, die unter Monokotylen oder ohne den Schutz anderer Pflanzen wachsen. Eine hohe Kronenbedeckung durch Restbäume und stark gestörte Bereiche (Rückegassen) zeigten die schlechtesten Bedingungen für eine natürliche Verjüngung** (Manríquez et al. 2019).

90) Auf vom **Borkenkäfer** befallenen Fichtenbeständen in Tschechien zeigte sich, dass ich **Fichten** und **Ebereschen** gut unter einem stehenden toten **Restholzbestand** verjüngen und sogar **Buchen** anzufinden sind. Auf geräumten (kahlgeschlagenen) Flächen waren die Bestände an Fichte und Eberesche deutlich geringer als unter dem toten Kronendach. Pionierarten wie Weide (*Salix aurita*), Birke (*Betula pubescens*) und Espe (*Populus tremula*) erschienen in den Kahlschlagsgebieten. Die Abhängigkeit der Fichtenverjüngung von der Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate (Totholz und Nadelstreu) wurde festgestellt. **Die ursprünglichen Baumarten der Bergfichtenwälder regenerieren sich gut unter dem toten Kronendach** (Jonášová & Prach 2004).

91) Viele mediterrane Ökosysteme sind zwar sehr **widerstandsfähig** gegen Feuer (Buschland und Eichenwälder), einige sind jedoch **feuerempfindlich** (z.B. Kiefernwälder). Die beobachteten Erosionsraten sind in einigen Fällen relativ hoch, vor allem unter Bedingungen mit hoher

Brandintensität. Die empfindlichen Ökosysteme (im Sinne von starken Vegetationsveränderungen und Bodenverlusten nach Bränden) sind meist **menschlichen** Ursprungs (z.B. ausgedehnte Kiefernwälder) (Pausas et al. 2009).

92) Die höchste **Baumverjüngung** wurde auf einer **Referenzfläche**, unter einem geschlossenen Kronenwald gefunden (67.500 und 38.000 Individuen/ha), die niedrigste Dichte auf einer gerodeten Windwurffläche (3380 und 1210 Individuen/ha). Bei den nicht gerodeten Windwurfflächen wurden 8835 und 7225 Individuen/ha gezählt. Pionierarten wie Birke und Weide wurden am häufigsten auf nicht beräumten Windwurfflächen gefunden (Jonášová & Cudlín 2010).

93) Auf einem 1-jährigen Kahlschlag betrug die Nettoprimärproduktion nur 22 % (wobei N, P, K, Mg, and Ca etwa 29-44 % ausmachten) im Vergleich zu einem benachbarten ungestörten Wald (Boring et al. 1981).

Literaturverzeichnis (nur zu Anhang 2)

Abdi, E., Moghadamirad, M., Hayati, E., & Jaeger, D. (2017). Soil hydrophysical degradation associated with forest operations. *Forest Science and Technology*, *13*(4), 152-157.

Alameda, D., & Villar, R. (2009). Moderate soil compaction: implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. *Soil and Tillage Research*, *103*(2), 325-331.

Alexander, A. B. (2012). Soil compaction on skid trails after selective logging in moist evergreen forest of Ghana. *Agriculture and Biology Journal of North America*, *3*(6), 262-264.

Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Heddadj, D., & Barriuso, E. (2010). Tillage management effects on pesticide fate in soils. In *Sustainable Agriculture Volume 2* (pp. 787-831). Springer, Dordrecht.

Al-Namazi, A. A., El-Bana, M. I., & Bonser, S. P. (2017). Competition and facilitation structure plant communities under nurse tree canopies in extremely stressful environments. *Ecology and Evolution*, *7*(8), 2747-2755.

Ampoorter, E., De Schrijver, A., Van Nevel, L., Hermy, M., & Verheyen, K. (2012). Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis. *Annals of Forest Science*, *69*(5), 533-542.

Arah, J. R. M., & Smith, K. A. (1989). Steady-state denitrification in aggregated soils: a mathematical model. *Journal of Soil Science*, *40*(1), 139-149.

Ballard, T. M. (2000). Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, *133*(1-2), 37-42.

Beghin, R., Lingua, E., Garbarino, M., Lonati, M., Bovio, G., Motta, R., & Marzano, R. (2010). Pinus sylvestris forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, *36*(10), 1365-1372.

Berretti, R., Motta, R., Vacchiano, G., Blanc, S., Brun, F., Bricarello, M., ... & Dotta, A. (2012). FORESTE DI PROTEZIONE DIRETTA. Selvicoltura e valutazioni economiche nelle Alpi occidentali.

Birkinshaw, S. J., Bathurst, J. C., Iroumé, A., & Huber, A. (2010). The effect of forestry on peak flow and sediment discharge in central-southern Chile. *Hydrol. Process. doi*, *10*.

Blick aktuell (2020). Trockenheitsschäden und ungewöhnlich starker Schädlingsbefall führen zu hohem Defizit, *Blick aktuell Aus Liebe zur Heimat, Krupp Verlags GmbH, Sinzig,* 1. [Online]. Available on: https://www.blick-aktuell.de/Politik/Trockenheitsschaeden-und-ungewoehnlich-starker-Schaedlingsbefall-fuehren-zu-hohem-Defizit-431904.html

Blumröder, J. S., Ibisch P. L., & Kriewald S. (2019). Hambacher Forst in der Krise (II) Temperaturmessungen zur Beurteilung der mikroklimatischen Situation des Waldes und des Randbereichs. *Greenpeace, Hamburg,* 19.

Blumröder, J.S., Burova, N., Winter, S., Goroncy, A., Hobson, P.R., Shegolev, A., Dobrynin, D., Amosova, I., Ilina, O., Parinova, T., Volkov, A., Graebener, U.F., Ibisch, P.L., 2019. Ecological effects of clearcutting practices in a boreal forest (Arkhangelsk Region , Russian Federation) both with and without FSC certification. *Ecol. Indic.* 106.

BMEL 2019. Deutschland Wald im Klimawandel, Eckpunkte und Massnahmen, Diskussionspapier zum Nationalen Waldgipfel, *Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Referat 513, Berlin,* 11. [Online]. Available on: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/Wald_Diskussionspapier.pdf?_blob=publicationFile

BMEL 2019. Dürre: finanzielle Hilfen für Waldbesitzer, *Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Referat 513, Berlin,* 1. [Online]. Available on: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/Forst-Holzwirtschaft/_texte/Duerrehilfen-Waldbesitzer.html

Boring, L. R., Monk, C. D., & Swank, W. T. (1981). Early regeneration of a clear-cut southern Appalachian forest. *Ecology*, *62*(5), 1244-1253.

Bouwman, L. A., & Arts, W. B. M. (2000). Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil physical properties. *Applied Soil Ecology*, *14*(3), 213-222.

Brais, S., David, P., & Ouimet, R. (2000). Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management*, *137*(1-3), 231-243.

Buck, C., Langmaack, M., & Schrader, S. (2000). Influence of mulch and soil compaction on earthworm cast properties. *Applied Soil Ecology*, *14*(3), 223-229.

Callaway, R. M. (2007). *Positive interactions and interdependence in plant communities*. Springer Science & Business Media.

Camarero, J., Gazol, A., Sangüesa-Barreda, G., Cantero, A., Sánchez-Salguero, R., Sánchez-Miranda, A., ... & Ibáñez, R. (2018). Forest growth responses to drought at short-and long-term scales in Spain: squeezing the stress memory from tree rings. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *6*, 9.

Cambi, M., Certini, G., Neri, F., & Marchi, E. (2015). The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management*, *338*, 124-138

Carr, A., & Loague, K. (2012). Physics-based simulations of the impacts forest management practices have on hydrologic response. In *In: Standiford, Richard B.; Weller, Theodore J.; Piirto, Douglas D.; Stuart, John D., tech. coords. Proceedings of coast redwood forests in a changing California: A symposium for scientists and managers. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-238. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. pp. 41-51* (Vol. 238, pp. 41-51).

Castro, J., Allen, C. D., Molina-Morales, M., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, Á., & Zamora, R. (2011). Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology*, *19*(4), 537-544.

Chan, K. Y., & Barchia, I. (2007). Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia. *Soil and Tillage Research*, *94*(1), 75-82.

Chećko, E., Jaroszewicz, B., Olejniczak, K., & Kwiatkowska-Falińska, A. J. (2015). The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, *45*(9), 1154-1163.

Christophel, D., Höllerl, S., Prietzel, J., & Steffens, M. (2015). Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood-and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. *European Journal of Forest Research*, *134*(4), 623-640.

Colangelo, M., Camarero, J. J., Borghetti, M., Gentilesca, T., Oliva, J., Redondo, M. A., & Ripullone, F. (2018). Drought and Phytophthora are associated with the decline of oak species in southern Italy. *Frontiers in lant Science*, *9*, 1595.

Collins, S. L., & Good, R. E. (1987). The seedling regeneration niche: habitat structure of tree seedlings in an oak-pine forest. *Oikos*, 89-98.

Conlin, T. S. S., & Driessche, R. V. D. (2000). Response of soil CO2 and O2 concentrations to forest soil compaction at the long-term soil productivity sites in central British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, *80*(4), 625-632.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, *199*(4335), 1302-1310.

Corns, I. G. (1988). Compaction by forestry equipment and effects on coniferous seedling growth on four soils in the Alberta foothills. *Canadian Journal of Forest Research*, *18*(1), 75-84.

Croke, J., Hairsine, P., & Fogarty, P. (2001). Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *Forest Ecology and Management*, *143*(1-3), 3-12.

Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, *88*(3), 528-534.

De Neve, S., & Hofman, G. (2000). Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues. *Biology and Fertility of Soils*, *30*(5-6), 544-549.

Demir, M., Makineci, E., & Gungor, B. S. (2008). Plant species recovery on a compacted skid road. *Sensors*, *8*(5), 3123-3133.

Demir, M., Makineci, E., Comez, A., & Yilmaz, E. (2010). Impacts of repeated timber skidding on the chemical properties of topsoil, herbaceous cover and forest floor in an eastern beech (Fagus orientalis Lipsky) stand. *Journal of Environmental Biology*, *31*(4), 477.

Dick, R. P., Myrold, D. D., & Kerle, E. A. (1988). Microbial biomass and soil enzyme activities in compacted and rehabilitated skid trail soils. *Soil Science Society of America Journal*, *52*(2), 512-516.

Dickerson, B. P. (1976). Soil compaction after tree-length skidding in northern Mississippi. *Soil Science Society of America Journal*, *40*(6), 965-966.

Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., & Seidl, R. (2020). Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology*, *57*(1), 67-76.

Donato, D. C., Fontaine, J. B., Campbell, J. L., Robinson, W. D., Kauffman, J. B., & Law, B. E. (2006). Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science*, *311*(5759), 352-352.

Douglas, J. T., & Crawford, C. E. (1993). The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass and Forage Science*, *48*(2), 91-100.

Dürr, C., & Aubertot, J. N. (2000). Emergence of seedlings of sugar beet (Beta vulgaris L.) as affected by the size, roughness and position of aggregates in the seedbed. *Plant and Soil*, *219*(1-2), 211-220.

Eastburn, D. M., McElrone, A. J., & Bilgin, D. D. (2011). Influence of atmospheric and climatic change on plant– pathogen interactions. *Plant Pathology*, *60*(1), 54-69.

Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., ... & Gaveau, D. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, *43*, 51-61.

Flores, J., & Jurado, E. (2003). Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. *Journal of Vegetation Science*, *14*(6), 911-916.

Foster, D. R., Aber, J. D., Melillo, J. M., Bowden, R. D., & Bazzaz, F. A. (1997). Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *BioScience*, *47*(7), 437-445.

Freudenberger, L., Hobson, P. R., Rupic, S., Pe'er, G., Schluck, M., Sauermann, J., ... & Ibisch, P. L. (2013). Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. *Landscape Ecology*, *28*(7), 1353-1369.

Frey, B., Kremer, J., Rüdt, A., Sciacca, S., Matthies, D., & Lüscher, P. (2009). Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology*, *45*(4), 312-320.

Fritz, V. A., Allmaras, R. R., Pfleger, F. L., & Davis, D. W. (1995). Oat residue and soil compaction influences on common root rot (Aphanomyes euteiches) of peas in a fine-textured soil. *Plant and Soil*, *171*(2), 235-244.

Froehlich, H. A., Miles, D. W. R., & Robbins, R. W. (1985). Soil bulk density recovery on compacted skid trails in central Idaho. *Soil Science Society of America Journal*, *49*(4), 1015-1017.

Gazol, A., Camarero, J. J., Jiménez, J. J., Moret-Fernández, D., López, M. V., Sangüesa-Barreda, G., & Igual, J. M. (2018). Beneath the canopy: Linking drought-induced forest die off and changes in soil properties. *Forest Ecology and Management*, *422*, 294-302.

Generalanzeiger (2018). Trockenheit und eingeschleppte Insekten, Rheinbacher Wald in katastrophalem Zustand, *General-Anzeiger Bonn GmbH, Bonn,* 1. [Online]. Available on: https://www.general-anzeiger-bonn.de/region/voreifel-und-vorgebirge/rheinbach/rheinbacher-wald-in-katastrophalem-zustand_aid-43889517

Gerard, C. J., Sexton, P., & Shaw, G. (1982). Physical Factors Influencing Soil Strength and Root Growth 1. *Agronomy Journal*, *74*(5), 875-879.

Geyer, J., Kiefer, I., Kreft, S., Chavez, V., Salafsky, N., Jeltsch, F., & Ibisch, P. L. (2011). Classification of climate-change-induced stresses on biological diversity. *Conservation Biology*, *25*(4), 708-715.

Glinski, J., Lipiec, J. (1990). Soil physical conditions and plant roots. *CRC Press Boca Raton*

Gustafsson, L., Berglind, M., Granström, A., Grelle, A., Isacsson, G., Kjellander, P., ... & Stridh, B. (2019). Rapid ecological response and intensified knowledge accumulation following a north European mega-fire. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *34*(4), 234-253.

Gustafsson, L., Kouki, J., & Sverdrup-Thygeson, A. (2010). Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *25*(4), 295-308.

Hais, M., & Kučera, T. (2008). Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: remote sensing and GIS approach. *European Journal of Forest Research*, *127*(4), 327-336.

Hamza, M. A., & Anderson, W. K. (2003). Responses of soil properties and grain yields to deep ripping and gypsum application in a compacted loamy sand soil contrasted with a sandy clay loam soil in Western Australia. *Australian Journal of Agricultural Research*, *54*(3), 273-282.

Hamza, M. A., & Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, *82*(2), 121-145.

Hardegree, S. P., Roundy, B. A., Walters, C. T., Reeves, P. A., Richards, C. M., Moffet, C. A., ... & Flerchinger, G. N. (2018). Hydrothermal germination models: Assessment of the wet-thermal approximation of potential field response. *Crop Science*, *58*(5), 2042-2049.

Harmon, M. E., & Franklin, J. F. (1989). Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology*, *70*(1), 48-59.

Hashimoto, S., & Suzuki, M. (2004). The impact of forest clear-cutting on soil temperature: a comparison between before and after cutting, and between clear-cut and control sites. *Journal of Forest Research*, *9*(2), 125-132.

Hopkins, A. J., Ruthrof, K. X., Fontaine, J. B., Matusick, G., Dundas, S. J., & Hardy, G. E. (2018). Forest die-off following global-change-type drought alters rhizosphere fungal communities. *Environmental Research Letters*, *13*(9), 095006.

Ibisch, P. L., Blumröder, J. S., & Kriewald S. (2019). Hambacher Forst in der Krise Studie zur Beurteilung der mikro-und mesoklimatischen Situation sowie Randeffekten. *Greenpeace, Hamburg,* 23.

Ibisch, P.L., & Blumröder J. S. (2018). Ökosysteme unter Druck: eine stark beanspruchte Landschaft muss sich im Klimawandel behaupten. In: Ibisch, P.L., Kloiber J., & Hoffmann M. T. (Hrsg.). Barnim-Atlas. Lebensraum im Wandel. Eine Ökosystembasierte Betrachtung des Barnims zum Wohle der Menschen. *Ehm-Welk-Verlag, Schwedt,* 63-64.

Ibisch, P.L., Kriewald S., & Thies S. (2018). Kleinräumige Differenzierung des Mikroklimas. In: Ibisch, P.L., Kloiber J., & Hoffmann M. T. (Hrsg.). Barnim-Atlas. Lebensraum im Wandel. Eine Ökosystembasierte Betrachtung des Barnims zum Wohle der Menschen. *Ehm-Welk-Verlag, Schwedt*, 29-30.

Ibisch, PL, Welle T, Blumröder JS, Sommer J. 2020. Wälder sind Kohlenstoffspeicher. Holzverbrennung ist nicht klimaneutral. Hintergrundpapier anlässlich des Filmbeitrags „Klimaschutz auf dem Holzweg. Wird unser Wald verheizt?" von Güven Purtul (Frontal 21, ZDF) https://www.zdf.de/politik/frontal-21/holzverbrennung-100.html. Centre for Econics and Ecosystem Management, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde; Naturwald Akademie; Deutsche Umweltstiftung. Eberswalde, Lübeck, Berlin (https://www.researchgate.net/publication/340309866_ePaper_Holzverbrennung_ist_nicht_klimaneutral_31

Marz20_fin).

Ilisson, T., Köster, K., Vodde, F., & Jõgiste, K. (2007). Regeneration development 4–5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management*, *250*(1-2), 17-24.

Imbeck H., Ott E. (1987). Verjüngungsökologische Untersuchungen in einem hochstaudenreichen subalpinen Fichtenwald, mit spezieller Berücksichtigung der Schneeablagerung und der Lawinenbildung. *Eidgenösschische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf,* 202.

Iroumé, A., Huber, A., & Schulz, K. (2005). Summer flows in experimental catchments with different forest covers, Chile. *Journal of Hydrology*, *300*(1-4), 300-313.

Iroumé, A., Mayen, O., & Huber, A. (2006). Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes*, *20*(1), 37-50.

Itter, M. S., Finley, A. O., D'Amato, A. W., Foster, J. R., & Bradford, J. B. (2016). Variable effects of climate on forest growth in relation to climate extremes, disturbance, and forest dynamics. *Ecological Applications*, *27*(4), 1082-1095.

Jonášová, M., & Prach, K. (2004). Central-European mountain spruce (Picea abies (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, *23*(1), 15-27.

Jonášová, M., & Prach, K. (2008). The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, *141*(6), 1525-1535.

Jonášová, M., Vávrová, E., & Cudlín, P. (2010). Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*, *259*(6), 1127-1134.

Jones, J. A., & Grant, G. E. (1996). Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*, *32*(4), 959-974.

Jordan, D., Ponder Jr, F., & Hubbard, V. C. (2003). Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. *Applied Soil Ecology*, *23*(1), 33-41.

Kirby, J. M., & Bengough, A. G. (2002). Influence of soil strength on root growth: experiments and analysis using a critical-state model. *European Journal of Soil Science*, *53*(1), 119-127.

Kramer, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2014). Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, *331*, 116-128.

Kretzschmar, A. (1991). Burrowing ability of the earthworm Aporrectodea longa limited by soil compaction and water potential. *Biology and Fertility of Soils*, *11*(1), 48-51.

Kristoffersen, A. Ø., & Riley, H. (2005). Effects of soil compaction and moisture regime on the root and shoot growth and phosphorus uptake of barley plants growing on soils with varying phosphorus status. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *72*(2), 135-146.

Leverkus, A. B., Lindenmayer, D. B., Thorn, S., & Gustafsson, L. (2018a). Salvage logging in the world's forests: Interactions between natural disturbance and logging need recognition. *Global Ecology and Biogeography*, *27*(10), 1140-1154.

Leverkus, A. B., Rey Benayas, J. M., Castro, J., Boucher, D., Brewer, S., Collins, B. M., ... & Lindenmayer, D. B. (2018b). Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services—A systematic map. *Canadian Journal of Forest Research*, *48*(9), 983-1000.

Li, X., Yang, D., Zheng, C., Li, X., Zhao, W., Huang, M., ... & Yu, P. (2017). Ecohydrology. In *The Geographical Sciences During 1986—2015* (pp. 407-417). Springer, Singapore.

Loch, J., Chwistek, P., Wężyk, P., Małek, S. & Pająk, M. (2001). Natural regeneration vs tree planting in the subalpine spruce forest Plagiothecio-Piceetum tatricum of the Gorce National Park. *Nature Conservation* 58: 5-15.

Lotfalian, M., & Bahmani, H. (2011). Effects of ground based skidding system on soil compaction and herbaceous species in a hyrcanian forest. *European Journal of Scientific Research*, *61*(4), 601-606.

Mageroy, M. H., Christiansen, E., Långström, B., Borg-Karlson, A. K., Solheim, H., Björklund, N., ... & Krokene, P. (2020). Priming of inducible defenses protects Norway spruce against tree-killing bark beetles. *Plant, Cell & Environment*.

Magnússon, R. Í., Tietema, A., Cornelissen, J. H., Hefting, M. M., & Kalbitz, K. (2016). Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management*, *377*, 1-15.

Malmer, A., & Grip, H. (1990). Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, *38*(1-2), 1-12.

Malo, C., & Messier, C. (2011). Impact of primary and secondary machinery tracks on fine root growth of sugar maple after selection cutting. *Canadian Journal of Forest Research*, *41*(4), 892-897.

Manríquez, M. D. T., Cellini, J. M., Lencinas, M. V., Peri, P. L., Rojas, K. A. P., & Pastur, G. J. M. (2019). Suitable conditions for natural regeneration in variable retention harvesting of southern Patagonian Nothofagus pumilio forests. *Ecological Processes*, *8*(1), 18.

Marcolin, E., Marzano, R., Vitali, A., Garbarino, M., & Lingua, E. (2019). Post-Fire Management Impact on Natural Forest Regeneration through Altered Microsite Conditions. *Forests*, *10*(11), 1014.

Marzano, R., Garbarino, M., Marcolin, E., Pividori, M., & Lingua, E. (2013). Deadwood anisotropic facilitation on seedling establishment after a stand-replacing wildfire in Aosta Valley (NW Italy). *Ecological Engineering*, *51*, 117-122.

Masle, J., & Passioura, J. B. (1987). The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. *Functional Plant Biology*, *14*(6), 643-656.

Mausolf, K., Wilm, P., Härdtle, W., Jansen, K., Schuldt, B., Sturm, K., ... & Fichtner, A. (2018). Higher drought sensitivity of radial growth of European beech in managed than in unmanaged forests. *Science of the total environment*, *642*, 1201-1208.

McDaniel, M. D., Kaye, J. P., & Kaye, M. W. (2014). Do "hot moments" become hotter under climate change? Soil nitrogen dynamics from a climate manipulation experiment in a post-harvest forest. *Biogeochemistry*, *121*(2), 339-354.

McKee, A., LaRoi, G., & Franklin, J. F. (1982). Structure, composition, and reproductive behavior of terrace forests, South Fork Hoh River, Olympic National Park. *Ecological Research in National Parks of the Pacific Northwest*, 22-29.

Mezei, P., Blaženec, M., Grodzki, W., Škvarenina, J., & Jakuš, R. (2017). Influence of different forest protection strategies on spruce tree mortality during a bark beetle outbreak. *Annals of Forest Science*, *74*(4), 65.

Močalov, S. A., & Lässig, R. (2002). Development of two boreal forests after large-scale windthrow in the Central Urals. *For Snow Landsc Res*, *77*, 171-186.

Moehring, D. M., & Rawls, I. W. (1970). Detrimental effects of wet weather logging. *Journal of Forestry*, *68*(3), 166-167.

Mohr, C. H., R. Coppus, A. Iroume ́, A. Huber, and A. Bronstert (2013), Runoff generation and soil erosionprocesses after clear cutting. *J. Geophys. Res. Earth Surf.*,118, 814–831, doi:10.1002/jgrf.20047

Munch, J. C., & Ottow, J. C. G. (1983). Reductive transformation mechanism of ferric oxides in hydromorphic soils. *Ecological Bulletins*, 383-394.

Naghdi, R., Bagheri, I., Akef, M., & Mahdavi, A. (2007). Soil compaction caused by 450C Timber Jack wheeled skidder (Shefarood forest, northern Iran). *Journal of Forest Science*, *53*(7), 314-319.

Naghdi, R., Bagheri, I., Lotfalian, M., & Setodeh, B. (2009). Rutting and soil displacement caused by 450C Timber Jack wheeled skidder (Asalem forest northern Iran). *Journal of Forest Science*, *55*(4), 177-183.

Najafi, A., Solgi, A., & Sadeghi, S. H. (2009). Soil disturbance following four wheel rubber skidder logging on the steep trail in the north mountainous forest of Iran. *Soil and Tillage Research*, *103*(1), 165-169.

Nappi, A., Drapeau, P., & Savard, J. P. (2004). Salvage logging after wildfire in the boreal forest: is it becoming a hot issue for wildlife?. *The Forestry Chronicle*, *80*(1), 67-74.

Nappi, A., Drapeau, P., Giroux, J. F., & Savard, J. P. L. (2003). Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk*, *120*(2), 505-511.

Nawaz, M. F., Bourrié, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. Agron Sustain Dev 33: 291–309.

Niemelä, J., Langor, D., & Spence, J. R. (1993). Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conservation biology*, *7*(3), 551-561.

Norris, C., Hobson, P., & Ibisch, P. L. (2011). Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology*, *49*(3), 562-570.

Osman, K. T. (2012). Forest soils. In *Soils* (pp. 229-251). Springer, Dordrecht.

Ough, K. (2001). Regeneration of Wet Forest flora a decade after clear-felling or wildfire-is there a difference? *Australian Journal of Botany*, *49*(5), 645-664.

Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?–A review. *International Journal of wildland fire*, *17*(6), 713-723.

Perry, D. A., Griffiths, R. P., Moldenke, A. R., & Madson, S. L. (2012). Abiotic and biotic soil characteristics in old growth forests and thinned or unthinned mature stands in three regions of Oregon. *Diversity*, *4*(3), 334-362.

Peterson, C. J., & Leach, A. D. (2008). Limited salvage logging effects on forest regeneration after moderate-severity windthrow. *Ecological Applications*, *18*(2), 407-420.

Pichler, V., Homolák, M., Skierucha, W., Pichlerová, M., Ramírez, D., Gregor, J., & Jaloviar, P. (2012). Variability of moisture in coarse woody debris from several ecologically important tree species of the Temperate Zone of Europe. *Ecohydrology*, *5*(4), 424-434.

Pounden, E., Greene, D. F., Quesada, M., & Contreras Sánchez, J. M. (2008). The effect of collisions with vegetation elements on the dispersal of winged and plumed seeds. *Journal of Ecology*, *96*(4), 591-598.

Priewasser, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., & Wohlgemuth, T. (2013). Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research*, *132*(2), 231-240.

Pupin, B., Freddi, O. D. S., & Nahas, E. (2009). Microbial alterations of the soil influenced by induced compaction. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, *33*(5), 1207-1213.

Rab, M. A. (2004). Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. *Forest Ecology and Management*, *191*(1-3), 329-340.

Radford, B. J., Wilson-Rummenie, A. C., Simpson, G. B., Bell, K. L., & Ferguson, M. A. (2001). Compacted soil affects soil macrofauna populations in a semi-arid environment in central Queensland. *Soil Biology and Biochemistry*, *33*(12-13), 1869-1872.

Renault, P., & Stengel, P. (1994). Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, *58*(4), 1017-1023.

Romme, W. H., Boyce, M. S., Gresswell, R., Merrill, E. H., Minshall, G. W., Whitlock, C., & Turner, M. G. (2011). Twenty years after the 1988 Yellowstone fires: lessons about disturbance and ecosystems. *Ecosystems*, *14*(7), 1196-1215.

Ruel, J. C. (1995). Understanding windthrow: silvicultural implications. *The Forestry Chronicle*, *71*(4), 434-445.

Rumbaitis del Rio, C. M. (2006). Changes in understory composition following catastrophic windthrow and salvage logging in a subalpine forest ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research*, *36*(11), 2943-2954.

Sakai, H., Nordfjell, T., Suadicani, K., Talbot, B., & Bøllehuus, E. (2008). Soil compaction on forest soils from different kinds of tires and tracks and possibility of accurate estimate. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, *29*(1), 15-27.

Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., García-Martín, A., Hernández, R., & de la Riva, J. (2014). Remote-sensing and tree-ring based characterization of forest defoliation and growth loss due to the Mediterranean pine processionary moth. *Forest Ecology and Management*, *320*, 171-181.

Saqib, M., Akhtar, J., & Qureshi, R. H. (2004). Pot study on wheat growth in saline and waterlogged compacted soil: I. Grain yield and yield components. *Soil and Tillage Research*, *77*(2), 169-177.

Schenck, N., Saurat, C., Guinet, C., Fourrier-Jeandel, C., Roche, L., Bouvet, A., ... & Ioos, R. (2018). First report of Phytophthora ramorum causing Japanese larch dieback in France. *Plant Disease*, *102*(10), 2045-2045.

Schnurr-Pütz, S., Bååth, E., Guggenberger, G., Drake, H. L., & Kirsten, K. (2006). Compaction of forest soil by logging machinery favours occurrence of prokaryotes. *FEMS Microbiology Ecology*, *58*(3), 503-516.

Schönenberger, W. (2002). Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *For. Snow Landsc. Res*, *77*(1/2), 61-80.

Seibold, S., Blässler, C., Brandl, R., Büchse, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M. D. (2016). Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology*, *53*(3), 934943.

Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., ... & Linsenmair, K. E. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, *574*(7780), 671-674.

Sergent, A. S., Rozenberg, P., & Bréda, N. (2012). Douglas-fir is vulnerable to exceptional and recurrent drought episodes and recovers less well on less fertile sites. *Annals of Forest Science*, *71*(6), 697-708.

Servadio, P. (2010). Applications of empirical methods in central Italy for predicting field wheeled and tracked vehicle performance. *Soil and Tillage Research*, *110*(2), 236-242.

Sheil, D., Bargués-Tobella, A., Ilstedt, U., Ibisch, P. L., Makarieva, A., McAlpine, C., ... & Spracklen, D. V. (2019). Forest restoration: Transformative trees. *Science (New York, NY)*, *366*(6463), 316.

Silva, S. R. D., Barros, N. F. D., Costa, L. M. D., & Leite, F. P. (2008). Soil compaction and eucalyptus growth in response to forwarder traffic intensity and load. *Revista brasileira de ciência do solo*, *32*(3), 921-932.

Silveira, M. L., Comerford, N. B., Reddy, K. R., Prenger, J., & DeBusk, W. F. (2010). Influence of military land uses on soil carbon dynamics in forest ecosystems of Georgia, USA. *Ecological Indicators*, *10*(4), 905-909.

Smit, C., Kuijper, D.P.J., Prentice, D., Wassen, M. & Cromsigt, J.P.G.M. (2012). Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* 284: 131-141.

Sowa, J. M., & Kulak, D. (2008). Probability of occurrence of soil disturbances during timber harvesting. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, *29*(1), 29-39.

Stadelmann, G., Bugmann, H., Meier, F., Wermelinger, B., & Bigler, C. (2013). Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (Ips typographus L.) infestations. *Forest Ecology and Management*, *305*, 273281.

Stadtwald Rheinbach (2017). 1171 Douglasien neu gesetzt, *General-Anzeiger Bonn GmbH, Bonn,* 1. [Online]. Available on: https://www.general-anzeiger-bonn.de/region/voreifel-und-vorgebirge/rheinbach/1171-douglasien-neu-gesetzt_aid-43311921

Stähr, F., Hainke K., & Lübge G. (2019). 15 Jahre nach dem Waldbrand – Sekundärsukzession auf dem Weg zum Wirtschaftswald? Die Auswirkungen des Dürrejahres 2018 auf den Wald in Brandenburg. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 67*, 45-63.

Startsev, A. D., & McNabb, D. H. (2000). Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, *80*(4), 617-624.

Stuart, J. D., Grifantini, M. C., & Fox III, L. (1993). Early successional pathways following wildfire and subsequent silvicultural treatment in Douglas-fir/hardwood forests, NW California. *Forest Science*, *39*(3), 561-572.

Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., & Zenáhlíková, J. (2010). Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, *260*(5), 707-714.

Tan, X., & Chang, S. X. (2007). Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil. *Soil and Tillage Research*, *93*(1), 77-86.

Tan, X., Chang, S. X., & Kabzems, R. (2008). Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. *Biology and Fertility of Soils*, *44*(3), 471-479.

Tanaka, K., & Hashimoto, S. (2006). Plant canopy effects on soil thermal and hydrological properties and soil respiration. *Ecological Modelling*, *196*(1-2), 32-44.

Taylor, H. M., & Ratliff, L. F. (1969). Root elongation rates of cotton and peanuts as a function of soil strength and soil water content. *Soil Science*, *108*(2), 113-119.

Taylor, H. M., Roberson, G. M., & Parker Jr, J. J. (1966). Soil strength-root penetration relations for medium-to coarse-textured soil materials. *Soil Science*, *102*(1), 18-22.

Thom, D., Golivets, M., Edling, L., Meigs, G. W., Gourevitch, J. D., Sonter, L. J., ... & Keeton, W. S. (2019). The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal–temperate North America. *Global Change Biology*, *25*(7), 2446-2458.

Thorn, S., Müller, J., & Leverkus, A. B. (2019). Preventing European forest diebacks. *Science*, *365*(6460), 1388-1388.

Thünen-Institut 2020. Fragen und Antworten : Waldschäden durch Trockenheit und Hitze. *Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig*, 1. [Online]. Available on: https://www.thuenen.de/de/thema/waelder/forstliches-umweltmonitoring-mehr-als-nur-daten/waldschaeden-durch-trockenheit-und-hitze/

Tinya, F., Kovács, B., Aszalós, R., Tóth, B., Csépányi, P., Németh, C., & Ódor, P. (2020). Initial regeneration success of tree species after different forestry treatments in a sessile oak-hornbeam forest. *Forest Ecology and Management*, *459*, 117810.

Tworkoski, T. J., Burger, J. A., & Smith, D. W. (1983). Soil texture and bulk density affect early growth of white oak seedlings [Quercus alba, Quercus rubra, soil compaction, root growth inhibition]. *Tree Planters' Notes US Forest Service*.

Van Nieuwstadt, M. G., Sheil, D., & Kartawinata, K. (2001). The ecological consequences of logging in the burned forests of East Kalimantan, Indonesia. *Conservation Biology*, *15*(4), 1183-1186.

Vanoni, M., Bugmann, H., Nötzli, M., & Bigler, C. (2016). Quantifying the effects of drought on abrupt growth decreases of major tree species in Switzerland. *Ecology and Evolution*, *6*(11), 3555-3570.

Vejpustková, M., & Čihák, T. (2019). Climate response of douglas fir reveals recently increased sensitivity to drought stress in central Europe. *Forests*, *10*(2), 97.

Vlassova, L., & Perez-Cabello, F. (2016). Effects of post-fire wood management strategies on vegetation recovery and land surface temperature (LST) estimated from Landsat images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *44*, 171-183.

Voorhees, W. B., & Hendrick, J. G. (1977). Our newest natural resource; compaction good and bad effects on energy needs. *Crops and Soils*.

Voorhees, W. B., Farrell, D. A., & Larson, W. E. (1975). Soil Strength and Aeration Effects on Root Elongation 1. *Soil Science Society of America Journal*, *39*(5), 948-953.

Weert, R. (1974). Influence of mechanical forest clearing on soil conditions and the resulting effects on root growth. *Tropical Agriculture (Trinidad and Tobago)*.

Wohlgemuth, T., Kull, P., & Wüthrich, H. (2002). Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *For. Snow Landsc. Res*, *77*(1), 2.

Wurtz, T. L., & Zasada, J. C. (2001). An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska: a 27-year study of regeneration after shelterwood harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, *31*(6), 999-1011.

Zenner, E. K., & Berger, A. L. (2008). Influence of skidder traffic and canopy removal intensities on the ground flora in a clearcut-with-reserves northern hardwood stand in Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management*, *256*(10), 1785-1794.

Zenner, E. K., Kabrick, J. M., Jensen, R. G., Peck, J. E., & Grabner, J. K. (2006). Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. *Forest Ecology and Management*, *222*(1-3), 326-334.

Zhang, G., Leclerc, M. Y., Karipot, A., Duarte, H. F., Mursch-Radlgruber, E., & Gholz, H. L. (2011). The impact of logging on the surrounding flow in a managed forest. *Theoretical and Applied Climatology*, *106*(3-4), 511-521.

Ziegler, A. D., Negishi, J. N., Sidle, R. C., Noguchi, S., & Nik, A. R. (2006). Impacts of logging disturbance on hillslope saturated hydraulic conductivity in a tropical forest in Peninsular Malaysia. *Catena*, *67*(2), 89-104.

Zielonka, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, *17*(6), 739-746.