

NATUR UND LANDSCHAFT

Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege

97. Jahrgang 2022 Heft

Seiten

DOI:

Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine waldwirtschaftliche Perspektive

The adaptation of forests to climate change – A forest management perspective

Jürgen Bauhus

Zusammenfassung

Ziel der Anpassung der Wälder an den Klimawandel sollte die Bereitstellung der vielfältigen Ökosystemleistungen der Wälder für jetzige und künftige Generationen sein. Dazu müssen nicht nur Wälder selbst, sondern auch Betriebe, Institutionen und unsere Nutzung der Ökosystemleistungen transformiert werden. In vielen Fällen geht dies aufgrund der hohen Geschwindigkeit des Klimawandels nur durch eine aktive Steuerung. Waldbauliche Optionen umfassen insbesondere eine Erhöhung der Vitalität von Einzelbäumen mittels ausreichender Durchforstung, eine Vermeidung von Risiken durch Verkürzung von Produktionszeiten einerseits und Erhaltung alter Waldstrukturen auf dafür tauglichen Refugialstandorten andererseits sowie eine Streuung von Risiken durch Diversifizierung auf Landschafts-, Bestands- und genetischer Ebene. Die erforderlichen Anpassungen durch die Waldbesitzenden stellen die Grundlage für die zukünftige Bereitstellung von Ökosystemleistungen dar und sollten daher eine entsprechende Honorierung durch die Gesellschaft erfahren.

Ökosystemleistungen – Klimawandelanpassung – Baumartenwahl – Waldbau – Transformation

Abstract

The goal of adapting forests to climate change should be to provide the manifold ecosystem services of forests for current and future generations. This requires transforming not only forests themselves, but also enterprises, institutions and our use of ecosystem services. In most cases, because of the rapid pace of climate change, this can only be done through active management. Silvicultural options comprise increasing the vitality of individual trees by means of thinning, avoiding risks by shortening production times on the one hand and preserving old forest structures on suitable refugial sites on the other, and spreading risks by diversifying at the landscape, stand and genetic levels. The necessary adaptations by forest owners are the basis for the future provision of ecosystem services and should therefore be rewarded accordingly by society.

Ecosystem services – Climate change adaptation – Tree species choice – Silviculture – Transformation

Manuskripteinreichung: 23.11.2021, Annahme: 6.4.2022

DOI: 10.19217/NuL2022-07-01

1 Einleitung

Der rasch voranschreitende Klimawandel verändert unsere Wälder auf vielfältige Weise und stellt die Waldwirtschaft vor massive Herausforderungen. Dabei werden sehr wahrscheinlich negative Auswirkungen überwiegen. Die weit verbreiteten Störungen infolge der trockenen und heißen Jahre 2018–2019 haben bereits gezeigt, mit welcher Geschwindigkeit diese Veränderungen voranschreiten können. Daher erscheint es dringend geboten, umfassende Konzepte zu entwickeln, um die Wälder und deren Bewirtschaftung anzupassen. Zu diesem Zweck hat der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft im Herbst 2021 ein umfassendes Gutachten zur „Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel“ vorgelegt (Bauhus et al. 2021). Der vorliegende Beitrag stützt sich auf die wesentlichen Aussagen des Gutachtens.

2 Worum geht es eigentlich bei der Anpassung?

Selbstverständlich passen sich Wälder im Laufe der Evolution von selbst an sich verändernde Umweltbedingungen an. Daher wundert es vielleicht nicht, wenn einige Protagonistinnen und Protagonisten vorschlagen, man solle die Wälder doch am besten sich selbst überlassen, damit diese sich auf natürlichem Wege anpassen können. Nur

sind Wälder aus gesellschaftlicher Sicht kein Selbstzweck, sondern wir erwarten von ihnen die Erfüllung einer breiten Palette von Ökosystemleistungen (ÖSL; Abb. 1; s. auch Kasten 1, S. 320, zur Zertifizierung von Ökosystemleistungen). Viele ÖSL können von uns nicht direkt genutzt werden, sondern nur mittelbar über Betriebe und Institutionen, die den Menschen diese ÖSL zugänglich machen; z. B. Betriebe der Wald- und Holzwirtschaft, Wasserwerke oder Tourismusunternehmen. Auch diese Einrichtungen können in ihrer Funktionsfähigkeit und Profitabilität erheblich vom Klimawandel betroffen sein (z. B. Hall et al. 2011; Hanewinkel et al. 2013) und müssen sich anpassen. Daher muss eine umfassend verstandene Anpassung nicht nur auf die Funktionsfähigkeit der Wälder abzielen, sondern auch auf ÖSL bereitstellende Einrichtungen und Wertschöpfungsketten, in die sie eingebunden sind, sowie auch auf die Nutzung der ÖSL (Abb. 1). Letztere kann durch Rückkopplungen die Resilienz und Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme reduzieren oder verstärken. Bspw. kann die Grundwasserentnahme unter Wäldern deren Widerstands- und Erholungsfähigkeit gegenüber klimatischem Trockenstress erheblich reduzieren (z. B. Skiadaresis et al. 2021). Der Fokus dieses kurzen Beitrags liegt auf der Anpassung der Wälder. Je nach adaptiver Kapazität¹ des Ökosystems kann diese Anpassung entweder passiv, basierend auf natürlichen Prozessen, oder durch aktive Steuerung erfolgen, z. B. durch Anbau zukünftig standortangepasster Baumarten oder Anreicherung der Baumartenvielfalt.

Wenn wir auf die ÖSL als Grundlage unseres Wohlbefindens nicht verzichten wollen, müssen wir fragen, ob Wälder sich auf passive Weise so schnell an den Klimawandel anpassen können, dass sie auch während dieses Prozesses alle ÖSL auf dem gewünschten Niveau bereitstellen. Für einen Teil der ÖSL dürfte es nur einen geringen Unterschied ausmachen, ob die Anpassung aktiv oder passiv erfolgt (z. B. Grundwasserneubildung). In Bezug auf viele andere, bspw. Klimaschutz oder die Bereitstellung von Holz, darf das für einen großen Teil der deutschen Waldfläche, wo kein Prozessschutz betrieben wird, auf Grund der gegenwärtigen Baumartenzusammensetzung, Struktur, Altersverteilung etc. bezweifelt werden (so z. B. Temperli et al. 2012; Jandl et al. 2019).

3 Welche wichtigen Veränderungen können wir in Wäldern erwarten?

Erstens werden die graduellen, kontinuierlichen klimatischen Änderungen (steigende CO₂-Konzentrationen, zunehmende Temperatur, Verschiebung des Niederschlagsregimes) mit hoher Wahrscheinlichkeit voranschreiten (DWD 2020). So wird z. B. unter den Bedingungen des „Weiter-wie-bisher“-Szenarios eine durchschnittliche Erwärmung bis zum Jahr 2100 von etwa +3,8 °C projiziert (DWD 2020). Auf Grund zunehmender Verdunstung wird die Fläche Deutschlands mit negativen klimatischen Wasserbilanzen deutlich zunehmen. In pessimistischen Szenarios könnte bis zum Ende des Jahrhunderts rund ein Viertel der Waldstandorte unter zunehmendem Trockenstress leiden. Davon sind alle Hauptbaumarten betroffen, besonders im Osten, der Mitte und im Süden Deutschlands (UBA 2021). Zweitens werden Häufigkeit und Intensität klimatischer Extremereignisse wie Dürren, Hitzewellen, Spätfrost, Starkregen und Sturm wahrscheinlich zunehmen (IPCC 2012; Bauhus et al. 2021). Diese Änderungen führen nicht nur zu einer Zunahme von Störungen in Waldökosystemen, sondern auch zu einer Häufung ihrer Interaktionen, die in den meisten Fällen verstärkend wirken, z. B. in der Kombination von Dürre und Insektenbefall (Seidl et al. 2017). Das Auftreten von Extremereignissen ist im Gegensatz zu den graduellen Veränderungen nur sehr schwer vorhersagbar. Neben klimatischen Faktoren werden das Auftreten und Ausmaß von Störungen wie Sturmwurf, Waldbrand und Insektenkalamitäten auch durch prädisponierende Faktoren in Wäldern selbst befördert. Zum einen weisen die Baumarten deutlich unterschiedliche Anfälligkeiten gegenüber Störungen auf, so dass Wälder mit einem hohen Nadelbaumanteil besonders gefährdet sind (Seidl et al. 2011). Zum anderen wurde die Anfälligkeit europäischer Wälder für diese Störungen im Zeitraum 1979–2018 durch Zunahme von Biomasse sowie Baumhöhe und -alter erhöht (Forzieri et al. 2021). Zusätzlich ist durch die Ausweitung des globalen Handels auch weiterhin eine Einschleppung von Schadorganismen mit erheblichen negativen ökologischen und ökonomischen Auswirkungen zu erwarten (z. B. Liebhold et al. 1995). Invasive Krankheitserreger wie jene, die das Eschensterben verursachen, können Ausrottungskaskaden für viele andere Arten auslösen, die von diesen Baumarten abhängen (z. B. Hultberg et al. 2020). Wechselwirkungen mit dem Klimawandel werden die Auswirkungen eingeschleppter Schadorganismen auf unsere Wälder wahrscheinlich noch verstärken (Seidl et al. 2018), da gleichzeitig auch die Resistenz der Bäume gegen Schädlinge beeinträchtigt wird (Jactel et al. 2012).

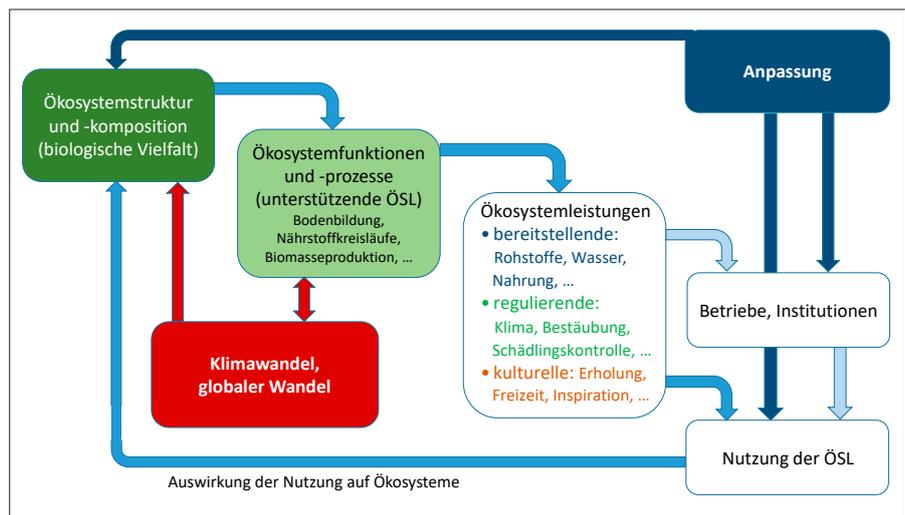


Abb. 1: Um eine nachhaltige Bereitstellung der Ökosystemleistungen (ÖSL) zu gewährleisten, müssen nicht nur Wälder in ihrer Struktur und Zusammensetzung, sondern auch die Betriebe und Institutionen, die ÖSL für Menschen zugänglich machen, sowie die Nutzung der ÖSL selbst angepasst werden. Das Konzept der ÖSL folgt dem Millennium Ecosystem Assessment (2005); die unterstützenden ÖSL (supporting ecosystem services) werden hier als Ökosystemfunktionen betrachtet (Bauhus et al. 2021).

Fig. 1: In order to ensure a sustainable provision of ecosystem services (ES), not only forests in their structure and composition, but also the enterprises and institutions that make ES accessible to people, as well as the use of the ES themselves, have to be adapted. The concept of ecosystem services follows the Millennium Ecosystem Assessment (2005); supporting ecosystem services are considered ecosystem functions (Bauhus et al. 2021).

Diese vielfältigen Einflüsse führen zu erheblichen Veränderungen in unseren Wäldern. Auf vielen Standorten ist mittelfristig mit einer Abnahme der Produktivität zu rechnen (z. B. Nothdurft et al. 2012; Hanewinkel et al. 2013). Auf wenigen ausreichend mit Wasser versorgten Standorten, wie bspw. in höheren Gebirgslagen, kann die Produktivität zukünftig auch erhöht sein (Morin et al. 2018). Die Abnahme der Produktivität kann über mehrere Mechanismen erfolgen: über den Ersatz produktiver durch weniger produktive Baumarten, über geringere Bestandsdichten und über eine Verschiebung hin zu weniger wüchsigen Altersklassen (z. B. Morin et al. 2018; Zeller et al. 2018). Mit der Zunahme von Stress und Störungen wird auch die Mortalität der Bäume ansteigen. Die jüngste Dürre in den Jahren 2018 und 2019 hat bereits bei vielen Baumarten eine Mortalitätswelle ausgelöst (Schuldt et al. 2020). Hohe Mortalitätsraten treten dabei nicht nur bei trockenheitsempfindlichen und störungsanfälligen Arten wie der Fichte (*Picea abies*) auf. Das Ausmaß der Mortalität der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) auf bestimmten Standorten hat Wissenschaft und Praxis gleichermaßen überrascht (z. B. Schuldt et al. 2020; Obladen et al. 2021), wenn auch deutlich erhöhte Mortalitäten von Buchen auf mittleren und besser wasserversorgten Standorten nicht zu beobachten waren (Meyer et al. 2022). Insbesondere ältere und höhere Bäume werden von zunehmender Mortalität betroffen sein, denn sie geraten stärker unter Trockenstress und sind stärker windwurfgefährdet (Albrecht et al. 2012; Grote et al. 2016). Mit einer Erhöhung der Mortalitätsrate werden Durchschnittsalter und -höhe der Bäume abnehmen, mit entsprechenden Konsequenzen auch für die biologische Vielfalt (McDowell et al. 2020).

Störungen haben in Wäldern durch die Erhöhung struktureller Heterogenität zunächst häufig positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt (Thom et al. 2017a; Hilmers et al. 2018). Ab einer bestimmten Häufigkeit und Intensität wirkt sich die Baumsterblichkeit wahrscheinlich negativ auf die langfristige Bereitstellung vieler ÖSL aus (Anderegg et al. 2013). Für Forstbetriebe werden sich Vorhersagbarkeit, Menge und Qualität vermarktbar

Kasten 1: Zertifizierung von Ökosystemleistungen – ein Konzept für die Zukunft?

Box 1: Certification of ecosystem services – A concept for the future?

Vor dem Hintergrund auf großer Fläche abgängiger Fichtenbestände und entsprechend dramatischer Bilder von Kahlflecken sind die Ökosystemleistungen des Waldes in Gesellschaft, Politik und Presse präsent wie lange nicht mehr. Zurecht besteht die Angst, dass diese Leistungen in Zukunft nicht mehr einfach so und in gleicher Qualität wie bisher zur Verfügung gestellt werden. Vor allem jene Waldbesitzerinnen und -besitzer, die jetzt mit großen Kahlflecken konfrontiert sind, müssen ihr Geschäftsmodell der „klassischen Forstwirtschaft“ überdenken und fordern Ausgleich und Förderung von der Gesellschaft für jene erbrachten Leistungen. Im Zentrum der Debatte stehen v. a. die Kohlenstoffbindung sowie der Arten- und Biotopschutz. Weil der Wald und die Frage, wie man dem Wald helfen kann, medial so präsent sind, steigt die Bereitschaft vieler Unternehmerinnen und Unternehmer, sich im Wald zu engagieren. Aufgegriffen werden v. a. zwei Aspekte, die ein positives Image schaffen: das Pflanzen von Bäumen und die Kohlenstoffbindung im Wald. Viele Organisationen, die mit Waldnaturschutz zu tun haben, sowie Waldbesitzerinnen und -besitzer sind mit dem Wunsch Dritter konfrontiert, „Bäume zu pflanzen“. Angebot und Nachfrage auf dem Markt der Ökosystemleistungen im Wald sind definitiv vorhanden.

Organisationen wie „myclimate“ kompensieren den CO₂-Ausstoß, den wir z. B. beim Fliegen erzeugen, indem u. a. international Bäume gepflanzt werden. Böse Zungen sprechen hier von Ablasshandel und manche Akteure wie Plant for the Planet sind zuletzt in die Kritik geraten, weil nicht ganz klar ist, wo in welchem Umfang und v. a. mit welchem Erfolg (hier bezogen auf die langfristige CO₂-Bindung) agiert wird (DIE ZEIT Nr. 19/2021: Aus der Traum vom Billigbaum; <https://bit.ly/ZEIT-Billigbaum>). Zunehmend entwickelt sich auch in Deutschland ein Markt für entsprechende Projekte. Im Inland stellt sich aber ebenso die Frage nach Sinn und Wirkung entsprechender Aktivitäten. Wieso sollte man Bäume pflanzen, wenn auf vielen Flächen natürliche Sukzession und angepasste Wildbestände den Wald von morgen genauso oder besser entstehen lassen? Welche Auswirkungen haben entsprechende Maßnahmen auf die biologische Vielfalt – wer viel Kohlenstoff binden will, pflanzt u. U. schnell wachsende nichtheimische Nadelbaumarten. Wie steht es bei entsprechenden Projekten um soziale Fragen wie Arbeitssicherheit, Qualifikation, Entlohnung, aber auch Beteiligung örtlicher Stakeholder und Transparenz? Führt man sich vor Augen, dass wir über viel Geld und damit viele potenzielle Projekte bzw. Tausende Hektar Wald in Deutschland sprechen, dann wird deutlich, wie relevant diese Fragen sind und dass die Ökosystemleistung „Kohlenstoffbindung im Wald“ nicht isoliert betrachtet werden darf. Biotop- und Artenschutz sowie soziale Aspekte müssen gleichrangig mitgedacht werden.

Aus Investorensicht stellen sich folgende zentrale Fragen: Welcher Anbieter, welches Projekt ergibt langfristig Sinn? Welches konkrete Ziel soll erreicht werden und welche negativen Effekte gilt es zu bedenken? Wie wird erreicht, dass entsprechendes Engagement auch eine positive Kommunikation ermöglicht, und wie vermieden, dass relevante, gesellschaftliche Akteure oder eine kritische Presse Projekte kritisieren? Standards oder Zertifizierungssysteme schaffen Sicherheit, wenn folgende Inhalte adressiert werden:

- Die Betonung bestimmter Ökosystemleistungen darf nur in begrenztem Rahmen zu Lasten anderer, zentraler Ökosystemleistungen erfolgen.
- Soziale Standards gelten immer.
- Festlegung von Zielen, Maßnahmen und Monitoringinstrumenten, um definierte Ökosystemleistungen positiv zu beeinflussen (Erhaltung oder Verbesserung);
- regelmäßige Kontrollen umgesetzter Maßnahmen und daran angeschlossen die sukzessive Auszahlung von Geldern;
- nachvollziehbare, transparente Darstellung der positiven Wirkung entsprechender Maßnahmen.

Kohlenstoff- oder Wiederaufforstungsprojekte, die nicht nachweislich Fragen der biologischen Vielfalt und soziale Aspekte beachten, sind international wie national abzulehnen. Zertifizierungssysteme, die sich auf die Kohlenstoffbindung konzentrieren, reichen bei Weitem nicht aus. Ein etabliertes, bekanntes und glaubwürdiges Zertifizierungssystem für Waldmanagement wie das des Forest Stewardship Council (FSC), das ein zusätzliches Verifizierungsmodell für Ökosystemleistungen im Wald bereits anbietet, kann Investoren Sicherheit bieten und auch als Voraussetzung für staatliche Förderung fungieren. So wird gewährleistet, dass sich durch Ökosystemleistungsprojekte im Wald erwünschte Wirkungen entfalten sowie unerwünschte Nebenwirkungen vermieden werden. Innerhalb dieses Rahmens können bereits aktive und neue Anbieter mit z. B. speziellen Kalkulationsmodellen für gebundenen bzw. zu bindenden Kohlenstoff im Wald oder in der Wiederaufforstung agieren und zukünftig sogar CO₂-Zertifikate generieren.

Autor

Elmar Seizinger – Mitglied der Geschäftsleitung und Leiter Waldbereich Verein für verantwortungsvolle Waldwirtschaft e. V. – FSC Deutschland Rehlingstraße 7
79100 Freiburg i. Br.
E-Mail: elmar.seizinger@fsc-deutschland.de
Tel.: (07 61) 3 86 53 53

verringern (Neuner, Knoke 2017). Durch unterschiedliche Veränderungen in der Anpasstheit der Baumarten in Bezug auf das zukünftige Klima wird sich die Artenzusammensetzung der Wälder deutlich verändern (z. B. Hanewinkel et al. 2013; Buras, Menzel 2019). Insbesondere wirtschaftlich wichtige und weit verbreitete Nadelbaumarten (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*) werden in ihrer Bedeutung abnehmen, auch *Fagus sylvatica* wird in den tieferen Lagen und trockenen Regionen in ihrem Verbreitungsgebiet zurückgedrängt werden, während Eichenarten (*Quercus robur* und *Q. petraea*) und andere bisher seltene Laubbaumarten vom Klimawandel profitieren könnten (Hanewinkel et al. 2013; Walentowski et al. 2017; Kunz et al. 2018; Perkins et al. 2018). Diese Änderung in der Baumartenzusammensetzung wird sich auf natürlichem Weg wahrscheinlich nur sehr langsam vollziehen. Simulationsstudien der Waldsukzession im Klimawandel zeigen bspw., dass es zwischen 360 und 700 Jahre dauert, bis die Baumartenzusammensetzung in den Kalkalpen unter den neuen Klimabedingungen ein neues dynamisches Gleichgewicht erreicht; dieser Prozess wird durch Störungen beschleunigt (Thom et al. 2017b). Gründe für die langsame Anpassung sind geringe Ausbreitungsgeschwindigkeiten von Bäumen (z. B. Feurdean et al. 2013) ebenso wie das „Beharrungsvermögen“ von Arten, die

sich am Standort zwar nicht mehr zu reifen, alten Bäumen entwickeln können, sich aber nach wie vor verjüngen (z. B. Elenitsky et al. 2020). Die konkurrenzfähige Verjüngung von Baumarten wie Buche oder Fichte kann daher sogar als „Anpassungsbremse“ wirken, wenn sie die Verjüngung anderer, besser angepasster Baumarten behindert. Da viele waldbewohnende Arten in hohem Maße vom Vorkommen bestimmter Baumarten abhängig sind (z. B. Ampoorter et al. 2020; Hultberg et al. 2020), können Wälder mit nichtangepassten Baumarten eine zukünftige „Aussterbeschuld“ (extinction debt) aufweisen, d. h., sie können ein zeitverzögertes lokales Aussterben von Arten auf Grund einer verzögerten Reaktion des Ökosystems bedingen (Kitzes, Harte 2015) – ein zu wenig beachtetes Phänomen in der Naturschutzpraxis (Fartmann et al. 2021). Bei anderen waldbewohnenden Arten werden auf der einen Seite Zuwanderungen und Arealausdehnungen von mehr wärmeliebenden und auch invasiven Arten stattfinden, auf der anderen Seite werden temperatur- und trockenheitsempfindliche Arten in höhere Lagen oder nach Norden ausweichen, sofern das auf Grund ihrer Mobilität, der Landschaftsfragmentierung und der Verfügbarkeit zuträglichen Lebensraums überhaupt möglich ist (z. B. Drobik et al. 2013; Dullinger et al. 2015).

Tab. 1: Beispiele für Anpassungsoptionen in Bezug auf ausgewählte zu erwartende Auswirkungen des Klimawandels.

Table 1: Examples of adaptation options for selected likely climate change impacts.

Zu erwartende Veränderungen	Mögliche Anpassungsoptionen zur Verbesserung der Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit von Wäldern
Verlust der Angepasstheit und Fitness von Arten	<ul style="list-style-type: none"> • Einbringung alternativer Genotypen und Baumarten • Identifizierung und Schutz möglicher Refugialstandorte • Schutz hitze- und trockenstressempfindlicher Waldarten durch angepasste Steuerung der Waldstruktur
Lokaler, regionaler oder vollständiger Verlust von Baumarten (z. B. Fichte, Esche)	<ul style="list-style-type: none"> • Etablierung funktional oder phylogenetisch ähnlicher Baumarten zur Erfüllung der gewünschten Ökosystemleistungen (z. B. klimatolerante Nadelbaumarten) oder zum Schutz der an die Baumarten gebundenen, abhängigen Vielfalt anderer Waldarten (z. B. Insekten, Pilze) • Anpassung der Wertschöpfungsketten an veränderte Baumartenzusammensetzung
Erhöhte Mortalität, insbesondere älterer Bäume	<ul style="list-style-type: none"> • Verkürzung der Produktionszeiten durch entsprechende Durchforstungsmethoden, Ausweisung von vitalen Habitatbäumen und Waldrefugien unterschiedlicher Baumarten auf Standorten mit geringem Störungsrisiko
Zunahme von Störungen	<ul style="list-style-type: none"> • Umfassendes Risikomanagement zur Erhöhung von Resistenz und Resilienz, z. B.: <ul style="list-style-type: none"> • Reduktion der Endhöhen von Beständen, Reduktion leicht brennbaren Materials • Mischbestände funktional unterschiedlicher Baumarten zur Streuung von Risiken und Ausnutzung positiver Mischungseffekte • Mischung von Bestandstypen auf Landschaftsebene zur Reduktion der Ausbreitung von Störungen (Feuer, Borkenkäfer) • Förderung der Vorverjüngung unter Schirm und von Samenbäumen schattenintoleranter Baumarten in der Waldmatrix zur Ermöglichung einer raschen Wiederbewaldung nach Störung
Arealverschiebungen von Arten	<ul style="list-style-type: none"> • Ermöglichung von Wanderungsbewegungen durch Schaffung und Erhalt durchlässiger Waldlandschaften, bei immobilen Arten auch Assisted migration, wenn zuträgliche Habitate vorhanden sind

4 Wie können Wälder an diese Veränderungen angepasst werden?

Bei der Anpassung an den Klimawandel geht es um mehr als Wälder (Abb. 1, S. 319). Es geht um nichts weniger als eine umfassende Transformation der Nutzung und Bewirtschaftung der Wälder sowie der damit verbundenen Wertschöpfungsketten. Das umfasst neben der Entwicklung resilienter und anpassungsfähiger Wälder eine Verbesserung des Risikomanagements inkl. des Waldschutzes und Monitorings, neue Ansätze zum Schutz von biologischer Vielfalt, Böden und Wasser, eine Steigerung der Effizienz der Holzverwendung, die Anpassung institutioneller Strukturen und Entwicklung neuer Geschäftsmodelle für die Waldwirtschaft sowie umfassende Änderungen in den Bereichen Kommunikation, Aus- und Weiterbildung sowie Forschung. Dazu hat der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik im Herbst 2021 ein umfangreiches Gutachten vorgelegt (Bauhus et al. 2021). In diesem kurzen Artikel liegt der Fokus auf wichtigen Optionen für waldbauliche Anpassungen der Wälder zur Erhöhung von Resilienz und Anpassungsfähigkeit (Tab. 1). Dabei geht es im Wesentlichen um die Anpassung an die gerichteten klimatischen Veränderungen, an die pulsartigen Störungen sowie an mögliche Systemveränderungen und andere wenig vorhersehbare Ereignisse (van Meerbeek et al. 2021).

4.1 Baumartenwahl und -wechsel

Die Wahl der Baumarten am konkreten Standort sowie die Planung von Baumartenanteilen in der Waldlandschaft sollten die Funktionalität der Ökosysteme und Bereitstellung der ÖSL im Blick haben. Wo Baumarten bereits jetzt oder in absehbarer Zukunft mit einem hohen Risiko behaftet sind, sollten sie – wenigstens partiell – durch angepasste Baumarten und Genotypen ersetzt werden. In Wäldern, in denen der Schutz der einheimischen biologischen Vielfalt Vorrang hat, sollte zunächst das genetische Potenzial heimischer Baumarten inkl. bisher seltener Arten ausgeschöpft werden. Dazu gehört auch die Verwendung von Herkünften und Genotypen aus den trocken-warmen Randbereichen ihrer Verbreitungsgebiete (z. B. Stojnić et al. 2018). Wo Anpassungsziele mit diesen Arten nicht erreicht werden, könnten nichtheimische Baumarten eingesetzt werden, die durch ihre nahe Verwandtschaft zu heimischen Arten am ehesten erwarten lassen, dass ein großer Teil der abhängigen biologischen Vielfalt unterstützt wird (z. B. Quercus cerris, Fagus orientalis, Abies grandis oder A. bornmuelleriana; z. B. Vogel et al. 2021). Bei Baumarten, die nicht durch nahe Verwandte ersetzt werden können, z. B. weil diese in ähnlicher Weise von Schadorganismen betroffen sind (z. B. Fraxinus excelsior), könnten

Kombinationen alternativer Baumarten einen möglichst großen Teil der abhängigen Arten und Ökosystemfunktionen übernehmen (z. B. Mitchell et al. 2016). Wo Baumarten mit wichtigen Produktionsfunktionen ausfallen (z. B. Picea abies), sollten Alternativbaumarten diese Funktion übernehmen können (z. B. A. alba, Pseudotsuga menziesii). Wenn eingeführte Baumarten angebaut werden, sollte bevorzugt auf solche Arten zurückgegriffen werden, bei denen seit langem Erfahrungen mit dem Anbau vorliegen, z. B. auf P. menziesii. Diese sollten in Mischung in eine Matrix einheimischer Baumarten eingebettet werden, ihre Flächenanteile sollten in Beständen und Landschaften auf ein Maß begrenzt werden, das die heimische biologische Vielfalt nicht gefährdet. Diese Anteile sind bisher weitgehend unbekannt und sollten daher dringend erforscht werden. Eine Einbettung in Mischbestände mit Schattbaumarten kann auch dazu beitragen, eine ungewünschte natürliche Verjüngung dieser Arten zu kontrollieren (Bindewald et al. 2021b). In jedem Fall sollte für verwendete Alternativbaumarten eine Güterabwägung zwischen Anbauwürdigkeit und -risiken durchgeführt werden (Bindewald et al. 2021a).

4.2 Bestandspflege

Maßnahmen der Jungwuchs- und Bestandspflege, insbesondere Läuterung und Durchforstung, sind geeignet, um gewünschte Baumartenmischungen zu erhalten, die Vitalität von Einzelbäumen zu fördern und die Resistenz von Einzelbäumen und Beständen gegenüber Trockenstress und Windwurf zu erhöhen. Gleichzeitig können Produktions- und Gefährdungszeiträume reduziert und die Entwicklung von Vorverjüngung unterstützt werden (Bauhus et al. 2021). Der Bestandspflege kommt daher eine Schlüsselrolle bei der kurzfristigen Anpassung bestehender Wälder zu. In der Initialphase ist häufig eine intensive waldbauliche Steuerung notwendig, um wuchsunterlegene Baumarten (darunter klimatolerante Arten wie Eichen und seltene Laubbäume) in Mischbeständen zu erhalten und stabile Mischungen zu schaffen (Bauhus et al. 2017). Diese Eingriffe sollten auch deswegen frühzeitig stattfinden, weil sie später bei größeren Bestandshöhen und geringerer Kronenplastizität eine größere Anfälligkeit gegenüber Windwurf und Trockenstress hervorrufen (Albrecht et al. 2012; Grote et al. 2016). Zahlreiche Studien belegen eine Erhöhung der Trockenstresstoleranz durch Reduktion der Konkurrenz um Wasser mittels Durchforstung (z. B. Sohn et al. 2016). In den wenigen existierenden Studien zum Einfluss von Durchforstung auf trockenstressbedingte Mortalität zeigen sich auch positive Auswirkungen (Giuggiola et al. 2013; Knapp et al. 2021). Fallen intensive Durchforstungen zeitlich zusammen mit trocken-heißer Witterung, können sie sich auch negativ auswirken



Abb. 2: Wiederbewaldung eines durch Trockenheit und Borkenkäfer abgestorbenen Fichtenbestands im Südschwarzwald mit aufwändigen Schutzmaßnahmen gegen Wildverbiss und den Schädling *Hylobius abietis* sowie Bewässerung der Jungpflanzen. (Foto: Jürgen Bauhus)

Fig. 2: Reforestation of a spruce stand killed by drought and bark beetles in the southern Black Forest with costly protection measures against browsing by game and against the pest *Hylobius abietis*, plus irrigation of young plants.

(z. B. Lagergren et al. 2008). Damit verbunden ist eine Debatte, ob das Kronendach angesichts von Hitze- und Trockenstress möglichst geschlossen gehalten werden sollte, um ein kühles Mikroklima zu erhalten (z. B. de Frenne et al. 2021). Angesichts hoher Mortalität alter Bäume verhängten bspw. die Landesforsten Rheinland-Pfalz 2020 ein Moratorium für die Holzernte in über 100-jährigen Buchenwäldern. Ein Vergleich der Mortalität von Buchen in hessischen Naturwaldreservaten und benachbarten, bewirtschafteten Referenzflächen zeigte für die Trockenjahre 2018–2019 hingegen eine höhere, weitgehend konkurrenzbedingte Mortalität in den Naturwaldreservaten mit geschlossenem Kronendach (Meyer et al. 2022).

Eine abschließende Beurteilung der kurz- und langfristigen Auswirkungen von Durchforstungen im Zusammenhang mit Hitze- und Dürreperioden bedarf offensichtlich weiterer Untersuchungen. Hier ist insbesondere zu klären, inwiefern sich Vorbehandlungen, Bestandsalter und -höhe sowie Durchforstungsintensität auf Hitze- und Trockenstress der Bäume auswirken. Zu prüfen wäre, ob Bäume, die durch regelmäßige Durchforstung auf eine stärkere Freistellung der Krone vorbereitet worden sind, ähnlich empfindlich reagieren wie kleinkronige Bäume. Schließlich sind während der trocken-heißen Jahre 2018–2020 auch nicht alle Solitäre abgestorben. Das Kronendach dauerhaft geschlossen zu halten, ist sicherlich nicht sinnvoll, wenn die herrschenden, nicht angepassten Baumarten mittelfristig ohne Kahlschlag ersetzt werden sollen und/oder eine Vorverjüngung zur Erhöhung der Resilienz des Systems gegenüber Störungen angestrebt wird (Bauhus et al. 2013). Eine räumliche Heterogenität in der Beschaffenheit des Kronendachs könnte dafür sorgen, dass sowohl licht- und wärmeliebende Arten als auch schattentolerante und temperaturempfindliche Arten erhalten werden können (Bauhus et al. 2021).

4.3 Diverse Wälder

Zur Streuung von Risiken und zur Stärkung der Anpassungsfähigkeit sollten Wälder baumartenreich, strukturreich und genetisch divers sein. Waldentwicklungstypen sollten zukünftig – wo standörtlich möglich – mit wenigsten drei standortgerechten Baumarten in stabilen Mischungsformen begründet werden. Diese Baumarten sollten unterschiedlichen funktionalen Typen hinsichtlich ihrer Stress- und Störungstoleranz angehören, um so die Reaktionsmuster in Bezug auf Störungen zu diversifizieren (Messier et al. 2019). Neben der Risikostreuung bieten Mischungen auch positive Effekte durch Interaktionen von

Baumarten, die z. B. zu einer Reduktion des Befalls mit spezialisierten Schadorganismen führen (Jactel et al. 2017). Da Mischungen in der Regel auch besser geeignet sind, um mehrere ÖSL gleichzeitig zu erbringen (van der Plas et al. 2016), können sie auch Veränderungen der gesellschaftlichen Ansprüche an den Wald auffangen (Bauhus et al. 2021). Ähnliche Effekte wie durch Mischung von Arten lassen sich durch Kombination von Bäumen unterschiedlicher Dimensionen in ungleichaltrigen, strukturierten Beständen erzielen (z. B. Dănescu et al. 2016), jedoch liegen auch widersprüchliche Ergebnisse vor (z. B. Dănescu et al. 2018). In jedem Fall erhöhen ungleichaltrige Bestände mit Vorverjüngung die Resilienz gegenüber Störungen des Hauptbestands, wenn die Vorverjüngung nach Störungen die nächste Bestandsgeneration bilden kann.

4.4 Störungen als Chance für die Anpassung der Ökosysteme

Klimawandelbedingte Störungen sind zunächst kein Problem für den Naturschutz, da sie Strukturen und Auflichtungen bieten, die für eine Erhöhung der Vielfalt vieler Waldarten sorgen (z. B. Hilmers et al. 2018). Für Waldbesitzerinnen und -besitzer stellen großflächige Störungen eine enorme Herausforderung in Bezug auf die Bewältigung der Schäden und Verjüngung der betroffenen Flächen dar (Abb. 2). Sie bieten aber auch Gelegenheiten, die geplante Anpassung der Wälder substanziell voranzutreiben.

Um Störungen in diesem Sinne nutzen zu können, sind allerdings entsprechende Kapazitäten erforderlich, z. B. für die Bereitstellung einer hohen Anzahl von Jungpflanzen gewünschter Baumarten bzw. Herkünfte. Da sich in den vergangenen Jahrzehnten in Deutschland die Naturverjüngung auf den meisten Flächen – 85 % laut dritter Bundeswaldinventur – durchgesetzt hat, sind Produktionskapazitäten für Pflanzgut begrenzt. Aus finanziellen Gründen sind die Waldbesitzerinnen und -besitzer daran interessiert, bei der Wiederbewaldung der Störungsflächen möglichst auf natürliche Prozesse zu setzen. Nach den Störungen der Jahre 2018–2020 hat sich an der Frage, ob die Flächen durch Pflanzung oder auf natürliche Weise wiederbewaldet und ob die abgestorbenen Bäume genutzt oder belassen werden sollen, eine intensive Diskussion entzündet. Interessant an dieser Diskussion ist, dass sie sich auf den Weg fokussiert, aber nicht auf das Ziel. Wenn das Ergebnis des Wiederbewaldungsprozesses resiliente und anpassungsfähige Wälder sein sollen, ist in vielen Fällen sicherlich eine Kombination künstlicher und natürlicher Verjüngung sinnvoll, z. B. wo es auf Teilflächen bereits eine Vorverjüngung standortangepasster Baumarten gibt oder sich diese Arten rasch ansamen. Wo die Vorverjüngung oder aufkommende Verjüngung hauptsächlich aus nicht standortangepassten Baumarten besteht, z. B. Fichte nach abgestorbener Fichte, oder wo eine verjüngungshemmende Bodenvegetation vorherrscht, ist sicherlich die Pflanzung zielführend. Hier kommen z. B. Verfahren wie Trupppflanzungen mit geringen Pflanzanzahlen in Frage (Saha et al. 2017).

Reliktische Strukturen wie stehende und liegende tote Bäume, hohe Stubben oder Kronentotholz könnten genutzt werden, um Verjüngungsprozesse durch Reduktion der Ein- und Ausstrahlung, der Windbewegung und auch des Verbisses zu fördern und gleichzeitig positive Effekte des Totholzes auf die biologische Vielfalt zu erzielen. Zu diesem Zweck muss aber nicht der gesamte abgestorbene Bestand belassen werden. Eine internationale Metaanalyse konnte zeigen, dass die Räumung der abgestorbenen Bäume keine negativen Auswirkungen auf den Verjüngungserfolg hat (Leverkus et al. 2021). Ob das auch im Klimawandel mit extremen mikroklimatischen Bedingungen für die Verjüngungspflanzen gültig ist, sollte beforscht werden. In jedem Fall sollte die Verjüngungssituation sorgfältig analysiert und ausreichend intensiv durch Monitoring begleitet werden, um Fehlentwicklungen zu vermeiden.

Zur Erzielung strukturierter und diverser Jungbestände befürwortet der Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik eine Verlängerung der Fristen für eine erfolgreiche Wiederbewaldung in den

Landeswaldgesetzen; diese sollen bis zu zehn Jahre betragen können (Bauhus et al. 2021). So könnte der natürlichen Verjüngung ein Etablierungsvorsprung eingeräumt werden, um sie erst anschließend und wo notwendig durch künstliche Verjüngung gezielt zu ergänzen.

5 Fazit

Es steht eine Reihe von Optionen zur Verfügung, um Wälder so an den Klimawandel anzupassen, dass sie uns auch in Zukunft vielfältige Ökosystemleistungen bieten. In vielen Fällen bedarf dies einer aktiven Steuerung. Gleichzeitig müssen auch viele verschiedene Optionen verfolgt werden, da es unsicher ist, welche sich im zukünftigen Klimawandel als erfolgreich erweisen. Insgesamt erwarten wir als Gesellschaft von den Waldbesitzerinnen und -besitzern massive Investitionen in die Zukunft der Wälder bei einer gleichzeitig sehr großen Unsicherheit. Aus Sicht des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik übersteigen diese Anforderungen die Gemeinwohlverpflichtungen des Waldeigentums (Bauhus et al. 2021). Der Beirat plädiert daher für die Honorierung der Anpassung der Wälder als Grundlage für die zukünftige Bereitstellung aller ÖSL.

6 Literatur

- Albrecht A., Hanewinkel M. et al. (2012): How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research* 131: 229 – 247.
- Ampoorter E., Barbaro L. et al. (2020): Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos* 129: 133 – 146.
- Anderegg W.R., Kane J.M., Anderegg L.D. (2013): Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature Climate Change* 3: 30 – 36.
- Bauhus J., Forrester D. et al. (2017): Silvicultural options for mixed-species stands. In: Pretzsch H., Forrester D.I., Bauhus J. (Hrsg.) *Mixed-species forests – Ecology and management*. Springer Verlag, Heidelberg: 433 – 501.
- Bauhus J., Puettmann K.J., Kuehne C. (2013): Close-to-nature forest management in Europe: Does it support complexity and adaptability of forest ecosystems? In: Messier C., Puettmann K.J., Coates K.D. (Hrsg.): *Managing forests as complex adaptive systems: Building resilience to the challenge of global change*. Routledge, London: 187 – 213.
- Bauhus J., Seeling U., Dieter M. et al. (2021): Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel. *Berichte über Landwirtschaft – Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Sonderheft* 233: 1 – 290.
- Bindewald A., Brundu G. et al. (2021a): Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. *Ecology and Evolution* 11(24): 18089 – 18.110. DOI: 10.1002/ece3.8407
- Bindewald A., Miodic S. et al. (2021b): Forest inventory-based assessments of the invasion risk of *Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) FRANCO and *Quercus rubra* L. in Germany. *European Journal of Forest Research* 140: 883 – 899.
- Buras A., Menzel A. (2019): Projecting tree species composition changes of European forests for 2061 – 2090 under RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. *Frontiers in Plant Science* 9: 1986. DOI: 10.3389/fpls.2018.01986
- Dănescu A., Albrecht A., Bauhus J. (2016): Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. *Oecologia* 182: 319 – 333.
- Dănescu A., Kohnle U. et al. (2018): Stability of tree increment in relation to episodic drought in uneven-structured, mixed stands in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 415 – 416: 148 – 159.
- De Frenne P., Lenoir J. et al. (2021): Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology* 27: 2.279 – 2.297.
- Drobik J., Finck P., Riecken U. (2013): Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. *BfN-Skripten* 346: 82 S.
- Dullinger S., Dendoncker N. et al. (2015): Modelling the effect of habitat fragmentation on climate-driven migration of European forest understorey plants. *Diversity and Distributions* 21: 1.375 – 1.387.
- DWD/Deutscher Wetterdienst (2020): Nationaler Klimareport. 4. Aufl. DWD, Potsdam: 54 S.
- Elenitsky L.M., Walters M.B., Farinosi E.J. (2020): Tree regeneration structure following beech bark disease-motivated harvests: factors associated with patterns and management implications. *Forests* 11: 180.
- Fartmann A., Stuhldreher G. et al. (2021): Aussterbeschuld: zeitverzögertes Aussterben von Arten – ein bislang in der Naturschutzpraxis kaum berücksichtigtes Phänomen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53: 14 – 19.
- Feurdean A., Bhagwat S.A. et al. (2013): Tree migration-rates: Narrowing the gap between inferred post-glacial rates and projected rates. *PLOS ONE* 8(8): e71797.
- Forzieri G., Girardello M. et al. (2021): Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature Communications* 12: 1 – 12.
- Grote R., Gessler A. et al. (2016): Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees* 30: 1.467 – 1.482.
- Giuggiola A., Bugmann H. et al. (2013): Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 310: 827 – 835.
- Hall C., Scott D., Gössling S. (2011): Forests, climate change and tourism. *Journal of Heritage Tourism* 6: 353 – 363.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A. et al. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3: 203 – 207
- Hilmers T., Friess N. et al. (2018): Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55: 2.756 – 2.766.
- Hultberg T., Sandström J. et al. (2020): Ash dieback risks an extinction cascade. *Biological Conservation* 244: 108516.
- IPCC/Intergovernmental Panel on Climate Change (2012): Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. *Special Report*. Cambridge University Press, Cambridge: 594 S.
- IPCC/Intergovernmental Panel on Climate Change (2013/2014): Klimaänderung 2013/2014: Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger. Beiträge der drei Arbeitsgruppen zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). ProClim, Bonn: 28 S.
- Jactel H., Petit J. et al. (2012): Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology* 18: 267 – 276.
- Jactel H., Bauhus J. et al. (2017): Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports* 3: 223 – 243.
- Jandl R., Spathelf P. et al. (2019): Forest adaptation to climate change – Is non-management an option? *Annals of Forest Science* 76: 1 – 13.
- Kitzes J., Harte J. (2015): Predicting extinction debt from community patterns. *Ecology* 96: 2.127 – 2.136.
- Knapp E.E., Bernal A.A. et al. (2021): Variable thinning and prescribed fire influence tree mortality and growth during and after a severe drought. *Forest Ecology and Management* 479: 118595.
- Kunz J., Löffler G., Bauhus J. (2018): Minor European broadleaved tree species are more drought-tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management* 414: 15 – 27.
- Lagergren F., Lankreijer H. et al. (2008): Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 255: 2.312 – 2.323.
- Leverkus A.B., Polo I. et al. (2021): Resilience impacts of a secondary disturbance: Meta-analysis of salvage logging effects on tree regeneration. *Journal of Ecology* 109: 3.224 – 3.232. DOI: 10.1111/1365-2745.13581.
- Liebold A.M., MacDonald W.L. et al. (1995): Invasion by exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. *Forest Science Monographs* 30: 1 – 49.

McDowell N.G., Allen C.D. et al. (2020): Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368(6.494): eaaz9463.

Messier C., Bauhus J. et al. (2019): The functional complex network approach to foster forest resilience to global change. *Forest Ecosystems* 6, 21: 1–16.

Meyer P., Spinu A.P. et al. (2022): Drought changes mortality patterns differently in partially harvested compared to unmanaged European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Plant Biology* 2022: 14 S. DOI: 10.1111/plb.13396

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island. Washington, D.C.: 33 S.

Mitchell R.J., Pakeman R.J. et al. (2016): How to replicate the functions and biodiversity of a threatened tree species? The case of *Fraxinus excelsior* in Britain. *Ecosystems* 19: 573–586.

Morin X., Fahse L. et al. (2018): Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Reports* 8: 5627.

Neuner S., Knoke T. (2017): Economic consequences of altered survival of mixed or pure Norway spruce under a dryer and warmer climate. *Climatic Change* 140: 519–531.

Nothdurft A., Wolf T. et al. (2012): Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *Forest Ecology and Management* 279: 97–111.

Obladen N., Dechering P. et al. (2021): Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018–2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307: 108482.

Perkins D., Uhl E. et al. (2018): Impact of climate trends and drought events on the growth of oaks (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) within and beyond their natural range. *Forests* 9: 108.

Saha S., Kuehne C., Bauhus J. (2017): Lessons learned from oak cluster planting trials in central Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 47: 139–148.

Schuldt B., Buras A. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45: 86–103.

Seidl R., Klöner G. et al. (2018): Invasive alien pests threaten the carbon stored in Europe's forests. *Nature Communications* 9(1): 1–10.

Seidl R., Schelhas M.J., Lexer M.J. (2011): Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17: 2.842–2.852.

Seidl R., Thom D. et al. (2017): Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7: 395–402.

Skiadareis G., Schwarz J.A. et al. (2021): Groundwater extraction reduces tree vitality, growth and xylem hydraulic capacity in *Quercus robur* during and after drought events. *Scientific Reports* 11: 5.149.

Sohn J.A., Saha S., Bauhus J. (2016): Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 380: 261–273.

Stojnić S., Suchocka M. et al. (2018): Variation in xylem vulnerability to embolism in European beech from geographically marginal populations. *Tree Physiology* 38: 173–185.

Temperli C., Bugmann H., Elkin C. (2012): Adaptive management for competing forest goods and services under climate change. *Ecological Applications* 22: 2.065–2.077.

Thom D., Rammer W. et al. (2017a): The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54: 28–38.

Thom D., Rammer W., Seidl R. (2017b): Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology* 23: 269–282.

UBA/Umweltbundesamt (2021): Klimawirkungs- und Risikoanalyse für Deutschland 2021. Teilbericht 2: Risiken und Anpassung im Cluster Land. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/KWRA-Teil-2-Cluster-Land> (aufgerufen am 21.4.2022).

Van der Plas F., Manning P. et al. (2016): 'Jack-of-all-trades' effects drive biodiversity-ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nature Communications* 7: 11109.

Van Meerbeek K., Jucker T., Svenning J.C. (2021): Unifying the concepts of stability and resilience in ecology. *Journal of Ecology* 109: 3.114–3.132.

Vogel S., Bussler H. et al. (2021): Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: An experimental approach using early successional stages of branches. *Insect Conservation and Diversity* 14: 132–143.

Walentowski H., Falk W., Mette T. (2017): Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: A case study in southern Germany. *Annals of Forest Research* 60: 101–126.

Zeller L., Liang J., Pretzsch H. (2018): Tree species richness enhances stand productivity while stand structure can have opposite effects, based on forest inventory data from Germany and the United States of America. *Forest Ecosystems* 5: 4.

7 Endnote

- 1 Fähigkeit, sich auf potenzielle Schädigungen einzustellen und auf Auswirkungen zu reagieren (IPCC 2013/2014). Anpassungsfähigkeit hat daher viel mit der Anzahl möglicher Entwicklungspfade des Systems in Hinblick auf nicht oder nur schlecht vorhersehbare Änderungen und Störungen zu tun.

Prof. Dr. Jürgen Bauhus
Professur für Waldbau
Institut für Forstwissenschaften
Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Tennenbacherstraße 4
79106 Freiburg i. Br.
E-Mail: juergen.bauhus@waldbau.uni-freiburg.de
Internet: <http://www.waldbau.uni-freiburg.de/>



Der Autor ist Professor für Waldbau und Sprecher des Instituts für Forstwissenschaften an der Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Universität Freiburg. Er studierte Forstwissenschaften in Freiburg, Wien und Göttingen. Nach Promotion an der Universität Göttingen verbrachte er zwei Jahre als Postdoc an der Universität von Quebec in Montreal. Danach wechselte er an die Australian National University, wo er von 1996 bis 2003 Hochschuldozent für Waldbau und Baumphysiologie war und zu Naturwäldern und Plantagen forschte. Seit 2003 entwickelte er in Freiburg ein umfassendes Forschungsprogramm zu Waldstruktur und -dynamik, Mischbeständen und der Anpassung an den Klimawandel. Jürgen Bauhus ist ein highly cited researcher und wurde mit dem Scientific Achievement Award der International Union of Forest Research Organizations ausgezeichnet. Seit 2013 ist er Mitglied und seit 2020 Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.

Anzeige

Klimawandel stoppen

www.greenpeace.de/zukunft-ohne-braunkohle

GREENPEACE