

Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz

Teil 1: Funktionen für die biologische Vielfalt und als Kohlenstoffsенke und -speicher

Von Rainer Luick, Klaus Hennenberg, Christoph Leuschner, Manfred Grossmann, Eckhard Jedicke, Nicolas Schoof und Thomas Waldenspuhl

Eingereicht am 12. 03. 2021, angenommen am 16. 10. 2021

This article is also available in English: www.nul-online.de, Webcode **NuL5974**.

Abstracts

Die Diskussion um die Nutzung von Wäldern im Spannungsfeld von Holzproduktion, ihrem Beitrag zum Klimaschutz und der Verpflichtung zum Schutz der Biodiversität von Waldökosystemen wird mit Schärfe geführt. Es werden dabei auch Klimaschutzargumente bemüht, um Anliegen des Biodiversitätsschutzes zu diskreditieren. Manche der angeführten Argumente basieren auf einer fragwürdigen Datenbasis und -interpretation. In der Gemengelage geht es nicht nur um den Umgang mit Forderungen zu mehr Flächenstilllegungen von Wirtschaftswäldern und den Schutz von Naturwäldern in Deutschland, es droht auch der Verlust der letzten großflächigen europäischen temperaten Urwälder, die alle im Karpatenbogen liegen. Ursächliche Faktoren sind die intensive und zunehmende Holznutzung, ein unzureichender politischer Wille und ein zu geringes nationales und europäisches Engagement für den Schutz dieses Weltkulturerbes. Urwälder und Naturwälder sind in den EU-Mitgliedsstaaten auf weniger als 3 % der Gesamtwaldfläche erhalten geblieben; hunderttausende Hektar europäischer Urwälder gingen allein in den vergangenen zehn Jahren verloren.

In diesem zweiteiligen Aufsatz diskutieren wir Argumente zu den Themenkomplexen (1) Biodiversität und Forstwirtschaft, (2) CO₂-Speicher- und -Senkenleistung genutzter und ungenutzter Wälder und (3) Klimaschutzwirkung der energetischen Holznutzung vor dem Hintergrund aktueller klimapolitischer Entscheidungen der EU und der Bundesregierung. Der vorliegende erste Teil befasst sich mit dem Vorkommen von Ur- und Naturwäldern in Europa und widerlegt die These, diese könnten keinen wichtigen Beitrag zum Biodiversitätsschutz leisten. Außerdem wird der Beitrag von Urwäldern, Naturwäldern und Wirtschaftswäldern mit dem Klimaschutz vergleichend bewertet.

Ancient forests, natural forests, and commercial forests in the context of the biodiversity debate and climate protection

Part 1: Functions for biodiversity and as a carbon sink and carbon store

There are heated arguments about the use of forests in the debate about wood production, contributing to climate protection, and the obligation to protect the biodiversity of forest ecosystems. Climate protection arguments are also used to discredit biodiversity protection concerns. Some of the arguments presented are based on questionable data and misinterpretation of the data. This complex situation is not only about dealing with demands to set-aside more commercial forests and the protection of natural forests in Germany; there is also for example, the threat of the loss of the last large-scale European temperate ancient forests, all of which are in the Carpathian Arc. Causal factors are the intensive and increasing use of wood, lack of political will, and insufficient national and European commitment to the protection of this World Natural Heritage Site. Ancient and natural forests are preserved on less than 3% of the total forest area in EU member states; hundreds of thousands of hectares of European ancient forests have been lost in the past ten years alone.

In this two-part essay, we discuss arguments on the topics of (1) biodiversity and forestry, (2) the CO₂ storage and sink performance of used and unused forests, and (3) the climate change impact of the use of wood for energy against the background of current climate policy decisions from the EU and the federal government. The first part, presented here, deals with the occurrence of ancient and natural forests in Europe and refutes the thesis that they cannot make an important contribution to biodiversity protection. Furthermore, the contribution of ancient forests, natural forests, and commercial forests is assessed in relation to climate protection.

1 Einleitung

In den vergangenen Jahren wurden zahlreiche Arbeiten publiziert, die sich mit der Gegenüberstellung von Ökosystemleistungen von Wirtschaftswäldern mit denen von Urwäldern oder seit vielen Jahren unbewirtschafteten, naturnahen ehemaligen Wirtschaftswäldern (im Folgenden als Naturwälder bezeichnet) befassen (siehe auch Box 1). Während Studien in tropischen und borealen Wäldern mit zunehmender Waldnutzung meist deutliche Rückgänge der walddispersen Biodiversität festgestellt haben (unter

anderem Aloya 2017, FAO & UNEP 2020, Giam 2017, Pyles et al. 2018), kommen im Weiteren vorgestellte Studien in temperaten Wäldern zu teils abweichenden Ergebnissen (unter anderem Schulze 2018, Dieler et al. 2017, Schall et al. 2020). Diese lassen sich im Wesentlichen in den folgenden Schlussfolgerungen zusammenfassen:

(1) Urwälder und Naturwälder würden bei den jeweils untersuchten Taxa eine geringere Biodiversität als Wirtschaftswälder zeigen und hätten deshalb für den Naturschutz keine besondere Bedeutung.

(2) Der Nutzungsverzicht in Urwäldern und Naturwäldern sei für den Klimaschutz nachteilig, weil nur die Holznutzung entscheidend zur Reduktion von Treibhausgasemissionen beitragen würde.

Vor allem im Rahmen klimapolitischer Handlungsempfehlungen ist diese Thematik von hoher Relevanz und bedarf einer ganzheitlichen wissenschaftlichen Betrachtung. Wir sehen unseren Aufsatz als Diskursbeitrag zu aktuell wichtigen politischen Diskussionen und Weichenstellungen in der Natur- und Klimaschutzpolitik:



Abb. 1: Alte, totholz- und vorratsreiche Buchenwälder sind typisch für den Nationalpark Hainich. Die nährstoffreichen Böden auf Muschelkalk führen zu hohen Zuwächsen.

Bild: Rüdiger Biehl, Nationalparkverwaltung Hainich (2002)

Box 1: Was sind Urwälder, was sind Naturwälder?

Definitionen nach Barredo et al. (2021), Biriş & Veen (2005), Buchwald (2005), Commarmot et al. (2013), Fanta (2005), Sabatini et al. (2021), Wirth et al. (2009)

Vor allem in der englischsprachigen wissenschaftlichen Literatur wird der deutsche **Urwaldbegriff** – synonym **Primärwald** – mit einer großen Zahl sinngleicher Termini umschrieben (*intact, mature, natural, primary, primeval, undisturbed, untouched, virgin*). Einigkeit besteht dort in der definitorischen Beschreibung: Ein Urwald ist ein großflächiges Waldökosystem, für das keine direkten menschlichen Eingriffe bekannt sind und die Zusammensetzung der natürlichen Lebensgemeinschaften und die walddynamischen Prozesse nie signifikant verändert wurden. Ein Urwald besteht aus standorts- und biogeografisch typischen Baum- und Straucharten in ihren verschiedenen Lebenszyklusstadien. Typisch sind große Vorräte an Totholz in unterschiedlichen Qualitäten (stehend, liegend, jung, alt et cetera) und eine meist komplexe vertikale und horizontale Waldstruktur als Ergebnis ungestörter natürlicher Dynamik.

Da es in Deutschland und in Mitteleuropa schon lange keine Urwälder mehr gibt, dienen bei vergleichenden Untersuchungen

von Waldökosystemen oft mehr oder weniger lange unbewirtschaftete (oder nur geringe Nutzungsspuren aufweisende) naturnahe Wälder als Referenz: Nach Vandekerckhove et al. (2007) und Commarmot et al. (2013) werden diese als **Naturwälder** bezeichnet. Umschreibende englische Begriffe sind *ancient, near-virgin, old-growth, quasi-virgin* oder *widely undisturbed*.

Naturwälder gingen aus Naturverjüngung hervor und haben sich lange Zeit ohne Eingriffe des Menschen entwickelt (Abb. 1). Im Gegensatz zu Urwäldern zeigen sie bis heute dokumentierbare Nutzungseinflüsse. Naturwälder weisen jene (Baum-) Arten auf, die in der natürlichen Pflanzengesellschaft am jeweiligen Standort vorkommen würden. Sie durchleben den natürlichen Entwicklungszyklus bis zur Zerfallsphase, haben aber, abhängig von der Länge der nutzungsfreien Periode, ein noch unvollständiges Inventar an urwaldtypischen Strukturen und Entwicklungsstadien. Naturwälder können über lange Zeithorizonte Urwäldern sehr ähnlich werden; in störungsreichen Landschaften (etwa Auen) kann dieser Prozess auch relativ schnell verlaufen. Die Basis für die Idee zur Ausweitung von Naturwäldern, also aus der Nutzung genommenen Wäldern, denen gezi-

diert Forschungsaufgaben zugeordnet sind, wurde unter dem Terminus Naturwaldreservate bereits in den 1930er-Jahren von Hesmmer (1934) und Hueck (1937) angelegt.

Schon die Definitionsfindung der eigentlich hinreichend gut abgrenzbaren typologischen Begriffe Urwald und Naturwald ist im politischen Kontext Gegenstand intensiver und kontroverser Debatten. In einer aktuellen Studie des Europäischen Forstinstituts (European Forest Institute, EFI) wird dazu ausgeführt, dass der Schutz der verbliebenen europäischen Urwälder und Naturwälder schwierig sei, da es keine klaren und eindeutigen terminologischen Festlegungen und Abgrenzungen gebe. Den terminologischen Diskrepanzen geschuldet sei auch das lückige und inkonsistente Daten- und Kartenmaterial zu diesen Kategorien. Somit sei auch die Anwendung in der politischen Umsetzung und der praktischen Beratung schwierig (O'Brien et al. 2021). Auch im Entwurf der Forststrategie „post 2020“ der EU wird erwähnt, dass es zum Inhalt der Termini Urwald und Naturwald noch keine abschließende Verständigung gibt (EU 2021). Diese andauernde terminologische Findungsphase wird von einem fortschreitenden Einschlag der verbliebenen Urwälder und Naturwälder begleitet.



Bild: Rainer Luick (2016)

Abb. 2: Urwälder haben vielfältige und im Detail faszinierende Merkmale, wie hier im Nationalpark „Parcul Național Semenic – Cheile Carașului“, kurz Semenic. Dazu gehören Methusalembäume, also mächtige und oft mehrere hundert Jahre alte Baumriesen. In dichten und sehr alten Beständen können pro ha Holzvorräte von 1.000 m³ (Vorratsfestmeter) und mehr gemessen werden. Gleich daneben kann aber auch schon ein Verjüngungsbestand von kaum mehr als 100 m³ stehen. Dazu addiert sich noch das Totholz.

(1) Auf EU-Ebene laufen intensive und kontroverse Diskussionen über die instrumentelle Ausgestaltung der neuen EU-Biodiversitätsstrategie.

(2) Die EU-Klimaschutzziele zur Erreichung des Pariser Klimavertrages erfordern Anpassungen der dafür vorgesehenen Instrumente.

(3) Auch die jüngste Entscheidung des Bundesverfassungsgerichtes, welche zentrale Teile des deutschen Klimaschutzgesetzes von 2019 für verfassungswidrig erklärt hat und die Vorsorgepflicht für zukünftige Generationen betont, erfordern Änderungen von Rechtsnormen und Neujustierungen politischer Instrumente.

2 Hintergrund – wo gibt es noch Urwälder in Europa?

Nach einer Bilanzierung von Forest Europe (2020) hat Europa inklusive der osteuropäischen Länder und des europäischen Teils von Russland circa 227 Mio. ha Wälder; das sind 33 % der Landfläche. Lediglich etwa 4,6 Mio. ha (2,2 %) der europäischen Wälder werden noch als Urwälder oder als Naturwälder charakterisiert; davon liegen circa 3,6 Mio. ha in der EU (2,4 %). Fünf Jahre zuvor waren in der Forest Europe Studie (2015) noch 7,3 Mio. ha (3,3 %) der europäischen Wälder als Urwälder oder Naturwälder klassifiziert; das würde einen Rückgang um 2,7 Mio. ha (etwa 40 %) zwischen den bei-

den Berichtsperioden bedeuten. Wir vermuten, dass sich dieser massive Rückgang nicht nur durch reale neue flächenhafte Nutzungen und damit Verluste erklärt, sondern auch statistische Effekte umfasst. So werden in den rumänischen Karpaten beispielsweise Urwälder und Naturwälder, weil politisch so gewollt, großflächig definitiv abqualifiziert, um sie dann zur Nut-

zung freigeben zu können (Luick 2021, Luick et al. 2021).

Zum tatsächlichen Zustand und zur exakten Lage der noch vorhandenen Urwälder und Naturwälder Europas ist noch relativ wenig bekannt. Dies macht auch die Studie von Sabatini et al. (2018) deutlich. Danach gibt es in Europa (ohne Russland) schätzungsweise noch circa 1,4 Mio. ha Urwälder; davon



Bild: Christoph Fromberger/fundatia Conservatia Carpathia (2015)

Abb. 3: Nach dem EU-Beitritt Rumäniens 2007 haben die großflächigen Kahlschläge in den rumänischen Karpaten dramatisch zugenommen; selbst in Regionen mit Urwäldern und in ausgewiesenen Schutzgebieten wie Nationalparks und Natura-2000-Gebieten. Das Bild zeigt einen Bereich aus dem südlichen Fagărăș-Gebirge, Gemeinde Nucșoara. Dort wurden in kürzester Zeit mehrere tausend ha großflächiger Urwälder im Kahlhieb abgetrieben, auch in ökologisch sensiblen Steillagen.

sind etwa 1,1 Mio. ha boreale Wälder, etwa 0,2 Mio. ha montane Buchen- und Buchen-Tannenwälder und etwa 0,07 Mio. ha subalpine Nadelwälder der temperaten Zone. Das wären etwas über 0,6 % der Gesamtwaldfläche. In Deutschland gibt es schon lange keinen Urwald mehr.

Eine Studie des Joint Research Centre (JRC) der EU zur Existenz von Urwäldern und Naturwäldern in den EU-Ländern ermittelte, dass diese zusammen weniger als 3 % der Gesamtwaldfläche ausmachen und zudem überwiegend kleinflächig und fragmentiert sind (Barredo et al. 2021). In einer weiteren Analyse wird von Sabatini et al. (2020) bilanziert, dass für sechs der differenzierten 54 europäischen Waldtypen bereits keinerlei Urwald-Referenzflächen mehr existieren und dass es für 70 % der Waldtypen weniger als 1 % Flächenanteile an Urwald-Referenzflächen gibt.

Bezogen auf diesen sehr geringen Anteil und ohne Berücksichtigung der borealen Urwaldgebiete in den nördlichen Regionen Skandinaviens und des europäischen Anteils von Russland liegen circa 80 % der temperaten Urwälder Europas im Karpatenbogen in der Ukraine, in Rumänien und der Slowakei (Abb. 2). In der EU besitzt kein Mitgliedstaat so viele temperate, laubholzgeprägte Urwälder wie Rumänien. Nach aktuellen Schätzungen sind dies etwa zwei Drittel der verbliebenen temperaten Urwälder; doch auch in Rumänien sind es nur noch 0,5 bis maximal 1 % der Gesamtwaldfläche und sie nehmen weiter ab (Biriş 2017, Luick 2021, Luick et al. 2021). Allein im Zeitraum 2001–2019 hat Rumänien nach einer Studie von Global Forest Watch (2020) etwa 350.000 ha Urwälder und Naturwälder durch illegale und auch legale Nutzung verloren. Großflächige Kahlhiebe finden selbst in streng geschützten Schutzgebieten wie Nationalparks und Natura-2000-Gebieten statt (Luick et al. 2021); siehe Box 2 und Abb. 3, 4a–c).

3 Das Konstrukt „Urwälder und Naturwälder leisten aufgrund einer geringen Biodiversität keinen wichtigen Beitrag zum Biodiversitätsschutz“

Zum Vergleich der Biodiversität von bewirtschafteten mit unbewirtschafteten europäischen Wäldern (Ur- und Naturwälder) wird oft auf die Metastudie von Paillet et al. (2010) Bezug genommen. Darin werden unter anderem auch Vergleichsuntersuchungen in mitteleuropäischen Laubwäldern zusammengefasst,



Bilder: Ion Holban (2020)

Abb. 4 a–c: Die Bilderserie zeigt Eindrücke von großflächigen Kahlhieben in den zentralen südlichen Karpaten (Iezer-Păpuşa-Gebirge, Valea Rea und Valea Zărna); es sind alles Teilgebiete des Natura-2000-Gebietes Munții Făgăraș. Die Abgeschiedenheit vieler Täler macht es möglich, dass derartige Eingriffe für die Öffentlichkeit im Grunde fast unbemerkt bleiben. Nach dem Vergleich von Satellitenbildern haben diese mehrere hundert Hektar umfassenden Kahlhiebe im Zeitraum 2009–2012 stattgefunden. Vermutlich waren es mehrere hundert Jahre alte Wälder, zumindest also sehr strukturreiche Naturwälder. Dafür sprechen auch die dendrochronologischen Einschätzungen der noch sichtbaren Stümpfe. Es gibt nach unseren Recherchen auch keinerlei Hinweise auf frühere forstliche Nutzungen in dieser schwer zugänglichen Region. Wiederaufforstungen sind nicht festzustellen.

Box 2: Die Bedeutung der letzten Urwälder und Naturwälder in den Karpaten

Es kann durchaus sein, dass das Holz eines Billigregals in einem deutschen Möbelgeschäft oder Latten und Bretter in einem beliebigen Baumarkt aus rumänischen, slowakischen oder ukrainischen Bergfichtenurwäldern (Abb. 5) stammen. Sogar Scheitholz, Holzpellets oder Holzbriketts, die in Säcken, Containern und auf Paletten in vielen Baumärkten und auch im Internethandel angeboten werden, weisen über die Etiketten oft auf Herkunft aus Osteuropa hin. Nicht selten werden diese Produkte aus Hunderte Jahre alten Baumriesen hergestellt. Die enorme globale Nachfrage nach Verpackungsmaterialien durch den rasant wachsenden Internethandel, sogenannte „fresh&tasty-Verpackungen“ und scheinbar nachhaltige holzbasierte Substitute für bisher aus Plastik hergestellte Verpackungs- und Transportmaterialien sind weitere Treiber und erhöhen den Druck zur Erschließung günstiger Holzressourcen.

Die ökonomische Erfolgsformel heißt: billige Ressourcen, weil billige Arbeitskräfte und geringe Konzessionsabgaben und Pachten bei hohen Holzvolumina pro Flächeneinheit, geringe Auflagen für Arbeitssicherheit und korrumpierbare Gesellschaftsstrukturen. Das garantiert auf unseren Märkten hohe Profite und erklärt, warum sich um den Karpatenbogen in den vergangenen Jahren zahlreiche international agierende Konzerne mit großen Werken, die gewaltige Einschnitt- und Verarbeitungskapazitäten haben, angesiedelt haben. Alle weisen eine Gemeinsamkeit auf: einen hohen und weiter steigenden Bedarf an Holz als Rohstoff (siehe Luick et al. 2021).

In allen Ländern der Karpatenregion (Polen, Rumänien, Slowakei und Ukraine) erklärt sich so der massive Nutzungsdruck auf die letzten Urwälder und Naturwälder bis hin zur großflächigen Abholzung. Das betrifft sogar wichtige Schutzgebietskate-

gorien wie UNESCO-Weltnaturerbegebiete, Nationalparke und Natura-2000-Gebiete. Auch Deutschland ist als Importeur, Verarbeiter und dann Exporteur von solchem Holz und holzbasierten Produkten mitverantwortlich für den Nutzungsdruck auf diese Wälder. Damit sind wir auch als Konsumenten angesprochen. Gleichzeitig könnte die deutsche Politik Hilfestellungen geben, um dieses Naturerbe aufgrund seiner großen Bedeutung für die biologische Vielfalt dauerhaft zu erhalten.

Es lässt sich durchaus eine ethische, wissenschaftliche und sogar auf Eigennutz basierende Verpflichtung begründen, um die letzten Vorkommen großflächiger (europäischer) Urwälder zu schützen. Vier wichtige Gründe stützen diese These:

(1) Urwälder sind zivilisatorisch nicht direkt beeinflusste Orte (Ökosysteme), welche für die Anpassungsfähigkeit von Wäldern wichtige Genreserven bewahren. Hier ist die innerartliche Variabilität, wie sie sich über sehr lange Zeiträume differenzieren konnte, von nutzungsorientierter Selektion unangetastet geblieben. Dies gilt auch für artspezifische Anpassungsprozesse an abiotische und biotische Umweltfaktoren ohne Beeinflussung durch anthropogene Selektion. Die Existenz genetisch diverser Populationen hat angesichts des Klimawandels und der Suche nach klimaanpassenden Baumarten und Provenienzen eine herausragende Bedeutung. Buchen- und Tannenurwälder gibt es in den Karpaten über einen weiten Standorts- und Klimagradienten; manche Begleitarten werden als Tertiärrelikte eingestuft. Die genetische Diversität und damit auch das Potenzial für eine „klimaanpassende“ evolutionäre Weiterentwicklung dieser Arten ist in Regionen, in die sie erst nacheiszeitlich und über große Entfernungen eingewandert sind (wie etwa in die heutigen Verbreitungsgebiete in

Deutschland), deutlich geringer als in ihren periglazialen Refugialgebieten.

(2) Urwälder sind in ihrer zeitlichen und räumlichen Dynamik Refugial- und Quellbiotope für hoch spezialisierte Arten, die auf langfristig konstante Habitatrequisiten und Umfeldbedingungen angewiesen sind, welche es in dieser Qualität nur in Urwäldern gibt (zum Beispiel anspruchsvolle Xylobionten unter den Pilzen, Flechten, Käfern, Hymenopteren und Dipteren). Nur in großflächigen Urwäldern gibt es die notwendige lange Habitatkontinuität und damit die entsprechenden Strukturen und Prozesse, die mit der Reife- und Altersphase der Bäume korrelieren.

(3) Urwälder sind selten gewordene Lernorte für Prinzipien und Erkenntnisse, die auch eine große praktische und damit ökonomische Relevanz für bewirtschaftete Waldökosysteme haben. Aus der Urwaldforschung stammen praxisorientierte Aussagen zu Schwellenwerten für eine Mindestausstattung mit Totholz, Habitatbäumen, Uraltbäumen, Störungsflächen und Kleinstrukturen zur Erreichung einer waldspezifischen Artenvielfalt in Wirtschaftswäldern. Sie sind unverzichtbare Referenzobjekte für die Entwicklung von Konzepten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung.

(4) Urwälder sind Referenzsysteme und wichtige Forschungslabore, in denen langfristig wirksame Trends von Umweltveränderungen dokumentiert und analysiert werden können, ohne dass diese von Managementzyklen überlagert werden. Sie sind auch Referenzsysteme für eine natürliche Waldentwicklung im Vergleich mit Wirtschaftswäldern und dienen somit zur Orientierung für eine adaptive Waldbewirtschaftung durch iterative Entwicklung von Anpassungs- und Mitigationsstrategien im Klimawandel.

die in forstlich genutzten Wäldern eine höhere Gefäßpflanzendiversität als in ungenutzten Wäldern gefunden haben. In einer sektoralen Interpretation hat sich daraus das Narrativ etabliert, Ur- und Naturwälder würden eine generell geringere Biodiversität aufweisen als Wirtschaftswälder (siehe auch Box 3). Es ist durchaus interessant und sinnvoll, unterschiedlich genutzte Wälder hinsichtlich

ihrer Ökosystemleistungen, wozu auch die biologische Vielfalt gestellt werden kann, zu vergleichen. Problematisch sind dagegen daraus abgeleitete Wertungen, nach denen

(1) die aus Naturschutzsicht erwünschte hohe Biodiversität von der forstlichen Bewirtschaftung prinzipiell profitiere, diese sogar Voraussetzung sei;

(2) Wirtschaftswälder per se eine ebenso

hohe oder gar höhere naturschutzfachliche Wertigkeit als Ur- oder Naturwälder aufweisen würden;

(3) die Ausweisung von neuen Schutzgebieten (unter anderem Wildnis- und Prozessschutzgebieten) nicht notwendig und auch abzulehnen sei (unter anderem Dieter 2021, Dieter et al. 2020, Schulze et al. 2014, Schulze 2018, Walentowski et al. 2013).



Abb. 5: Natürliche Fichtenwälder sind nicht vergleichbar mit den plantagenartigen Beständen auf eigentlichen Buchenwaldstandorten, die in vielen Teilen Mitteleuropas unsere Vorstellungen von Wald prägen. Es sind sehr lückige Waldgesellschaften, die in den höheren Lagen oft nur noch aus der Fichte selbst aufgebaut sind – mit einem hohen Anteil natürlich abgestorbener Bäume. Der Unterwuchs besteht aus dichten Beerstrauchteppichen. In Rumänien reicht die Fichtenwaldstufe bis zur klimatischen Baumgrenze zwischen 1.600 m Meereshöhe in den Nordostkarpaten und 1.900 m in den Südkarpaten.

Vergleichende Studien zur Biodiversität mitteleuropäischer Waldökosysteme sind damit konfrontiert, dass im Grunde nahezu alle Wälder eine jahrhundertealte Nutzungsgeschichte haben. So sind mögliche Referenzsysteme naturgemäß keine Urwälder, sondern allenfalls Naturwälder. In diesem Kontext spielt das Waldgebiet des Hainich in Thüringen und dort vor allem der Nationalpark Hainich eine zentrale Rolle (Abb. 6). Der Hainich ist Reallabor zahlreicher Studien; unter anderem auch für das Projekt „Biodiversitätsexploratorien in Deutschland“ (siehe auch Abschnitt 4 und Box 3).

Der Hainich ist mit 130 km² Fläche das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet Deutschlands. Sein Südteil mit 75 km² Fläche wurde 1997 als Nationalpark ausgewiesen. 2011 wurden 1.573 ha in den zentralen Teilen mit besonders naturnahen Altbuchenwäldern als Teil der seriellen UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ anerkannt und ausgewiesen. Unabhängig von den standörtlich gegebenen Differenzierungen sind die Wälder im Hainich durch unterschiedliche jahrhundertelange Waldnutzungen geprägt, weisen unterschiedliche Entwicklungen auf und sind bis heute deutlich unterscheidbar. Dazu zählen beispielsweise Aufforstungen, Wälder, die aus Nieder- und Mittelwald hervorgegangen sind, Weidewälder (Hudewälder) sowie jün-

gere Sukzessionen von Offenland mit unterschiedlichen Startpunkten (NPH 2012, siehe dazu Abb. 7 a und b). Die forstliche Nutzung im Laubwald des Nationalparks Hainich ist flächig erst seit 1998 eingestellt. Nur auf sehr kleinen Teilflächen fand bereits seit den 1960er-Jahren keine Nutzung mehr statt.

Der Hainich ist also weder Urwald noch großflächiger Naturwald, denn es fehlt der Einfluss von längeren natürlichen Störungen

und (Alterungs-)Prozessen. Dieser Sachverhalt wird bei der Interpretation erhobener Daten aus dem Nationalpark Hainich teils nicht korrekt oder auch gar nicht berücksichtigt. In der Studie von Schall et al. (2021) wird die Heterogenität von bewirtschafteten Buchenwäldern als zentraler Schlüsselfaktor für Biodiversität gesehen. Die Wertung basiert auf dem Plotvergleich zum Vorkommen und zur Verteilung von Totholz, Mikrohabitaten, Gefäßpflanzen und herbivoren und karnivoren Arthropoden in zwei unterschiedlich bewirtschafteten Buchenwäldern gegenüber unbewirtschafteten Buchenwäldern. Als Referenz für diese Buchen-Naturwälder dienen Datensätze aus dem Nationalpark Hainich, die allerdings vor dem Hintergrund der Nutzungshistorie und der Heterogenität nicht differenziert dargestellt werden. Es ist auch kritisch zu hinterfragen, dass die individuellen Plotdaten aus dem Hainich summarisch in einen Interpretationskontext mit Daten der Bundeswaldinventur gestellt und daraus Verallgemeinerungen abgeleitet werden.

Aufgrund der Seltenheit existieren nur wenige aussagekräftige Vergleichsuntersuchungen zur Biodiversität von temperaten Urwäldern mit der von Wirtschaftswäldern unter vergleichbaren Standortbedingungen. Besonders informativ ist daher die vergleichende Untersuchung in drei Buchenurwäldern in den slowakischen Westkarpaten, die Teilgebiete des UNESCO-Weltnaturerbes „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ sind, mit



Abb. 6: Der Nationalpark Hainich weist mit über 5.000 ha Fläche die größte nutzungsfreie Laubwaldfläche Deutschlands auf, alte Naturwälder sind sie aber dennoch noch lange nicht. Der Baumartenreichtum zeigt sich insbesondere bei der Herbstfärbung.

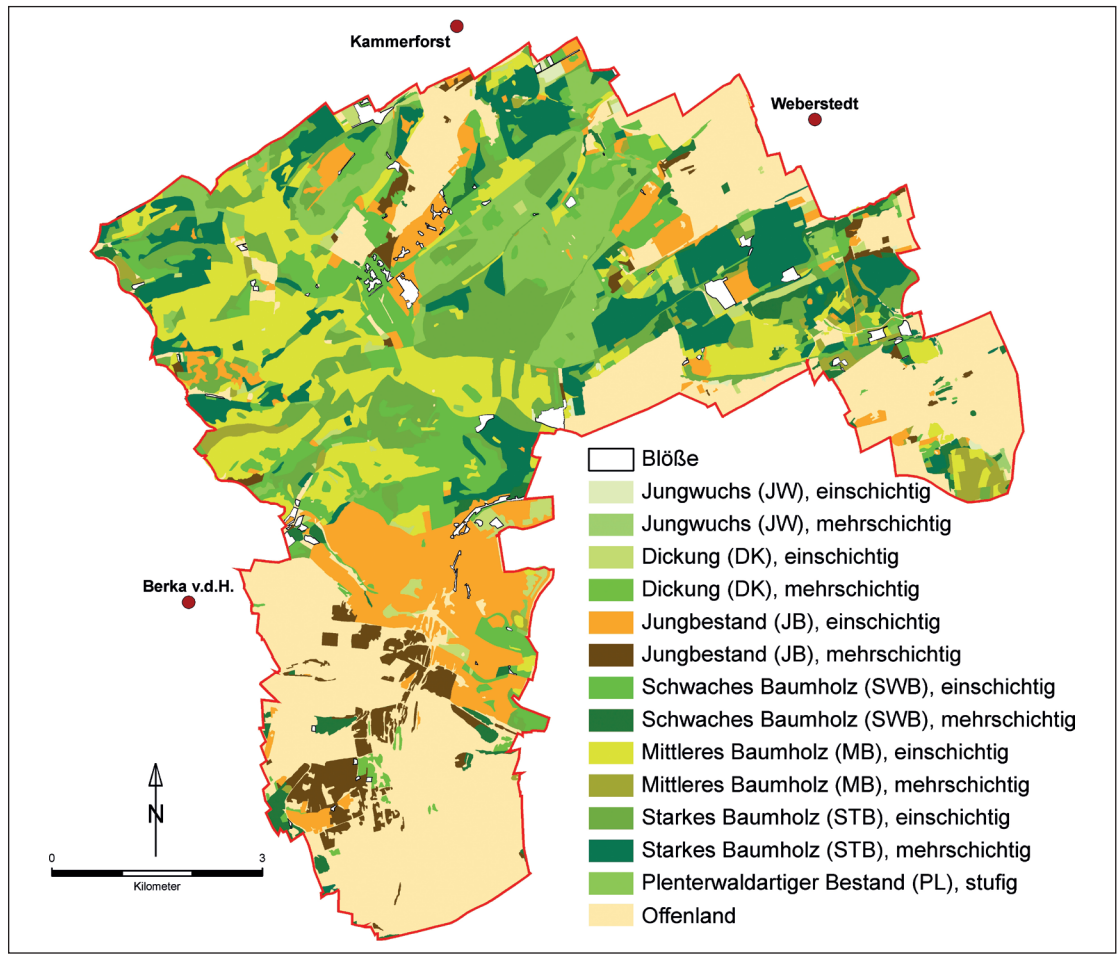
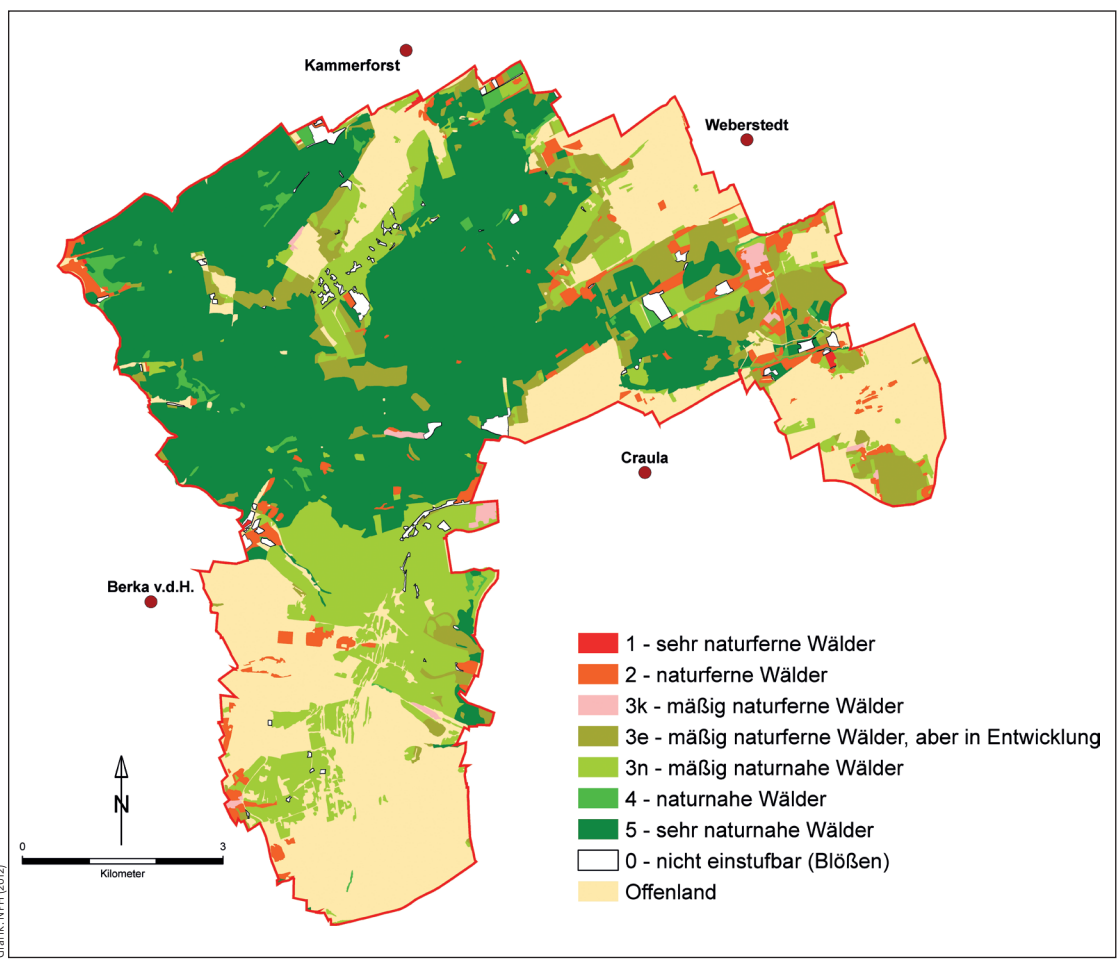


Abb. 7: (a) Die aus der Waldbiotopkartierung des Nationalparks Hainich entnommenen Waldentwicklungsphasen und (b) Einschätzungen zur Naturnähe der Wälder zeigen deutlich die lange und sehr unterschiedliche Nutzungsgeschichte. Von der Gesamtfläche des Nationalparks mit 7.500 ha waren circa 5.287 ha als Wälder kartiert (Blößen, Schlagfluren: 102 ha, naturferne Wälder: 266 ha, mäßig naturferne Wälder: 1.815 ha, naturnahe Wälder: 3.104 ha) (NPH 2012).



Grafik: NPH (2012)

Box 3: Der biotische Reichtum und Zustand der mitteleuropäischen Wälder

Die Wälder Mitteleuropas sind relativ arm an Baumarten, sie besitzen aber eine durchaus diverse Fauna, Pilzflora und Flora krautiger und niederer Pflanzen. Allerdings werden hohe Artenzahlen nur in naturnahen Wäldern und historisch tradierten Waldformen wie in Hudewäldern oder Eichen-Mittelwäldern erreicht. Betrachtet man nur die Buchenwälder, so wurden mehr als 11.000 bisher bekannte eukaryotische Organismenarten gezählt, darunter mehr als 6.800 Tierarten, 3.345 Pilzarten, 280 Flechten- und 190 Moosarten, 215 Krautschichtpflanzen als echte Waldarten sowie mehrere hundert fakultative Gefäßpflanzenarten, die auch außerhalb des Waldes vorkommen (Assmann et al. 2007, Dorow et al. 2007, Scherzinger 1996). Allein in einem hessischen Buchennaturwald wurden auf 60 ha mehr als 6.000 Tierarten registriert (Dorow et al. 2007).

In vielen Artengruppen zeigen hochgradig spezialisierte Arten in Naturwäldern höhere Dichten als im Wirtschaftswald oder sie fehlen in letzteren vollkommen (Dörfelt 2007, Dvorak et al. 2017, Friedel et al. 2006, Gerlach et al. 2019, Hauk et al. 2013, Jacobsen et al. 2020, Kaufmann et al. 2017, Müller & Büttler 2010). Vor allem bei Insekten und Pilzen gibt es obligatorisch auf Waldwildnis angewiesene Arten, die in der Regel äußerst ausbreitungsschwach und somit selten und hochgradig gefährdet sind. Viele Totholzbewohner benötigen deutlich höhere Totholzvorräte, als sie in den genutzten Wäldern gemeinhin gefunden werden, und profitieren bei ausreichender Lebensraumgröße von der Zunahme von Totholzmenge- und -qualität deutlich (Flade & Winter 2021, Rosenthal et al. 2021).

Die in Mitteleuropa lange dominierenden waldbaulichen Verfahren (unter anderem Altersklassenwälder mit standortsfremden Fichten- oder Kiefernbeständen) haben zu Verlusten an walddtypischen Arten und Lebensräumen geführt. Länger werdende Rote Listen und die Anhänge geschützter Arten in Rechtsnormen (zum Beispiel EU-FFH-Richtlinie und die Landesnaturschutz- und Waldgesetze) deuten an, dass vor allem an Totholz und alte Bäume gebundene xylobionte Käfer, Vögel, Pilze, Flechten und Moose durch die Waldbewirtschaftung auf wenige und kleine und meist auch isolierte Refugien zurückgedrängt wurden. Eine hohe Sel-

tenheits- und Gefährdungskorrelation zeigen auch lichtliebende und auf bestimmte Störungen angewiesene Biota, die an natürliche Dynamik gebunden sind (Fartmann et al. 2021, Rosenthal et al. 2021).

Nur in störungsreichen Waldökosystemen wie in natürlichen oder naturnahen Bergfichtenwäldern (dort durch Borkenkäfer und Windwurf) oder in Auen (dort durch Überflutungen und Geschiebe) kann die Totholzmenge und -heterogenität mit hinreichender Wahrscheinlichkeit sehr zügig zunehmen. Die dann auch signifikant und rasch zunehmenden Artenzahlen und Abundanzen von störungsaffinen Arten stehen für diese Korrelation (Rosenthal et al. 2015). Das verdeutlicht die zentrale Bedeutung von über lange Zeiträume ungenutzten Naturwäldern ausreichender Größe, um den Schutz der walddtypischen Flora und Fauna zu gewährleisten. Umgekehrt können Wälder, die auf spezifische traditionelle forstwirtschaftliche Nutzungsformen angewiesen sind, ausgesprochen reich an gefährdeten Arten sein (etwa Hude- und Eichenmittelwälder; vergleiche Fartmann et al. 2021, Schoof et al. 2018). Nutz- und Schutzwald sind im Kontext des Biodiversitätsschutzes also durchaus sich ergänzende Konzepte und keine Gegensätze.

Ein systematisches Monitoring der Artenvielfalt in den verschiedenen Waldgesellschaften und ihrer Veränderung wird allerdings – nicht nur in Deutschland – erst seit kurzer Zeit durchgeführt. Lediglich für die Avifauna verfügen wir über längere Zeitreihen. Der Vogelindikator Wald des Bundesamtes für Naturschutz zeigt für die letzten 30 Jahre einen leicht positiven Populations-trend. Allerdings werden lediglich die Bestände von elf mehr oder weniger walddge-bundenen Arten betrachtet (Kamp et al. 2021). Detaillierte Zahlen liegen für die Wälder Englands seit 1970 vor: Hier wurden wesentlich mehr Arten untersucht und nach Vogelarten mit breiten (Generalisten) und solchen mit engen Lebensraumansprüchen (Spezialisten) differenziert. In den englischen Wäldern haben danach die Waldvogelbestände insgesamt seit 1970 um 28% abgenommen, jene der Spezialisten sogar um 41%, während die Bestände der Generalisten um 7% zunahm (DEFRA-UK 2020). Ähnliche Entwicklungen sind auch im deutschen Wald zu erwarten, wie erste

Auswertungen von langfristigen Populations-trends aller Waldvögel belegen (Gerlach et al. 2019). Danach zeigen an Naturwälder mit geringen Störungsintensitäten gebundene Arten wie Weißrückenspecht, Grauspecht, Halsbandschnäpper und Schwarzspecht in den letzten Jahrzehnten Rückgänge; diese Arten können von mehr Prozessschutz profitieren. Damit stellen wir nicht infrage, dass auch naturnahe Wirtschaftswälder für den Erhalt der biologischen Vielfalt von großer Bedeutung sind.

Das Insektensterben erfasste anscheinend auch die mitteleuropäischen Wälder. Im Rahmen des Projektes Biodiversitätsexploratorien (<https://www.biodiversity-exploratories.de/de/>) wurde zwischen 2007 und 2017 auch die Insektenfauna an 150 Standorten in den drei Gebieten Hainich, Schorfheide-Chorin und Schwäbische Alb jährlich untersucht (Seibold et al. 2019). Die Ergebnisse alarmieren: Unabhängig von der Art der Bewirtschaftung und auch inklusive der aus der Nutzung genommenen Wälder wurde für dieses Zehn-Jahres-Intervall ein Rückgang um 41% bei der Insektenbiomasse und von 36% bei der absoluten Artenzahl festgestellt, während es bei der Abundanz keine Korrelationen gab. Auf Ebene der Insekten-taxa waren vor allem lichtliebende und auf Seneszenz von Bäumen angewiesene Arten betroffen. Noch können die Forscher nicht mit eindeutigen Erklärungskausalitäten aufwarten, doch Trends deuten sich an, nach denen

(1) der Umgebungseinfluss intensiver anthropogener Nutzungsformen auch auf Waldgebiete einwirkt;

(2) die aus der Bewirtschaftung genommenen Waldflächen in Zahl und Fläche viel zu klein und zu isoliert sind, um negative Effekte zu kompensieren.

Daten aus den beiden anderen großen Waldbiomen, dem tropischen und borealen Wald, zeigen im direkten Vergleich zwischen Primärwald- und forstlich genutzten Waldökosystemen, dass die Diversität eng walddgebundener Taxa von Säugetieren, Vögeln, Insekten und anderen Tiergruppen bereits bei geringfügiger Holznutzung sinkt, also charakteristische Arten verloren gehen (zum Beispiel Burivalova et al. 2014, Franca et al. 2017, Niemälä 1997). Bei geringer Nutzungsintensität wird die Diversitäts-

abnahme in manchen Fällen durch Einwanderung von waldfremden, von Störungen profitierenden Arten numerisch kompensiert, jedoch damit die walddtypische Artenzusammensetzung verändert (unter anderem Schmidt 2005). Es gibt keinen Grund für die Annahme, dass temperate Urwälder und Naturwälder nicht mit einem Verlust an walddtypischer Biodiversität auf Holznutzung und die damit verbundenen Störungen reagieren, wie dies auch in den anderen Waldbiomen der Fall ist.

Allerdings unterschlägt das „Artenzählen“, dass die ursprüngliche Referenz vieler Waldökosysteme schlicht nicht bekannt ist und verschiedene (biotische und abiotische) ökosystemprägende Gestaltungsfaktoren (etwa Stürme, Feuer, Überschwemmungen, Kalamitäten, Megaherbivoren, Prädatoren) durch den Menschen schon seit langer Zeit gezielt ausgeschaltet wurden (unter anderem Vera 2000). Weder die Baumartenvielfalt noch die Vielfalt der krautigen Pflanzen sind daher allein brauchbare Indikatoren zur Charakterisie-

rung der Artenvielfalt eines mitteleuropäischen Waldes. Problematisch ist die Fokussierung auf eine bestimmte Diversität auch deshalb, weil sie insbesondere für Zielsetzungen des Naturschutzes auf höherer räumlicher Ebene keine geeignete Bewertungsgröße ist. Natürliche Moorwälder oder auch boreale Nadelwälder sind durchaus artenarm, die zugehörigen Biozönosen setzen sich allerdings aus vielen hochbedrohten Arten zusammen. Trotz dieses offensichtlichen Zusammenhangs mangelt es in vergleichenden Studien im Kontext Forstwirtschaft versus Prozessschutz an dieser holistischen Perspektive.

In einer Bewertung der Ökosystemleistungen der Wälder in den EU-28-Staaten wurden gravierende negative Änderungen ermittelt – und das, obwohl seit 1990 die Waldbodenfläche durch Sukzession und Aufforstung um 13 Mio. ha zugenommen hat (Maes et al. 2020). Beispielsweise hat sich der Indikator „tree cover loss“, basierend auf Hansen et al. (2013), der in der Periode 2000–2012 rund 27 % betrug, in der

Periode 2009–2018 auf 74 % erhöht. Als Ursachen werden die ansteigende Holznutzung und die zunehmenden Folgen von Kalamitäten, allgemeinen Belastungen (vor allem Stickstoffemissionen), Krankheiten, extreme Witterungsereignisse und Waldbrände gesehen.

Maes et al. (2020) schätzen den ökologischen Zustand der Wälder insgesamt als bedenklich ein: Von 81 Waldlebensraumtypen befinden sich lediglich 14 % in günstigem Zustand; 53 % sind in einem ungünstig-unzureichenden und 31 % in einem ungünstig-schlechten Zustand, für circa 2 % ist die Einschätzung nicht bekannt. Der Eintrag von Stickstoff stellt auch den Prozessschutz vor besondere Herausforderungen. In einigen Regionen sind die Immissionen (vor allem durch große Nutztierhaltungen) so hoch, dass ein Nutzungsverzicht (= fehlende Stickstoffentnahme) auf sensiblen Standorten auch zu Eutrophierung führen kann (siehe Bobbink et al. 1998, Hermann et al. 2020).

drei benachbarten standortgleichen Buchenwirtschaftswäldern im Alter von 80–100 Jahren (unter anderem Kaufmann et al. 2017, Kaufmann et al. 2018, Leuschner et al. 2021). Die Daten basieren auf der Auswertung von insgesamt 150 Aufnahmeplots, davon 30 in Wirtschaftswäldern und je zehn in den vorherrschenden Waldentwicklungsphasen der Urwälder mit Entwicklungs-, Optimal- und Zerfallsphasen. Wichtige Ergebnisse sind:

- ▶ Die Diversität der Flechten liegt in den Urwäldern doppelt so hoch wie in den Wirtschaftswäldern.
- ▶ Die Diversität der Moose ist in den Urwäldern um 50 % größer als in den Wirtschaftswäldern.
- ▶ Bei den Gefäßpflanzen weisen die Wirtschaftswälder auf Plotebene (α -Diversität) höhere Artenzahlen auf, auf Landschafts-

ebene (γ -Diversität) ist der Artenreichtum in Urwäldern und Wirtschaftswäldern ähnlich groß.

Die Vergleichsstudie belegt die große Bedeutung der räumlichen Heterogenität von Urwäldern durch das Auftreten aller Baumaltersklassen und Waldentwicklungsphasen. Waldwirtschaft kann das Einwandern nicht-walddtypischer Pflanzenarten begünstigen, führt in der Regel aber auch zu einer Homogenisierung der Bestockung und zum Verlust der Seneszenzphase, also der Alters- und Zerfallsphasen, der Waldentwicklung mit den daran gebundenen Habitatstrukturen.

Wie kommt es zu den scheinbar widersprüchlichen Ergebnissen zur Biodiversität von Waldökosystemen und zum Einfluss der Waldbewirtschaftung? In vergleichenden

Biodiversitätsuntersuchungen werden oft nur Gefäßpflanzen einbezogen. Aus der Betrachtung dieses einzelnen Taxons wird dann auf Wertigkeiten für den Biodiversitätsschutz geschlossen. Dies belegt die Metastudie von Bernes et al. (2015) zum Vergleich von Wirtschafts- und Naturwäldern in borealen und temperaten Regionen hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Naturschutz: In rund 17.000 Studien wurden als Vergleichsparameter fast ausschließlich Waldstrukturen und Gefäßpflanzen betrachtet.

Hohe Artenzahlen eines einzelnen selektiven Taxons bezogen auf eine bestimmte Flächeneinheit, wissenschaftlich als α -Diversität ausgedrückt, sind kein hinreichendes Naturschutzkriterium, um ein Ökosystem zu qualifizieren, und generell nicht tauglich, allein auf dieser Grundlage naturschutzfachlich-

Box 4: Rechtliche Verpflichtungen und Ziele zum Schutz der Ur- und Naturwälder

2007 wurde von der Bundesregierung die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) beschlossen; das war 14 Jahre nach der Ratifizierung (1993) des „Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ (Convention on Biological Diversity,

CBD), das 1992 auf dem UN-Weltgipfel in Rio unterschrieben worden war (BMUB 2007). Für die Wälder wurde in der NBS unter anderem als Ziel formuliert, dass bis 2020 auf 5 % der Waldfläche auf forstliche Nutzung dauerhaft verzichtet und

eine prozessorientierte natürliche Entwicklung erlaubt (und auch gesetzlich langfristig gesichert) werden soll. Kurz gefasst lautet das Ziel offiziell „natürliche Waldentwicklung“ auf 5 % der Gesamtwaldfläche.

Ein weiteres Ziel war, dass sich die Natur auf mindestens 2 % der terrestrischen Landesfläche in großflächigen Arealen ungestört dynamisch entwickeln kann. Neben Waldökosystemen waren hier unter anderem auch Moore, Bergbaufolgelandschaften und das Hochgebirge angesprochen (BMUB 2007). Die Zielerfüllung, die bis 2020 hätte erreicht werden sollen, ist bescheiden: Nach offiziellen Quellen zur Zielerreichung der NBS wurden bisher lediglich auf ca. 3 % der Waldflächen kleinräumige Flächenstilllegungen gemäß des 5%-Ziels realisiert und nur auf etwa 0,8 % der terrestrischen Gesamtflächen das 2%-Wildnisziel umgesetzt, wobei hier Nationalparke pauschal einkalkuliert wurden, auch wenn sie im Einzelfall noch Waldumbau oder Jagd betreiben (BMU 2018, Höltermann et al. 2020).

Die EU hat als Reaktion auf die CBD-Verpflichtungen von 1993 im Jahr 2011 die EU-Biodiversitätsstrategie 2020 mit wenig konkreten und überwiegend unverbindlichen Zielen vorgelegt (EU 2011). Zum Komplex Wälder wird allerdings dezidiert formuliert:

„Die Entwicklung der Wälder in Europa ist besorgniserregend. Die meisten forstwirtschaftlich genutzten Wälder werden noch immer als kommerzielle Plantagenwälder bewirtschaftet und sind nur von eingeschränktem Wert für die biologische Vielfalt. Von den Waldlebensräumen und den in Wäldern lebenden Arten, die im Rahmen der EU-Habitat-Richtlinie geschützt sind, weisen lediglich 21 % der Lebensräume und 15 % der Arten einen günstigen Erhaltungszustand auf. Nur 1–3 % der Wälder in Europa befinden sich noch in einem natürlichen Zustand.“

Im Ziel 3, der Erhöhung des Beitrags von Land- und Forstwirtschaft zur Erhaltung und Verbesserung der Biodiversität, ist formuliert:

„Bis 2020 Einführung von Waldbewirtschaftungsplänen oder gleichwertigen Instrumenten, die mit der nachhaltigen Waldbewirtschaftung in Einklang stehen. Dies gilt für alle staatlichen Wälder und für Waldbesitz, der über eine bestimmte Größe hinausgeht; die Details dazu sind von den Mitgliedstaaten oder Regionen zu definieren. Gemessen am EU-Referenzszenario von 2010 soll eine messbare Verbesserung des Erhaltungszustands von Arten und Lebensräumen, die von der Forstwirtschaft abhängen oder von ihr beeinflusst werden, herbeigeführt werden.“

Bisher gibt es allerdings seitens der EU oder ihrer Organe wie der Europäischen Umweltagentur noch keine Evaluierung zum Umsetzungsstand der eigenen Biodiversitätsstrategie.

In der neuen Biodiversitätsstrategie 2030, die zu den zentralen Elementen des Green-Deal-Vorhabens der EU gehört, werden folgende strategischen Ziele zum Komplex der Wälder formuliert (EU 2020 a, b):

(1) Einrichtung eines kohärenten Netzes gut verwalteter Schutzgebiete auf mindestens 30 % der Landfläche;

(2) Schutz und Wiederherstellung der Wälder in der EU;

(3) strenger Schutz aller verbliebenen Urwälder (*primary forests*) und Naturwälder (*old-growth forests*),

(4) Forderung zur Entwicklung einer EU-Waldstrategie;

(5) Ausweitung der Waldflächen in der EU und Pflanzung von mindestens 3 Mrd. Bäumen unter uneingeschränkter Beachtung ökologischer Grundsätze;

(6) Implementierung von Maßnahmen zur Verbesserung der Widerstandsfähigkeit der Wälder und ihrer Rolle bei der Bekämpfung des Biodiversitätsverlusts und zur Eindämmung des Klimawandels.

Auch die vor Kurzem von der Bundesregierung vorgelegte Waldstrategie 2050 beinhaltet ein klares Bekenntnis zur Umsetzung der waldbezogenen Ziele der EU-2030-Biodiversitätsstrategie. Explizit wird herausgestellt: „[...] mehr Landesfläche unter Naturschutz und davon auch einen bedeutenden Teil unter strengen Schutz zu stellen. Insbesondere alte Wälder sollen streng geschützt werden“ (BMEL 2021).

In einer Studie des Thünen-Instituts für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie werden dagegen Befürchtungen geäußert, die Implementierung der EU-Biodiversitätsstrategie sei mit erheblichen Nutzungseinschränkungen verbunden und habe negative Effekte für den Cluster Wald- und Holzwirtschaft in Deutschland wie in der EU insgesamt (Dieter 2021, Dieter et al. 2020). Generell wird die Sinnhaftigkeit der EU-Naturschutzziele für den Wald (Schutz und Nutzungsverzicht in Ur- und Naturwäldern und verstärkte Ausweisung von Schutzgebieten) infrage gestellt und es werden Strategieänderungen, weg vom Schutz- und hin zum Nutzungsanspruch, eingefordert.

Es wird argumentiert und ein Drohszenario abgeleitet, dass es sonst auch zu fatalen ökologischen Folgen kommen würde:

(1) dass es bei Abdeckung der prognostizierten zukünftigen Rohholznachfrage zur Verlagerung des Holzbezugs in Drittstaaten mit wenig nachhaltiger Holzproduktion und insgesamt geringerer staatlicher Governance käme;

(2) dass so mit gravierenden negativen Effekten auf die biologische Vielfalt von Wäldern in diesen Ländern zu rechnen sei;

(3) dass dadurch ein insgesamt erhöhter Entwaldungsdruck zu befürchten sei.

Diese Einschätzungen werden auf Basis folgender modellierter Annahmen getroffen, bei denen die EU-Naturschutzziele normativ und instrumentell umgesetzt würden:

(1) Für die EU-Länder wird von einer Einschlagsreduktion um 42 % bis zum Jahr 2050 im Vergleich mit einem Referenzszenario ausgegangen (siehe dazu auch Abschnitt 2.4 in Teil 2 dieses Beitrags).

(2) Für Deutschland wird angenommen, dass sich dann für den Betrachtungszeitraum 2018–2050 das jährliche Rohholzaufkommen im Mittel um circa 24 Mio. m³ reduzieren würde (minus 31 % zum Referenzszenario).

(3) Ebenfalls für Deutschland wird künftig von 10 % Stilllegungsfläche der Gesamtwaldfläche ausgegangen und weiter, dass sich diese Flächen repräsentativ verteilen, also auch hochproduktive Standorte einschließen würden.

Auf dieser „Faktenbasis“ argumentiert auch ein breites Bündnis der Forst- und Holzwirtschaft, dass für einen aktiven Klimaschutz auf weitere Nutzungseinschränkungen im Wald zu verzichten und stattdessen eine verstärkte CO₂-Bindung durch Holzverwendung notwendig sei (Verbände depositions der Forst- und Holzwirtschaft 2021). Nach unserer Auffassung sind die vom Thünen-Institut postulierten Verlagerungsszenarien angesichts der wenigen verbliebenen und weiter abnehmenden Urwaldflächen in Europa und eines noch nicht einmal annähernd erreichten, weil in der Fläche nicht rechtlich gesicherten 5 %-Ziels „natürlicher Waldentwicklung“ entsprechend der Nationalen Biodiversitätsstrategie wenig realistisch. Sie werden auf politischer Ebene hoffentlich auch keine Strategieänderungen auslösen.

che Empfehlungen abzuleiten. Für eine ganzheitliche Bewertung von Lebensräumen sind grundsätzlich weitere naturschutzfachliche Kriterien neben Artenzahlen und Abundanzwerten notwendig; dazu zählen (siehe auch Brackhane et al. 2021, Opitz et al. 2015, Rosenthal et al. 2015, Schmidt et al. 2011, 2014, Schoof 2013):

(1) Naturnähe, also die Übereinstimmung der vorgefundenen Biozöosen mit einem natürlichen oder zumindest naturnahen Referenzsystem;

(2) Seltenheit und Gefährdung der Arten;

(3) Repräsentativität und die Auftretenswahrscheinlichkeit natürlicher Störungen und Prozesse;

(4) Widerstandsfähigkeit (Stabilität) und Wiederherstellbarkeit (Elastizität) der Lebensgemeinschaften bei natürlichen Störungen;

(5) Konnektivität von Lebensräumen, also die Vernetzung mit hinreichend ähnlichen Lebensräumen in der umgebenden Landschaftsmatrix;

(6) Repräsentativität des Ökosystems für eine höhere räumliche Ebene;

(7) Ungestörtheit, die auf möglichst geringe indirekte anthropogene Einflüsse (zum Beispiel durch Stickstoffimmissionen) Bezug nimmt.

Nicht adressiert wird damit jedoch die Bedeutung und Gewichtung dieser Kriterien in Relation zueinander. Die kardinale Problematik als Beurteilungs- und Entscheidungsgrundlage für den normativen Naturschutz liegt in der Zusammenführung (Agglomeration) wertgebender Kriterien und im suggestiven Einbezug jeweils nicht vergleichbarer Kriterien. Schon die Wahl eines einzelnen, bestimmten Bewertungskriteriums kann zu einer vollständig konträren Bewertung führen, wie durch folgendes Beispiel illustriert sei: Ein bewirtschafteter Buchenwald mit diversen Strukturen – wie durch Femelhiebe entstandenen Lichtstellen, Säumen entlang von Forstwegen und Rückegassen, ruderalen Bereichen durch Ablagerungen oder Verdichtungen durch Befahrung – zeigt für Gefäßpflanzen in der Regel eine relativ hohe Artenvielfalt, während diese in „dunklen Optimalphasen“ eines Buchenurwaldes gering ist. Zwar ist die Einzelbetrachtung derartiger Zustände richtig, die Verallgemeinerung und vor allem daraus abgeleitete generalisierende Bewertungen sind aber nicht zulässig. Zur Bewertung von Lebensräumen ist, wie aufgeführt, immer ein ausgewogenes Spektrum unterschiedlicher Parameter nötig. Bei der

ökologischen Bewertung von Wäldern sind insbesondere auch sensitive Artengruppen wie Alt- und Totholzspezialisten zu berücksichtigen.

4 Der Diskurs um Urwälder, Naturwälder und Wirtschaftswälder und ihren Beitrag zum Klimaschutz

Die Bedeutung von Wäldern für den Klimaschutz liegt in ihrer Funktion als Kohlenstoffspeicher und -senke. In der Wachstumsphase entnehmen Wälder in großen Mengen CO_2 aus der Atmosphäre und speichern es langfristig in der Biomasse (Holz) und im Boden (unter anderem Gleixner et al. 2009, Luysaert et al. 2008, Meyer et al. 2021, Nord-Larsen et al. 2019). Der globale C-Speicher der Waldökosysteme differenziert sich in 300 Gt C im organischen Kohlenstoff des Mineralbodens, 295 Gt C in der lebenden Biomasse und 68 Gt C im Totholz und in der Streuschicht (Abb. 8 a). Wälder sind global gesehen die größte terrestrische Senke für CO_2 und absorbieren jährlich rund 2 Gt CO_2 ; das entspricht 0,55 Gt C (UN 2021) (siehe Box 5 und Kohlenstoffinventur 2017, Riedel et al. 2019). Allerdings nimmt die Speicherleistung durch die Zerstörung von Waldflächen und die Übernutzung der Wälder ab. Der wichtigste Treiber ist die zunehmende thermische Verwertung von Holz (Brennholz, Hackschnittel) (unter anderem UNEP 2020, UN 2021). Zu dieser negativen Entwicklung tragen zunehmend auch Klimawirkungen wie Waldbrände, Kalamitäten und Trockenstress bei, welche die Vorräte und Produktivität reduzieren.

Für die 11,4 Mio. ha Wald in Deutschland werden die Größenordnung des C-Speichers in Biomasse, Totholz und im Boden für das Referenzjahr 2017 mit 2,6 Mrd. t ermittelt (das entspricht 9,5 Mrd. t CO_2). Davon sind 1,23 Mrd. t C in der oberirdischen Biomasse, 0,034 Mrd. t C im Totholz und in der Humusschicht und 1,335 Mrd. t C im Mineralboden und der unterirdischen Biomasse gespeichert (Abb. 8 b). Basiswerte sind ein ermittelter durchschnittlicher (Holz-)Vorrat von 358 m^3 bei einem Zuwachs von 10,9 m^3 pro ha und Jahr (BMEL 2021, Riedel et al. 2019). Aufgrund der extremen Bedingungen in den Jahren 2018–2020 ist zu erwarten, dass der mittlere jährliche Zuwachs in Deutschland in dieser Periode deutlich geringer ausgefallen ist; dies könnte als Hinweis gewertet werden, mit welchen Produktionsrückgängen oder sogar mit welcher Abnahme des Vorrats in unseren Wäldern in Zukunft vermutlich zu rechnen ist.

Die Bilanzierung des Kohlenstoffspeichers und damit auch der CO_2 -Senkenleistung von Wäldern (beziehungsweise Bäumen) ist im Detail komplex und stark vom Waldtyp sowie seiner Entwicklungsgeschichte und Bewirtschaftung abhängig. Während der Bestandsentwicklung hin zum „Baumholz“ nimmt die C-Senkenleistung nach Erreichen des Kulminationspunktes des Wachstums sukzessive ab. Unter natürlichen Bedingungen läuft die (Wald)-Entwicklung, wenn es keine nennenswerten Störungen gibt, kontinuierlich weiter und geht dann allmählich in die Zerfallsphase über, in der dann die CO_2 -Freisetzung überwiegt. Dies ist kein abrupter Vorgang, sondern kann ein jahrzehnte- bis jahrhundertelanger Prozess sein, der zudem

Box 5: Kohlenstoffspeicher und CO_2 -Äquivalente

In 1 t lufttrockenem Holz sind durchschnittlich 0,5 t Kohlenstoff gespeichert. Entsprechend dem molaren Massenverhältnis von CO_2 zu C ($44/12=3,67$) entspricht diese Menge an Kohlenstoff 1,83 t CO_2 . Die bei Forstinventuren gebräuchliche volumenbezogene Messgröße Festmeter ($\text{fm} = \text{m}^3$) wird als Rechenwert vereinfachend mit einem durchschnittlichen Holzgewicht von 0,7 t gleichgesetzt; dieser Wert ist beispielsweise für die von Buchen dominierten Wälder des Hainich plausibel. Das heißt, der Zuwachs von 1 m^3 Holz entspricht einer CO_2 -Fixierung von 1,28 t CO_2 . Bei der Ernte und anschließenden Oxidation von Kohlenstoff

durch Verbrennen wird diese Menge an CO_2 wieder freigesetzt. Die gleiche Menge wird auch bei der Verrottung (Mineralisierung und Oxidation) des Holzes im Wald wieder freigesetzt. Dies geschieht allerdings nicht schlagartig, sondern mit Verzögerung von mehreren Jahrzehnten in Abhängigkeit von der Baumart, dem Klima und der Dimension des Totholzes. Eine Nutzung des Holzes in Produkten verzögert die CO_2 -Freisetzung ebenfalls, beispielsweise für lange genutztes Holz im Holzbau für im Mittel geschätzte 35 Jahre (UBA 2020 a; Abb. 9). Alle diese Werte beziehen sich ausschließlich auf die oberirdische holzige Biomasse.

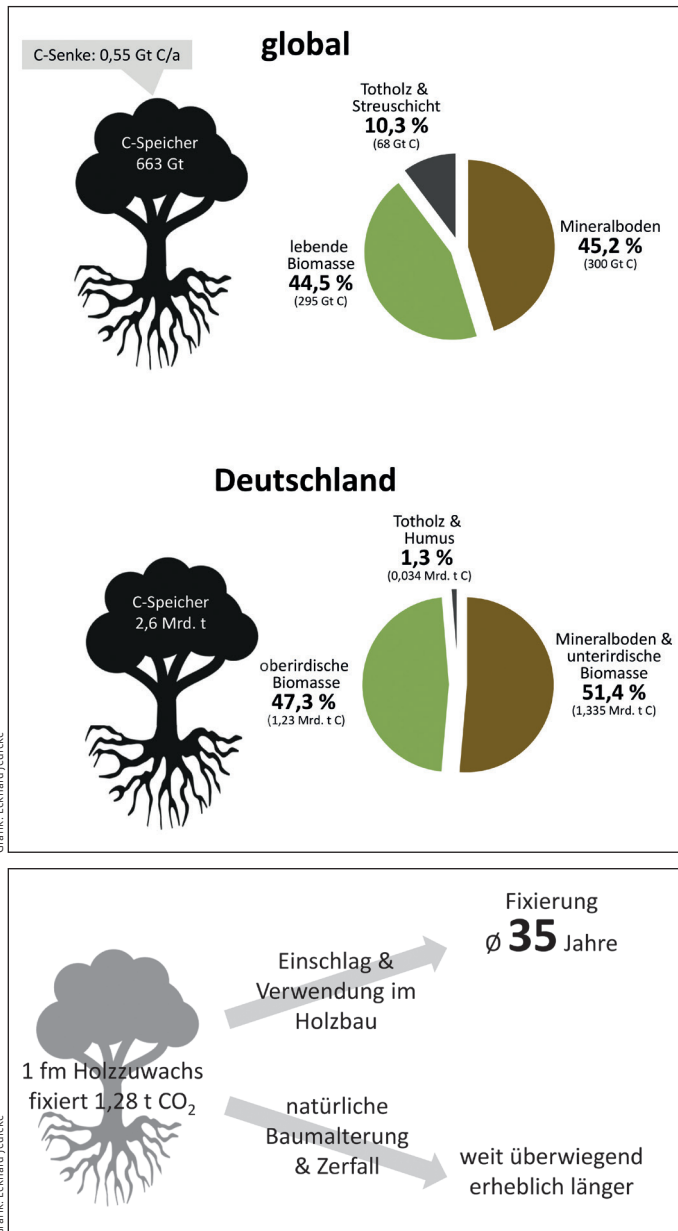


Abb. 8: Wälder als CO₂-Speicher (a) global (oben; UN 2021) und (b) in Deutschland (unten; Riedel et al. 2019, BMEL 2021)

lich größer als im Wirtschaftswald (Abb. 10). Zu berücksichtigen ist dabei, dass für die Urwälder die vorkommenden Entwicklungsphasen abgebildet wurden, während es bei den Wirtschaftswäldern die Reifephase kurz vor der Ernte war. Würde man alle Phasen der betrachteten Buchenwirtschaftswälder in einem Produktionszyklus abbilden und diese mit dem C-Pool der Urwälder vergleichen, so würde sich die Differenz des C-Speichers sicher auf deutlich mehr als 75 t C pro ha erhöhen.

Aus einem Vergleich von Wirtschaftswäldern mit seit einigen Jahrzehnten ungenutzten Naturwäldern schlussfolgern Schulze et al. (2020 a, 2021), dass Urwälder und Naturwälder nachteilig für den Klimaschutz seien, denn Wirtschaftswälder hätten aufgrund höherer Zuwächse und eines zugeordneten langlebigen Holzproduktspeichers eine zehnfach höhere Klimaschutzwirkung als Naturwälder. Diese Berechnungen und daraus abgeleitete Wertungen sind mittlerweile viel zitierte Begründungen, um den Schutz von Urwäldern und Nutzungsverzicht in Naturwäldern zu diskreditieren. So beziehen sich Forstexperten und Politiker in Rumänien explizit auf die Studie von Schulze et al. (2020 a) und empfehlen der rumänischen Regierung, dass ein weiterer Schutz von Urwäldern und Naturwäldern aus ökologischen und klimapolitischen Gründen nicht sinnvoll sei (UTB 2020 a, b).

Empirische Basis der Studie von Schulze et al. (2020 a) sind Vergleiche von Datensätzen aus den deutschen Bundeswaldinventuren 2002 (BWI 2) und 2012 (BWI 3) für bewirtschaftete Wälder (mit deutschlandweit circa 60.000 permanenten Inventurpunkten) mit Inventurdaten aus dem Nationalpark Hainich für die Jahre 2000 und 2010 (1.200 und 1.421 Inventurpunkte). Aus dem Ver-

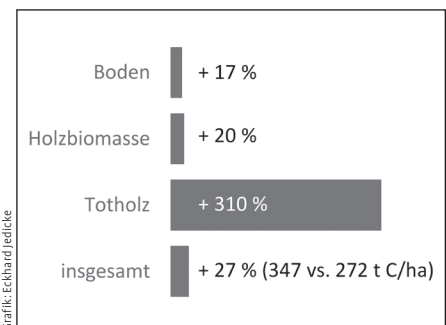


Abb. 10: Ökosystemarer Kohlenstoffpool in den slowakischen Karpaten in Urwäldern (alle Entwicklungsphasen) im Vergleich zur Wirtschaftswäldern in der Reifephase kurz vor dem Holzeinschlag (Leuschner et al. 2021)

auch baumartenspezifisch sehr unterschiedlich lange Zeiträume beansprucht. Der C-Speicher ist daher in Urwäldern auf der Landschaftsebene deutlich größer als in Wirtschaftswäldern, während der Zuwachs in intensiv bewirtschafteten (durchforsteten) Wirtschaftswäldern höher sein kann, wenn die Durchforstung den Zuwachs der produktiven dominanten Bäume (Zielbäume) auf Kosten schwächer wachsender oder forstlich unerwünschter Individuen von minderer Qualität stärkt. Bei einer hohen Intensität der Holzentnahme kann auf Landschaftsebene die C-Senkenleistung eines Waldes ohne Berücksichtigung möglicher C-Senken in stofflichen Produkten sehr niedrig sein, da eine fast vergleichbar große Menge an Holz entnommen wird wie nachwächst. Im direkten Vergleich von Buchenwirtschaftswäldern und -urwäldern in den slowakischen Karpaten werden

aber auch für beide Waldtypen eine gleich hohe Produktivität berichtet (Glatthorn et al. 2017).

Auf produktiven Standorten können die Holzvorräte bei Nutzungsverzicht hohe Werte erreichen, beispielsweise in den buchen geprägten Urwäldern der ukrainischen und rumänischen Karpaten über 600 m³ pro ha. Hinzu kommen hohe Totholzvorräte, die um 200 m³ pro ha und damit das Zehnfache des Durchschnittswertes deutscher Wirtschaftswälder betragen können (Commarmot et al. 2013, Glatthorn et al. 2017, Kun et al. 2020). In Summe wurde in den slowakischen Karpaten ein Ökosystem-C-Pool von 272 t C pro ha für die Wirtschaftswälder gegenüber 347 t in den Urwäldern gemessen (+ 27 %) (Leuschner et al. 2021). Der Speicher war vor allem im Totholz (+ 310 %), aber auch in der Holzbiomasse (+ 20 %) und im Boden (+ 17 %) deut-

gleich der beiden Bundeswaldinventuren für deutsche Wirtschaftswälder wird ein CO₂-Mitigationseffekt von 3,2–3,5 t CO₂-Äquivalenten pro ha und Jahr abgeleitet. In dieser Berechnung sind Verluste bei der Ernte und Holzaufbereitung sowie Substitutionseffekte, ermittelt aus Ökobilanzstudien (siehe auch Abschnitt 2 in Teil 2 dieses Beitrags), berücksichtigt. Für den Nationalpark Hainich wurde im Vergleich der Inventurdaten (und ohne Holznutzung) eine CO₂-Senke von lediglich 0,37 t CO₂-Äquivalenten pro ha und Jahr errechnet.

Die Nationalparkverwaltung Hainich stellt dazu in einer Stellungnahme (NPH 2020, Welle et al. 2020) fest, dass die Datengrundlage von Schulze et al. (2020 a) für den Hainich in einen falschen Analyse-, Bewertungs- und Aussagekontext gestellt wurde, da die beiden Zeitschritte unterschiedliche und nicht vergleichbare Waldbezugsflächen haben. Für die Ermittlung des periodischen Zuwachses können nur die jeweils identischen Waldflächen im Sinne einer Zeitreihe verglichen werden. Schulze et al. (2020 a) haben bei ihren Vergleichsberechnungen fälschlicherweise rund 220 Stichproben aus dem Nationalpark Hainich einbezogen, die bei der ersten Inventur noch keine Waldflächen waren und auch nicht in den Datensätzen der Erstinventur aufgeführt sind. Es handelt sich um mehrere hundert Hektar Kahlschläge aus früheren Nutzungen und um Verbuschungsflächen ehemaliger Offenlandflächen wie Schießbahnen, die bei der Erst-

inventur unterhalb der Erfassungsgrenze für Wald lagen (Abb. 11). Diese Flächen haben selbst nach zehn Jahren Entwicklung zwischen der Erstinventur 2000 und der Wiederholung 2010 noch sehr geringe Holzvorräte und sind in keiner Weise mit Naturwald vergleichbar. Bei der Addition der ermittelten Vorräte und der Mittelung über alle Stichproben entstand so der Eindruck, die Wälder im Hainich würden mit lediglich 0,37 m³ pro ha und Jahr über einen zehnjährigen Zeitraum praktisch keine Vorratszuwächse aufweisen. Dies steht in deutlichem Widerspruch zum für slowakische Buchenurwälder ermittelten Holzzuwachs von etwa 7,9 m³ pro ha und Jahr, der gleich hoch war wie in den standortshomologen Wirtschaftswäldern.

Der zweite Fehler der Studie ist es, die Wälder des Hainich als einzige Referenz und Benchmark für mitteleuropäische Naturwälder zu verwenden. Die korrekte Auswertung der Inventurflächen im Hainich ergibt einen Vorratszuwachs im Dekadenvergleich von durchschnittlich 8,6 m³ pro ha und Jahr (NPH 2020); der Wert liegt damit in ähnlicher Größenordnung wie die mittlere Vorraterhöhung in den deutschen (Wirtschafts-) Wäldern (Dritte Bundeswaldinventur: 10,3 m³ pro ha und Jahr für Buchenwälder). Dieser Wert lässt sich gut mit den vorherrschenden sehr produktiven Waldentwicklungsphasen in Einklang bringen, da es sich bei den Wäldern im Hainich noch lange nicht um Naturwälder in einer Optimal- oder Terminalphase handelt.



Bild: Rüdiger Biele, Nationalparkverwaltung Hainich (2016)

Abb. 11: Im Süden des Nationalparks Hainich sind auf ehemaligen Schießbahnen überwiegend junge Waldflächen mit noch sehr geringen Zuwächsen und verbuschte Sukzessionsflächen verbreitet. In diesen Bereichen liegen rund 200 Stichproben, die in der Studie von Schulze et al. (2020 a) als dauerhaft ungenutzte alte Waldflächen bilanziert sind.

Fazit für die Praxis

- Begrifflich sind Urwald und Naturwald klar voneinander zu trennen. Erst kurzzeitig ungenutzte Wälder sind (noch) keine hinreichende Referenz für die Bewertung der Biodiversitäts- und Klimaschutzleistung und für die Ziele des Prozessschutzes, denn sie benötigen sehr lange Zeiträume, um Urwäldern ähnlich zu werden.
- Das Gebot, Urwälder zu schützen, beruht auf ethischen, wissenschaftlichen und anthropozentrischen Begründungen: Sie bewahren genetische Diversität und damit das Potenzial für eine Klimaanpassung, fungieren als Refugial- und Quellbiotope für sehr spezialisierte Arten, bieten Lernorte für waldbauliche Konzepte und dienen als Forschungslabore für Wirkungen langfristiger Umweltveränderungen.
- Kritische Studien zur Biodiversitätsleistung unbewirtschafteter Wälder gehen von fehlerhaften Voraussetzungen aus oder beschränken sich meist allein auf die Betrachtung von Gefäßpflanzen. Vor allem hochgradig spezialisierte Tier-, Pilz-, Flechten- und Moosarten machen den besonderen Wert sehr lange ungenutzter Wälder aus. Naturschutzfachliche Bewertungen erfordern eine objektive Analyse einer wesentlich größeren Vielfalt an Kriterien jenseits reiner Artenzahlen. Die entsprechenden Ergebnisse weisen eindeutig auf eine sehr deutliche ökologische Wertsteigerung ungenutzter Wälder mit wachsendem Urwaldcharakter hin.
- Die Speicherleistung von Wäldern für Kohlenstoff nimmt pauschal betrachtet aufgrund zunehmender thermischer Holznutzung und Klimawandelfolgen ab. Solche Analysen gestalten sich allerdings sehr komplex. Der C-Speicher ist in Urwäldern auf der Landschaftsebene deutlich größer als in Wirtschaftswäldern, während die C-Senkenfunktion in intensiv bewirtschafteten (durchforsteten) Wirtschaftswäldern höher sein kann, wenn die Durchforstung den Zuwachs der produktiven dominanten Bäume (Zielbäume) auf Kosten schwächer wachsender oder forstlich ungewünschter Individuen von minderer Qualität stärkt. Auch hier ist die jeweils verwendete Datengrundlage in Studien kritisch zu hinterfragen. Das Argument, nur ein genutzter Wald sei für den Klimaschutz ein guter Wald, ist faktisch nicht belegbar.

Bei Übertragung der Berechnungsmethode in Schulze et al. (2020 a) auf die ungenutzten Waldflächen im Hainich errechnet sich aus dem Vorratszuwachs von 8,6 m³ pro ha und Jahr eine CO₂-Senke von 8,0 t CO₂-Äquivalenten pro ha und Jahr. Da keine Nutzung erfolgt, ergibt sich eine mittelfristige Klimaschutzleistung der Wälder im Hainich, die sogar um den Faktor 2,5 höher ist als der CO₂-Mitigationseffekt durch Wirtschaftswälder von 3,2–3,5 t CO₂-Äquivalenten pro ha und Jahr, wie von Schulze et al. (2020 a) inklusive Substitutionseffekte ermittelt.

Es wird somit deutlich, dass die Diskussion um die Klimaschutzleistung von Wäldern teilweise auf falscher Datengrundlage geführt wird.

5 Ausblick

Die Urwälder in Europa – zu unterscheiden von heute ungenutzten Naturwäldern, die mehr oder weniger starke Merkmale und Folgen früherer Nutzungen zeigen – sind auf kleine Reste von <1% geschrumpft und selbst diese wenigen Anteile sind extrem gefährdet. Vier Fünftel der temperaten Urwaldflächen befinden sich im Karpatenbogen und politische Festlegungen erfordern gut begründet ihren Schutz. Zugleich bestehen in Deutschland gemäß der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt klare Zielfestlegungen, dass 5% der Waldfläche für natürliche Waldentwicklung und 2% der Bundesfläche zur Wildnisentwicklung bereitzustellen sind (zukünftige Naturwälder) – Ziele, die eigentlich bereits im Jahr 2020 hätten erreicht werden sollen, aber bei Weitem verfehlt wurden. Um die öffentliche Debatte zu versachlichen, analysiert der vorliegende Beitrag die Bedeutung von Ur- und Naturwäldern für die Erhaltung der Biodiversität und Wirkungen auf die Funktionen als Kohlenstoffspeicher und -senke sowie die Wirkungen der Nutzungsaufgabe in Wäldern.

Angelehnt an das Hauptgutachten des WBGU (2020) zur „Landwende im Anthropozän“ ist dem Prozessschutz im Wald eine beispielhafte Mehrgewinnstrategie inhärent: Er trägt maßgeblich sowohl zum Erhalt und zur Förderung der Biodiversität bei, insbesondere mit spezifischen Arten und Biozönosen alter Waldentwicklungsstadien, als auch zur Speicherung und als Senke im Kohlenstoffhaushalt, also zum Klimaschutz. Die Nutzungsaufgabe repräsentativ ausgewählter Waldflächen ist damit Best Practice zukunftsfähiger kombinierter natur- und land-

gebundener Klimaschutzkonzepte und steht auch nicht im Widerspruch mit der stofflichen Nutzung von Holz mit objektiv hohen klimabilanziellen Wirkungen.

Im zweiten Teil des Beitrages in der folgenden Ausgabe gehen wir auf das Narrativ von der Klimaneutralität der Ressource Holz ein: Diskutiert wird die CO₂-Senkenleistung von Holz im Kontext der Holzverwendung und die differenziert zu betrachtende Substitution von Holzprodukten durch andere Materialien. Kritisiert werden die Annahmen zur Nachhaltigkeitsbewertung alternativer Szenarien zur Waldbehandlung und Holzverwendung der WEHAM-Studie (WaldEntwicklungs- und HolzAufkommensModellierung). Einer detaillierten Analyse bedarf die pauschalisierende Betrachtung von Holz als vermeintlich CO₂-neutrale Energiequelle. Die Ergebnisse werden in den Kontext der Rolle von Holz zur Umsetzung politischer Ziele für den Klimaschutz gestellt.

Abschließend werden wir in der Zusammenschau der Resultate beider Teile des Beitrags Schlussfolgerungen für die Versachlichung des Disputs um den Wert von Ur- und Naturwäldern ziehen.

Danksagung

Für die kritische Durchsicht des Manuskripts und wertvolle Beiträge bedanken wir uns herzlich bei Dr. Hannes Böttcher, Dr. Anke Höltermann, László Maráz, Dr. Peter Meyer, Judith Reise, Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif und Sabine Stein.

Literatur

Aus Umfangsgründen steht das ausführliche Literaturverzeichnis unter Webcode [NuL2231](#) zur Verfügung.

KONTAKT



Prof. Dr. Rainer Luick lehrt und forscht an der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg. Studium der Biologie (Schwerpunkt Geobotanik und Pflanzenphysiologie) und Ethnologie an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg und Studium Evolutionary Biology an der University of Michigan/Ann Arbor/USA. Promotion Dr. sc. agr. Universität Hohenheim. Langjährige Tätigkeit in der privaten Wasserwirtschaft und Landschaftsplanungspraxis. Seit 1999 Professur für Naturschutz und Landschaftsmanagement an der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg. Forschungsschwerpunkte: Prozesse im ländlichen Raum, Agrar-, Naturschutz- und Regionalpolitik, extensive Landnutzungssysteme, Technikfolgenabschätzungen zur Energiewende und Engagement zum Schutz der letzten europäischen Urwälder.

> luick@hs-rottenburg.de



Prof. Dr. Christoph Leuschner lehrt und forscht an der Georg-August-Universität Göttingen, Abt. Pflanzenökologie, im Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften. Studium der Biologie an den Universitäten Freiburg und Göttingen. Promotion und Habilitation im

Fach Pflanzenökologie an der Universität Göttingen. 1996–2000 Professor für Ökologie an der Universität Kassel, seit 2000 Professor für Pflanzenökologie an der Universität Göttingen. Mitglied der Göttinger Akademie der Wissenschaften. Forschungsschwerpunkte: Ökologie temperater und tropischer Bäume und Wälder, Klimawandeleffekte auf den Wald, Bedeutung von Urwäldern für die Waldbiodiversität. Zustand und Schutz der Agrarbiobiodiversität im Acker- und Grünland.

> cleusch@gwdg.de

Dipl.-Ing. Manfred Grossmann, Leiter Nationalpark Hainich, Bad Langensalza

> manfred.grossmann@nnp.thueringen.de

Prof. Dr. Eckhard Jedicke, Hochschule Geisenheim University, Kompetenzzentrum Kulturlandschaft, Professur für Landschaftsentwicklung

> eckhard.jedicke@hs-gm.de

Dr. Nicolas Schoof, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Standorts- und Vegetationskunde

> nicolas.schoof@waldbau.uni-freiburg.de

Dr. Thomas Waldenspuhl, Leiter Nationalpark Schwarzwald, Seebach

> thomas.waldenspuhl@nlp.bwl.de



Dr. Klaus Hennenberg arbeitet als Senior Researcher am Öko-Institut e. V. in Darmstadt. Studium der Biologie (Schwerpunkt Naturschutz und Vegetationsökologie) an der Universität Göttingen; Studium Energie und Umwelt an der Universität Kassel (Master), Promotion Dr.

rer. nat. an der Universität Rostock. Seit 2007 Senior Researcher im Bereich Energie und Klimaschutz im Öko-Institut e.V. Arbeits- und Forschungsschwerpunkte: Nachhaltigkeitsfragen in der Waldbewirtschaftung und Bioenergieproduktion, Bewertung von Zertifizierungssystemen, Modellierung von THG-Emissionen im LULUCF-Sektor.

> k.hennenberg@oeko.de

Literatur zur Veröffentlichung:

Luick, R., Hennenberg, K., Leuschner, C., Grossmann, M., Jedicke, E., Schoof, N., Waldenspuhl, T. (2021): Urwälder, Naturwälder und Wirtschaftswälder im Kontext der Biodiversitätsdebatte und des Klimaschutzes. Teil 1: Funktionen für die biologische Vielfalt und als Kohlenstoffsенke und -speicher. Naturschutz und Landschaftsplanung 53 (12), 12-25.

- Alroya, J. (2017): Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. PNAS 114 (23) 6056-6061.
- Assmann, T., Drees, C., Schröder, E., Ssymank, A. (2007): Mythos Artenarmut – Biodiversität von Buchenwäldern. Natur & Landschaft 82 (9/10), 401-406.
- Barredo, C., Cano, J.I., Brailescu, C., Teller, A., Sabatini, F.M., Mauri, A., Janouskova, K. (2021): Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe, Amt für Veröffentlichungen der EU, Luxemburg.
- Bernes, C. Jonsson, B.-G., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., Sandström, J. (2015): What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. Environmental Evidence 4 (25).
- Biriş, J.-A. (2017): Status of Romania's Primary Forests. URL: <https://wilderness-society.org/wp-content/uploads/2017/11/The-Status-of-Romanias-Primary-Forests> (gesehen am: 10. 9 .2021).
- , Veen, P. (2005): Virgin forests in Romania – Inventory and strategy for sustainable management and protection of virgin forests in Romania. URL: http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2015-12-22_Virgin_forest_Romania_Summary.PDF (gesehen am: 10. 9. 2021).
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) 2021): Waldstrategie 2050 - Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Herausforderungen und Chancen für Mensch, Natur und Klima. URL: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2050.pdf;jsessionid=9518884C7AC2467C7FB2CA8CD7426B4D.live921?__blob=publicationFile&v=6 (gesehen am: 10. 9. 2021).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit) (2018): Biologische Vielfalt in Deutschland Rechenschaftsbericht 2017. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/biologische_vielfalt_bf.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. URL: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/nationale_strategie_biologische_vielfalt_2015_bf.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Burivalova, Z., Sekercioglu, C.H., Koh, L.P. (2014): Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. Current Biology 24,1893-1898.
- Brackhane, S., Reif, A., Zin, E., Schmitt, C.B. (2021): Are natural disturbances represented in strictly protected areas in Germany? Global Ecology and Conservation 26: e01436.
- Commarmot, B., Brändli, U.-B., Hamor, F., Lawny, V. (Hrsg.) (2013): Inventory of the largest primeval beech forest in Europe. A Swiss-Ukrainian scientific adventure. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf; Ukrainian National Forestry University, L'viv; Carpathian Biosphere Reserve, Rakhiv. URL: <https://www.wsl.ch/de/publikationen/inventory-of-the-largest-primeval-beech-forest-in-europe-a-swiss-ukrainian-scientific-adventure.html> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Dieter, M. (2021): Auswirkungen der EU-Biodiversitätsstrategie. AFZ-DerWald 7, 24-27.
- , Weimar, H., Iost, S., Englert, H., Fischer, R., Günter, S., Morland, C., Roering, H.-W., Schier, F., Seintsch, B., Schweinle, J., Zhunusova, E. (2020): Abschätzung möglicher Verlagerungseffekte durch Umsetzung der EU-KOM-Vorschläge zur EU-Biodiversitätsstrategie auf Forstwirtschaft und

- Wälder in Drittstaaten. Thünen Working Paper 159a. URL: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn062851.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Dörfelt, H. (2007): Biodiversität von Buchenwäldern unter mykologischen Gesichtspunkten. In: Knapp, H.D., Spangenberg A. (Hrsg.): Europäische Buchenwaldinitiative. BfN, Bonn-Bad Godesberg. BfN-Skripten 222, 91-93.
- Dorow, W.H.O., Kopelke, J.-P., Flechtner, G. (2007): Wichtigste Ergebnisse aus 17 Jahren zoologischer Forschung in hessischen Naturwaldreservaten. Forstarchiv 7, 215-222.
- Dvorak, D., Vasutova, M., Hofmeister, J., Beran, M., Hosek, J., Betak, J., Burel, J., Deckerova, H. (2017). Macrofungal diversity patterns in central European forests affirm the key importance of old-growth forests. *Fungal Ecology*, 27, 145-154. URL: <https://scienceon.kisti.re.kr/srch/selectPORSrchArticle.do?cn=NART77728697> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- EU (Europäische Union) (2011): Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020. URL: https://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure_de.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- (2020 a): Conclusions on Biodiversity -the need for urgent action. URL: <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-11829-2020-INIT/en/pdf> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- (2020 b): Legislative train schedule – A European Green Deal. URL: <https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/theme-a-european-green-deal/file-new-eu-biodiversity-strategy#:~:text=On%2016%20January%202020,%20Parliament,restore%20degraded%20ecosystems%20by%202030> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- (2021): New EU Forest Strategy. URL: <https://ec.europa.eu/info/files/communication-new-eu-forest-strategy-2030> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- FAO & UNEP (Food and Agriculture Organization of the United Nations & United Nations Environment Programme) (2020): The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome.
- Fanta, J. (2005): Forests and forest environments. In: Koster, E.A. (Hrsg.): The physical geography of Western Europe. Oxford University Press, Oxford, 331-352.
- Fartmann, T., Jedicke, E., Streitberger, M., Stuhldreher, G. (2021): Insektensterben in Mitteleuropa – Ursachen und Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- Flade, M., Winter, S. (2021): Fördert forstliche Bewirtschaftung die Biodiversität von Buchenwäldern? In: Knapp, H.D., Klaus, S., Fähser, L. (Hrsg.): Der Holzweg – Wald im Widerstreit der Interessen. Oekom, München, 129-142.
- Forest Europe (2015): State of Europe's Forests 2015. URL: <https://www.foresteuropa.org/docs/full-soef2015.pdf> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Franca, F.M., Frazao, F.S., Korasaki, V., Louzada, J., Barlow, J. (2017): Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biological Conservation* 216, 115-122.
- Friedel, A., Von Oheimb, G., Dengler, J., Härdtle, W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NW Germany. *Feddes Repertorium* 117, 172-185.
- Gerlach, B., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Borkenhagen, M., Busch, M., Hauswirth, T. Heinicke, J., Kamp, J., Karthäuser, C., König, N., Markones, N., Prior, S., Trautmann, J., Wahl, Sudfeldt, C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Giam, X. (2017): Global biodiversity loss from tropical deforestation. *PNAS* 114 (23).
- Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C. (2017): Biomass stock and productivity of primeval and production beech forests: Greater canopy structural diversity promotes productivity. *Ecosystems* (2018) 21, 704-722.

- Gleixner, G., Tefs, C., Jordan, A., Hammer, M., Wirth, C., Nueska, A., Telz, A., Schmidt, U.-E., Glatzel, S. (2009): Soil carbon accumulation in old-growth forests. In: Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. (Hrsg.): Old-Growth Forests – Function, Fate and Value. Ecological Studies 207, 231-266.
- Global Forest Watch (2020): Romania. URL: <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/ROU> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Hauck, M., De Bruyn, U., Leuschner, C. (2013): Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation* 157, 136-145.
- Hermann, A., Wiegmann, K., Wirz, A. (2020): Instrumente und Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffüberflüsse. URL: <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Instrumente-und-Massnahmen-zur-Reduktion-der-Stickstoffueberschuesse.pdf> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Hesmer, H. (1934): Naturwaldzellen – Ein Vorschlag. *Der Deutsche Forstwirt* 16 (13), 133-135; 16 (14), 141-143.
- Höltermann, A., Reise, J., Finck, P., Riecken, U. (2020): Forstliche ungenutzte Wälder: Bedeutung für den Naturschutz und ökonomische Effekte der Umsetzung des 5%-Ziels der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS). *Natur und Landschaft* 95 (2), 80-87.
- Hueck, K. (1937): Mehr Waldschutzgebiete. *Jahrbuch für Naturschutz, Sonderdruck* 1-32 / 32.
- Jacobsen, R.M., Burner, R.C., Olsen, S.L., Skarpaas, O., Sverdrup-Thygeson, A. (2020): Near-natural forests harbor richer saproxylic beetle communities than those in intensively managed forests. *Forest Ecology and Management* 466, 118124.
- Kamp J., Frank C., Trautmann S., Busch M., Dröschmeister R., Flade M., Gerlach B., Karthäuser J., Kunz F., Mitschke A., Schwarz J., Sudfeldt C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162,1-15.
- Kaufmann, S., Hauck, M., Leuschner, C. (2017): Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. *Forest Ecology & Management* 400, 58-67.
- , Hauck, M., Leuschner, C. (2018): Effect of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology* 106, 2421-2434.
- Kun, Z., DellaSalla, D., Keith, H., Kormos, C., Mercer, B., Moomaw, W.R., Wiezik, M. (2020): Recognizing the importance of unmanaged forests to mitigate climate change. *BCB Bioenergy* 12 (12), 1034-1035.
- Leuschner, C., Glatthorn, J., Kaufmann, S., Feldmann, E., Klingenberg, E. (2021): Ökosystemfunktionen von Buchen-Urwäldern: Kohlenstoffbindung und Pflanzenbiodiversität. *Nationalpark Unteres Odertal* 2020 (3), 28-37.
- Luick, R., Reif, A., Schneider, E., Grossmann, M., Fodor, E. (2021). Virgin forests at the heart of Europe - The importance, situation and future of Romania's virgin forests. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* 24, Freiburg.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Conde, S., Vallecillo Rodriguez, S., Barredo Cano, J.I., Paracchini, M., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czucz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San-Miguel-Ayanz, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., De Roo, A., De Jesus Cardoso, A., Pistocchi, A., Del Barrio Alvaleros, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O., Santos-Martín, F. (2020): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment. Amt für Veröffentlichungen der EU, Luxemburg.
- Meyer, P., Nagel, R., Feldmann, E. (2021): Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* 109 (10), 3602-3616.

- Müller, J., Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129 (6), 981-992.
- NPH (Nationalparkverwaltung Hainich) (2012): Waldentwicklung im Nationalpark Hainich. Ergebnisse der ersten Wiederholung der Waldbiotopkartierung, Waldinventur und der Aufnahme der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. *Erforschen* 3. URL: https://www.nationalpark-hainich.de/fileadmin/Medien/Downloads/Bd3_Endfassung_130515.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- (2020): Disput um Zahlen – Erläuterungen zur Waldinventur im Hainich. URL: <https://www.nationalpark-hainich.de/de/aktuelles/aktuelles-presse/einzelansicht/disput-um-zahlen-erlaeuterungen-zur-waldinventur-im-hainich.html> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Niemalä, J. (1997): Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11, 601-611.
- Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Bentsen, N.S., Larsen, J.B. (2019): Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management* 447, 67-76.
- O'Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., Pötzelsberger, E., Winkel, G., Lindner, M. (2021): Protecting old-growth forests in Europe – a review of scientific evidence to inform policy implementation. Final report. European Forest Institute, Joensuu.
- Opitz, S., Reppin, N., Schoof, N., Drobnik, J., Finck, P., Riecken, U., Mengel, A., Reif, A., Rosenthal, G. (2015): Wildnis in Deutschland. *Natur und Landschaft* 90 (9/10), 406-412.
- Paillet, Y., Bergés, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, B., Bijlmas, R.-J., de Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastia, M.-T., Schmidt, W., Standovar, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24, 101-112.
- Pyles, M.V., Prado-Junior, J.A., Magnago, L.F.S., DePaula, A., Meira-Neto, J.A. (2018): Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. *Biodiversity and Conservation* 27, 3215-3231.
- Riedel, T., Stümer, W., Hennig, P., Dunger, K., Bolte, A. (2019): Kohlenstoffinventur 2017 – Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsene. *AFZ-DerWald* 14, 14-18.
- Rosenthal, G., Mengel, A., Reif, A., Opitz, S., Schoof, N., Reppin, N. (2015): Umsetzung des 2%-Ziels für Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie. *BfN-Skript* 422. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- , Meschede, A., Langer, E., Sachteleben, J., Aljes, V., Schenkenberger, J., Stanik, N., van Elsen, T., Wandke, C. (2021): „Wildnisarten“. Bedeutung von Prozessschutz- bzw. Wildnisgebieten für gefährdete Lebensgemeinschaften und Arten sowie für „Verantwortungsarten“. *BfN-Skript* 599. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- Sabatini, F.-M., Burrascano, S., Keeton, W.-S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Verker, P.-J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaieve, N., Horvath, F., Garbarino, M., Grigoriardi, N., Lombardi, F., Duarte, I.-M., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Ódor, P., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O.-P., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Tlatonov, T., Kuemmerle, T. (2018): Where are Europe's last primary forests? *Diversity & Distributions*. John Wiley & Sons Wiley Online Library 24 (10), 1426-1439.
- , Bluhm, H., Kun, Z., Aksenov, D., Aitari, J.A., Buchwald, E., Burrascano, S., Cateau, E., Diku, A., Duarte, I.M., Fernández López, Á.B., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Horváth, F., Keren, S., Kitenberga, M., Kiš, A., Kraut, A., Ibsch, P.L., Larrieu, L., Lombardi, F., Matovic, B., Melu, R.N., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Mikoláš, M., Mozgeris, G., Panayotov, M., Pisek, R., Nunes, L., Ruete, A., Schickhofer, M., Simovski, B., Stillhard, J., Stojanovic, D., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O.-P., Toromani, E., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Waldherr, M., Yermokhin, M., Zlatanov, T., Zagidullina, A., Kuemmerle, T. (2021): European primary forest database v2.0. *Scientific Data* 8, 220.
- Schall, P., Heinrichs, S., Ammer, C., Ayasse, M., Boch, S., Buscot, F., Fischer, M., Goldmann, K., Overmann, J., Schulze, E., Sikorski, J., Weisser, W.W., Wubet, T., Gossner, M.M. (2020): Can multi-

- taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? *Journal of Applied Ecology* 57 (7), 1365-1375.
- , Heinrichs, S., Ammer, C., Ayasse, M., Boch, S., Buscot, F., Fischer, M., Goldmann, K., Overmann, J., Schulze, E.-D., Sikorski, J., Weisser, W.W., Wube, T., Gossner, M.M. (2021): Among stand heterogeneity is key for biodiversity in managed beech forests but does not question the value of unmanaged forests: Response to Bruun and Heilmann-Clausen (2021). *Journal of Applied Ecology* 58 (9), 1817-1826.
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.* Ulmer, Stuttgart.
- Schmidt, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of forest ecosystems – Examples from forest nature reserves and managed beech forests. *Forest Snow & Landscape Research* 79, 11-25.
- , Kriebitzsch, W.-U., Ewald, J. (2011): *Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands.* BfN-Skripten 299. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- , Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I., Culmsee, H. (2014): Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. *Forest Ecology and Management* 330, 228-239.
- Schoof, N. (2013): *Ziele und Kriterien der Vision ‚Wildnisgebiete‘ aus der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.* Freidok, Freiburg.
- , Luick, R., Nickel, H., Reif, A., Förchler, M., Westrich, P., Reisinger, E. (2018): Biodiversität fördern mit Wilden Weiden in der Vision „Wildnisgebiete“ der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. *Natur und Landschaft* 93 (7), 314–322.
- Schulze, E.-D. (2018): Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal Nature Conservation* 43, 213-226.
- , Bouriaud, L., Bussler, H., Gossner, M., Walentowski, H., Hessenmöller, D., von Gadow, K. (2014): Opinion Paper: Forest management and biodiversity. *Web Ecol.* 14, 3-10.
- , Sierra, C.-A., Egenolf, V., Woerdehoff, R., Irslinger, R., Baldamus, C., Stupka, I., Spellmann, H. (2020 a): The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. *GCB Bioenergy* 12, 186-197.
- , Sierra, C.-A., Egenolf, V., Woerdehoff, R., Irslinger, R., Baldamus, C., Stupka, I., Spellmann, H. (2020 b): Forest management contributes to climate mitigation by reducing fossil fuel consumption: A response to the letter by Welle et al., *GCB Bioenergy* 13, 288-290.
- , Rock, J., Kroiher, F., Egenolf, V., Wellbrock, N., Irslinger, R., Bolte, A., Spellmann, H. (2021): Klimaschutz mit Wald – Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und Substitution fossiler Brennstoffe. *Biologie in unserer Zeit* 1 (51), 46-54.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W. (2019): Arthropod decline in grassland and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671-674.
- UBA (Umweltbundesamt) (2020): *Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2020. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2018.* CLIMATE CHANGE 22/2020, UBA, Dessau-Roßlau. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-04-15-climate-change_22-2020_nir_2020_de_0.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2020): *Global Biodiversity Outlook 5.* URL: <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf> (gesehen am: 10.09.2021).
- UN (United Nations) (2021): *The Global Forest Goals Report 2021.* URL: <https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2021/04/Global-Forest-Goals-Report-2021.pdf> (gesehen am: 10. 9. 2021).
- UTB (Universitatea Transilvania din Brasov) (2020 a): *Analiza realizată de către Grupul de Expertiză Forestieră din cadrul Universității Transilvania din Brașov asupra lucrării – PRIMOFARO – Inventory of Potential Primary and Old-Growth Forest Areas in Romania – Identifying the largest*

- areas of intact forests in the temperate zone of the European Union (Fundatia EURONATUR – Germania). URL: http://gef.unitbv.ro/images/Documents/Anexa_raspuns_MMAP_referitor_la_Primofaro_2020.04.06.pdf, und http://gef.unitbv.ro/images/Documents/Annex_-_Answer_to_Primofaro_ENGLISH.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- (2020 b): Comunicat Universitatea Transilvania din Brasov – Grupul de Expertiză Forestieră – răspuns la solicitarea de informatii de către Avocatul Poporului. URL: http://gef.unitbv.ro/images/Documents/Răspuns_Avocatul_Poporului_2020.03.03.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).
- Vandekerkhove, K., Parviainen, J., Frank, G., Bücking, W., Little, D. (2007): Classification Systems used for the Reporting on Protected Forest Areas. In: Frank, A., Parviainen, J., Vandekerkhove, K., Latham, J., Schuck, A., Little, D. (Hrsg.) (2007): Cost Action E27. Protected Forest Areas in Europe - Analysis and Harmonisation: Results, Conclusions and Recommendations. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.
- Vera, F. (2000): Grazing ecology and forest history. CABI Publications, New York.
- Verbände der Forst- und Holzwirtschaft (2021): Appell für aktiven Klimaschutz mit Wald und Holz. URL: <https://www.saeeindustrie.de/docs/7828-2b/2021-10-25positionspapier%20appell%20fu%CC%88r%20aktiven%20klimaschutz%20mit%20wald%20und%20holz.pdf> (gesehen am: 27. 10. 2021).
- Walentowski, H., Schulze, E.-D., Teodosiu, M., Bouriaud, O., von Hessberg, A., Bussler, H., Baldauf, L., Schulze, I., Wäldchen, J., Böcker, R., Herzog, S., Schulze, W. (2013): Sustainable forest management of Natura 2000 sites: A case study from a private forest in the Romanian Southern Carpathians. *Annals of Forest Research* 56, 217-245.
- Welle, T., Ibsch, P.L., Blumroeder, J., Bohr, Y., Leinen, R., Wohlleben, T., Sturm, K. (2000): Incorrect data sustain the claim of forest-based bioenergy being more effective in climate change mitigation than forest conservation. *GCB-Bioenergy* 13, 286-287.
- WGBU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2020): Landwende im Anthropozän – von der Konkurrenz zur Integration. WGBU, Berlin, 388 S. https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2020/pdf/WBGU_HG2020.pdf (gesehen am: 10. 9. 2021).