

# Waldlandschaften in der Klimakrise Risikopatient und Problemlöser zugleich

ROLAND IRSLINGER

Wälder sind Lebensraum und eine wichtige Ressource für Tiere und Pflanzen, 300 Millionen Menschen leben unmittelbar vom Wald (EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR 2011). Wald und Klima sind eng miteinander verknüpft. Das Klima ist der hauptsächlich bestimmende Faktor für das Vorkommen und Wachsen der Wälder. In borealen

Wäldern wachsen überwiegend Nadelbäume, die Wälder der gemäßigten Zone sind im Wesentlichen sommergrüne Laub- und Mischwälder, in den Tropen wachsen immergrüne und wechselgrüne Laub- bzw. Regenwälder. Wälder steuern durch ihre Verdunstung globale und regionale Wasserkreisläufe und damit Klima und Wetter. Diese Abhängigkeit besteht

auch im Kleinen, Nord- und Südhang beispielsweise bieten dem Waldwachstum ganz unterschiedliche Voraussetzungen.

Auch wenn in dieser Arbeit der Wald in Deutschland thematisiert wird, soll seine Bedeutung für das globale Klima im Vordergrund stehen. Wälder sind riesige Kohlenstoffspeicher, die Wälder der

Erde enthalten einschließlich ihrer Böden 30 Prozent mehr Kohlenstoff (C) als die gesamte Erdatmosphäre<sup>1</sup>, wobei der atmosphärische Gehalt an Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) seit Beginn der Industrialisierung um 45 Prozent gestiegen ist (UMWELT-BUNDESAMT 2021b). Weil Pflanzen im Zuge ihres Wachstums CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre binden und Waldökosysteme CO<sub>2</sub> durch Atmung wieder an die Atmosphäre zurückgeben, sind atmosphärischer und biogener Kohlenstoff eng aneinander gekoppelt. Weil sich das Klima ändert, global und regional, müssen sich Wälder an die neuen Bedingungen anpassen.

Der überwiegende Teil dieser Arbeit beschäftigt sich mit der Menge des in einem Wald gespeicherten Kohlenstoffs, dem Waldspeicher, und der Frage, welche Faktoren seine Höhe bestimmen. Unterschiede im Kohlenstoffbestand zwischen mehr oder weniger natürlichen Wäldern und bewirtschafteten Wäldern werden diskutiert, versauernde und eutrophierende Einflüsse auf den Kohlenstoffbestand der Wälder thematisiert und versucht, die Folgen des Klimawandels und seine Konsequenzen für die Höhe des Waldspeichers zu skizzieren.

Im Wirtschaftswald werden Bäume geerntet, um daraus Produkte herzustellen und Energie zu gewinnen. Deshalb soll diese Abhandlung auch aufzeigen, welche Bedeutung die Holznutzung für das globale Klimageschehen besitzt. Ein Exkurs in die Öko-Bilanzierung von Wald und Holzprodukten bildet die Grundlage hierfür. Dieser Abschnitt ist aus Platzgründen kurz gehalten, eine ausführliche Darstellung steht unter IRSLINGER (2022) zur Verfügung. Über allem steht schließlich die Frage, wer das Klima besser schützt, der sich selbst überlassene oder der nachhaltig bewirtschaftete Wald als Bestandteil der historisch gewachsenen Kulturlandschaft. In der Gesamtbetrachtung beruht die Wirkung von Waldlandschaften auf das globale Klima auf vier Säulen, dem Waldspeicher, dem Holzproduktspeicher, der stofflichen und der energetischen Substitution.

Seit Beginn einer geregelten Forstwirtschaft zu Beginn des 19. Jahrhunderts ist der Wald in Deutschland eine C-Senke<sup>2</sup>. Seit 1994 wird dies mit Hilfe des jährlichen „Nationalen Inventarberichts“ an die UNFCCC<sup>3</sup> nachgewiesen, der durch das Thünen-Institut<sup>4</sup> erstellt wird. Die „IPCC<sup>5</sup> Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ von 2006 (IPCC 2006) sind dafür die verbindliche Grundlage. Für die zweite



**Abb. 1** Die Beurteilung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung und ihrer Auswirkungen auf das Klima ist nur auf Landschaftsebene möglich – hier Laubwälder im Waldecker Land im westlichen Nordhessen (Aufn.: R. IRSLINGER).

Verpflichtungsperiode unter dem Kyoto-Protokoll ist das Regelwerk des IPCC KP Supplement (IPCC 2013) maßgebend (RIEDEL et al. 2019, SCHMITZ 2019, SCHWITZGEBEL & RIEDEL 2019). Nach den Waldinventuren von 2002, 2008 und 2012 fand 2017 eine Kohlenstoffinventur statt. Die Auswirkungen der Trockenjahre von 2018 bis 2020 werden daher erst in der Bundeswaldinventur 2022 sichtbar sein. Die Erhebung der C-Pools in der Streu und im Boden erfolgen mit Hilfe der Bodenzustandserhebungen (BZE I von 1987 bis 1993 und BZE II von 2006 bis 2008 (WELL-BROCK et al. 2019)).

### Am Anfang war die Photosynthese

Holz ist gespeicherte Sonnenenergie. Waldökosysteme sind offene Systeme, im Biosphäre-Atmosphäre-System spielt der C-Kreislauf und damit Holz eine wichtige Rolle. Dabei kann nur die Landschaft Bezugsebene sein, wie das Abb. 1 beispielhaft für das Waldecker Land im westlichen Nordhessen zeigt, denn einzelne Waldbestände weisen hinsichtlich ihrer ober- und unterirdischen, leben-

den und toten Biomasse durch Maßnahmen des Waldmanagements oder durch natürliche Störungen wie Feuer und Zerfallsphasen eine hohe raum-zeitliche Dynamik auf (siehe bei STURTEVANT & FORTIN 2021). Eine Beurteilung der Nachhaltigkeit der Wälder und ihrer Schutzfunktion für das globale Klima ist daher auf Bestandesebene unmöglich (COWIE et al. 2021, KÖRNER 2003).

Die Photosynthese ist der einzige biochemische Prozess, bei dem Sonnenenergie in chemisch gebundene Energie umgewandelt wird. Den Kohlenstoff entnehmen die Pflanzen dem CO<sub>2</sub> der Luft, deshalb kommt diesem Prozess für die CO<sub>2</sub>-Konzentration der Erdatmosphäre eine Schlüsselrolle zu. Entscheidend für die Absorption des Sonnenlichts ist das in den grünen Pflanzenteilen vorkommende Chlorophyll. Gleichzeitig wird aus Wasser molekularer Sauerstoff (O<sub>2</sub>) freigesetzt, der Wasserstoff bildet zusammen mit dem CO<sub>2</sub> die Biomasse, der Sauerstoff gelangt in die Luft.

Der gesamte in der Erdatmosphäre vorkommende molekulare Sauerstoff hat in der Photosynthese seinen Ursprung, sie ist der wichtigste biochemische

<sup>1</sup> 1 ppm CO<sub>2</sub> entspricht 2,124 Gigatonnen (Gt) C, 413 ppm ergeben 877 GtC (FRIEDLINGSTEIN et al. 2022), 1.146 GtC sind in Wäldern einschließlich deren Böden gespeichert (DIXON et al. 1994, JOHNSON & CURTIS 2001, NAVE et al. 2010); ppm = pars per million; 1 GtC = 1 Milliarde t C.

<sup>2</sup> Ein Speicher ist eine Zustandsgröße, Senke und Quelle sind dagegen Flussgrößen. Wald und Holzprodukte sind dann eine C-Senke (Speicherung), wenn ihr Speicher größer wird, ein Wald oder ein Holzproduktspeicher also mehr Kohlenstoff aufnimmt als er abgibt, umgekehrt sind sie eine C-Quelle. Durch Senken wird die Atmosphäre von Treibhausgasen entlastet, durch Quellen belastet (UNFCCC 1992).

<sup>3</sup> United Nations Framework Convention on Climate Change.

<sup>4</sup> Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Bundesallee 50, D - 38116 Braunschweig.

<sup>5</sup> Intergovernmental Panel on Climate Change.

Prozess, der fast alles Leben auf der Erde ermöglicht. „Grüne Lungen“ sind Wälder deswegen nicht, denn Lungen verbrauchen Sauerstoff. Der freigesetzte Sauerstoff verbleibt allerdings nur dann dauerhaft in der Atmosphäre, wenn die photosynthetisch aufgebaute Biomasse nicht wieder verrottet, wie das z. B. bei der Bildung von Torf und Kohle der Fall war (BERNER 2004). Ein Wald im Fließgleichgewicht erzeugt netto keinen Sauerstoff, weil genauso viel Biomasse verrottet oder verbrennt wie gleichzeitig neu gebildet wird, wobei beim Verrotten, Verbrennen oder auch beim Veratmen durch Mensch und Tier genauso viel O<sub>2</sub> benötigt wird wie zuvor bei der Photosynthese freigesetzt wurde. Aus demselben Grund ist ein Wald im Fließgleichgewicht auch keine C-Senke. Langfristig und auf Landschaftsebene ist die Bilanz zwischen O<sub>2</sub>-Freisetzung und O<sub>2</sub>-Verbrauch beziehungsweise CO<sub>2</sub>-Aufnahme und CO<sub>2</sub>-Emission null, sonst wären Primärwälder längst in ihrem eigenen Abfall erstickt (KÖRNER 2003, 2017 und 2020; THIES & ARNOLD 2019).

Die Gesamtmenge an C, die von Pflanzen im Zuge der Photosynthese gebunden wird, ist die Bruttoprimärproduktion (GPP<sup>6)</sup>. Da ein großer Teil davon im pflanzeninternen Stoffwechsel unter Freisetzung von CO<sub>2</sub> wieder veratmet wird (autotrophe Atmung), liegt die Nettoprimärproduktion (NPP) darun-

ter. Die Photosynthese liefert aber auch Baustoff- und Energiequellen für andere Lebewesen. So ist ein Teil der NPP wie Blätter und Wurzeln Lebensgrundlage für Bodenorganismen, die für Humusumsatz und Bodendurchlüftung sorgen.

Nach Abzug der heterotrophen Atmung der Bodenorganismen und der Zersetzer des oberirdischen Totholzes sowie der Auswaschung gelösten Kohlenstoffes aus dem Boden von der NPP ergibt sich die Nettoökosystemproduktion (NEP; KIRSCHBAUM et al. 2001, LAW et al. 2002), die zu einer Anreicherung ausdauernder Biomasse (Stamm, Zweige, Wurzelstock, Humus) im Ökosystem führt.

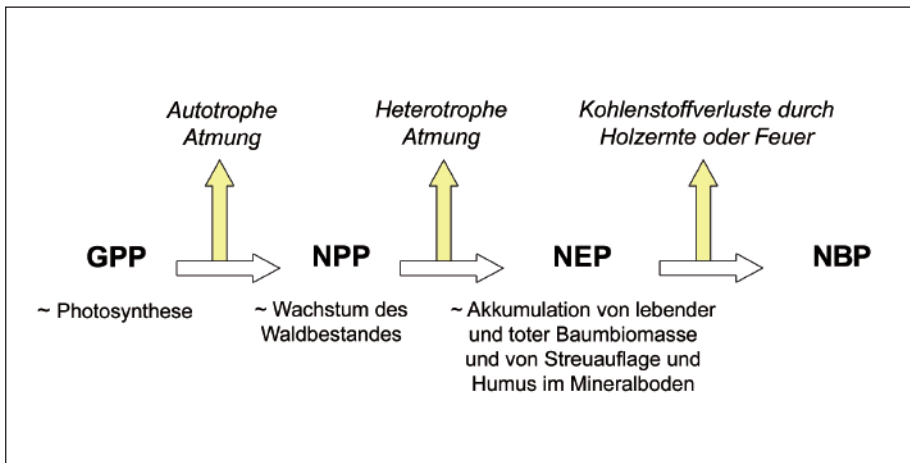
Die Anreicherung von Biomasse in Waldökosystemen kann aber unter Umgehung der Atmung auch durch natürliche Katastrophen wie z. B. Feuer oder durch Holzernte begrenzt werden, wobei Kohlenstoff aus dem Waldökosystem in die Atmosphäre entweicht bzw. exportiert wird (SCHULZE et al. 2000, 2009b). Die Nettobiomproduktion (NBP) berücksichtigt diese Störungen und stellt die C-Bilanz des Waldökosystems dar. Ist die NBP über der Zeitachse positiv, ist ein Wald eine C-Senke, im umgekehrten Fall eine C-Quelle (GRAßL et al. 2003, SCHULZE et al. 2009a). Im ersten Fall wächst seine Biomasse und damit die Menge an im Wald gespeichertem Kohlenstoff, im zweiten Fall verhält es sich umgekehrt. Über lange Zeiträume hinweg

kann die NBP nur dann positiv sein, wenn Biomasse sich dauerhaft anreichert, wie das z. B. in intakten Mooren der Fall ist (BYRNE et al. 2004). Über längere Zeiträume hinweg und bei konstantem Klima liegt die NBP sowohl im Primär- und Naturschutzwald<sup>8</sup> als auch im nachhaltig bewirtschafteten Wald bei null, d.h., die Menge des im Wald gespeicherten C (Waldspeicher<sup>9</sup>) verharrt dauerhaft auf diesem Niveau. Im Zuge des Klimawandels ist allerdings zu befürchten, dass die NBP in unseren Wäldern über Jahrzehnte hinweg negative Werte annimmt (siehe THIES & ARNOLD 2019).

Ökosystemar betrachtet liegt eine fundamentale Bedeutung der Wälder für das Klima in ihrer Funktion als C-Speicher. Wälder emittieren außerhalb von Mooren kein Methan, da Wälder nicht gedüngt werden, entsteht im Unterschied zur landwirtschaftlichen Nutzung kein Lachgas (Distickstoffmonoxid; N<sub>2</sub>O), allerdings kann die Stickstoff-Deposition<sup>10</sup> aus der Atmosphäre zur verstärkten Bildung von Lachgas führen (BUTTERBACH-BAHL et al. 2011, FLECK et al. 2019). Die Treibhausgasbilanz von Wäldern außerhalb von Mooren kann daher mit deren C- bzw. CO<sub>2</sub>-Bilanz gleichgesetzt werden<sup>11</sup>.

### Bescheidenes Senkenpotenzial von Primärwäldern

Der Begriff „primary forest“ (Primärwald) der FAO (BUCHWALD 2005, COMMARMOT & BRANG 2011, LEIBUNDGUT 1959 und 1982) charakterisiert Wälder, die sich unter natürlichen Bedingungen entwickeln konnten. In Europa beeinflusst der Mensch die Wälder seit Jahrtausenden, in Deutschland gibt es schon lange keine Primärwälder mehr (KÜSTER 1995). Sehr lange zurück liegende anthropogene Einflüsse können toleriert werden, wenn natürliche Prozesse dadurch nicht beeinflusst wurden (COMMARMOT & BRANG 2011). Boden, Klima, Baumartenzusammensetzung, Waldstruktur und Lückendynamik sind in Primärwäldern nicht anthropogen geprägt, z. B. durch Jagd und Waldweide, eine Holznutzung fand zu keinem Zeitpunkt statt, die genetische Struktur der Bäume ist nicht beeinflusst. Primärwälder bewahren Genreserven, da sie von nutzungsorientierter Selektion unberührt sind (vgl. MCPFE 2007).



**Abb. 2** Stufen der C-Sequestrierung<sup>7</sup> in einem Waldökosystem. GPP: Bruttoprimärproduktion, NPP: Nettoprimärproduktion, NEP: Nettoökosystemproduktion, NBP: Nettobiomproduktion (aus MUND 2004, vereinfacht nach SCHULZE et al. 2000, 2009b).

<sup>6)</sup> engl. gross primary production.

<sup>7)</sup> Bei der C-Sequestrierung wird Kohlendioxid im Zuge der Photosynthese aus der Atmosphäre abgeschieden und in Form von Kohlenstoff in Wald-Biomasse eingebaut (SEDJO & SOHNGEN 2012). Sie ist eine Form von negativer Emission, durch die der Kohlenstoff den Strahlungseffekten in der Atmosphäre entzogen ist (SIERRA et al. 2021).

<sup>8)</sup> Als Naturschutzwälder werden hier Wälder bezeichnet, die einen Schutzstatus haben, der natürliche dynamische Prozesse zulässt (WWF & IUCN 1996); im Gegensatz zu Naturwäldern (COMMARMOT & BRANG 2011, PARVIAINEN 2005) können sie auch aus Pflanzung hervorgegangen sein.

<sup>9)</sup> Holz besteht wie auch sonstige pflanzliche Biomasse im Durchschnitt zu etwa 50 Prozent seiner Trockenmasse aus Kohlenstoff (BURSCHEL et al. 1993). Die Menge des in einem Wald gespeicherten Kohlenstoffs (Waldspeicher) ist daher von der vorhandenen Menge an Holz (Holzvorrat) bzw. Biomasse abhängig.

<sup>10)</sup> Unter Deposition versteht man die Ablagerung von Stoffen unterschiedlicher Zusammensetzung aus der Erdatmosphäre auf die Erdoberfläche bzw. Vegetation.

<sup>11)</sup> Die äquivalente Menge an CO<sub>2</sub> wird nach dem Verhältnis der molaren Massen von C (12) zu CO<sub>2</sub> (12 + 2\*16 = 44) durch Multiplikation einer Menge von C mit 44/12 berechnet.

Primärwälder gibt es heute vor allem dort, wo Böden für landwirtschaftliche Nutzung ungeeignet sind (GRATZER et al. 2012). Aber selbst in sehr abgelegenen Gebieten haben Weide und Brandrodung ihre Spuren hinterlassen. Ergebnis der Nutzungsgeschichte der Wälder sind Bodenversauerung, Bodenverdichtung, Bodenerosion mit Humusverlust und Flachgründigkeit. Viele heutige Waldstandorte haben oft mehrere Phasen landwirtschaftlicher Nutzung hinter sich (KÜSTER 2013).

Auch zahlreiche aus heutiger Sicht vermeintlich unberührte Wälder haben eine recht intensive menschliche Nutzungsgeschichte durchlaufen. So wurde im Białowieża-Wald in Polen und Belarus bereits im frühen Mittelalter Ackerbau und Viehzucht betrieben, anthropogene Feuer reichten bis ins 20. Jahrhundert und die intensive Hege der großen Pflanzenfresser, vor allem der Elche, für die königliche Jagd hat die Anteile der Mischbaumarten und die Artenvielfalt dramatisch verändert. Die Baumartenzusammensetzung wurde deswegen stark in Richtung der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) verändert (GRATZER et al. 2012, NIKLASSON et al. 2010, VON GADOW et al. 2021). Die Bezeichnung des Białowieża-Waldes als Primärwald ist deshalb in Frage zu stellen (COMMARMOT & BRANG 2011, FALIŃSKI 1986).

Primärwälder sind nicht grundsätzlich struktur- oder artenreich, Buchen-Primärwälder der gemäßigten Zone bestehen nur aus einer oder wenigen Baumarten und sind gleichzeitig arm an Pflanzen- und Tierarten, die Artenvielfalt nimmt erst nach einer Störung wieder zu (COMMARMOT & BRANG 2011). Zur Beurteilung der Bedeutung von Wäldern für den Klimaschutz eignen sich Primärwaldökosysteme nur dann, wenn sie größere Teile einer Landschaft bedecken und wenn alle Entwicklungsstadien, insbesondere auch Zerfalls- und Verjüngungsphasen<sup>12</sup>, darin vorkommen. Primärwälder sind heute wie alle Wälder einem stofflichen Eintrag aus der Atmosphäre ausgesetzt, der eine teilweise düngende Wirkung hat. Deshalb und durch den Klimawandel werden sich auch das Artenspektrum und die Struktur von Primärwäldern verändern.

In frühen Stadien der Waldentwicklung ist die Akkumulation von Biomasse eng mit der NPP verbunden, in alten Wäldern kann die Sterblichkeit gleich hoch oder höher sein als die NPP und somit die Biomasseakkumulation nahe bei null

liegen oder negativ werden (GRIER et al. 1989). Primärwald-Landschaften streben bei konstantem Klima einem Fließgleichgewicht zu. Die Bäume sterben früher oder später ab, ihr Holz wird zersetzt und CO<sub>2</sub> entweicht in die Luft, der Wald verjüngt sich, das Durchschnittsalter der Bäume ändert sich nicht (SCHERZINGER 1991). Diese Wälder sind kohlenstoffneutral, sie sind weder Senke noch Quelle für Kohlenstoff (KÖRNER 2003 und 2017, MALMSHEIMER et al. 2011, PAUL et al. 2021, PUGH et al. 2019, STILLHARD et al. 2022).

So zeigen Primärwälder der Slowakei Langzeit-Muster mit Phasen von Akkumulation und Zusammenbruch (KORPEL 1995). Der Holzvorrat<sup>13</sup> der lebenden Bäume erreicht am Ende der Optimalphase<sup>14</sup> ein Maximum, liegendes Totholz indessen erst in der Zerfallsphase, die mit beginnender Naturverjüngung in die Verjüngungsphase übergeht (COMMARMOT & BRANG 2011). Der altersbedingte Rückgang der oberirdischen Biomasse wird oft durch das Absterben großer, dominanter Bäume verursacht (z. B. XU et al. 2012). Auch in den Primärwäldern der Slowakei erreichen nur wenige Bäume ihr biologisches Maximalalter, sondern sterben früher durch holzzeretzende Pilze (COMMARMOT & BRANG 2011, KORPEL 1995). Eine störungsbedingte Baumsterblichkeit hat ähnliche Auswirkungen auf den Holzvorrat wie die altersbedingte Mortalität (TAYLOR & MACLEAN 2005). Anlässlich der zu erwartenden Klimadynamik gibt dies zu bedenken, denn vermehrter Stress durch Dürre und Insekten bringt zuerst die Altbäume zum Absterben (SCHUSTER et al. 2008).

Ein Schwerpunkt europäischer Rest-Primärwälder liegt anscheinend im Bereich der Karpaten (BIRIŞ & VEEN 2005), wobei man wie im Białowieża-Wald oftmals eher von Old-growth Forests (siehe unten) sprechen sollte. Beispielsweise war das Gebiet um den Rote-Turm-Pass (Pasul Turnu Roșu; Trajanspforte) in den Südkarpaten, dessen Wälder von SCHICKHOFER & SCHWARZ (2019) als Primärwälder kartiert wurden, bereits von den Römern besiedelt und im 15. Jahrhundert brachen osmanische Heere hier mehrmals von Süden her in Siebenbürgen ein. Während des Ersten und Zweiten Weltkrieges wurden diese Wälder durch schwere Kämpfe stark in Mitleidenschaft gezogen (SCHULZE et al. 2020b). Auch im Buchenwaldgebiet von Uholka-Shyrokyi

Luh in den ukrainischen Karpaten wurden auf 19 % der Fläche Spuren menschlicher Anwesenheit festgestellt, jahrhundertelange intensive Viehweide drückte dort die Waldgrenze mancherorts um 100 bis 200 Höhenmeter herab, teilweise wurde auch Holz geschlagen (HAMOR & BRÄNDLI 2013). Auch die von MEYER et al. (2002) untersuchten albanischen Buchen-Primärwälder weisen Spuren menschlicher Nutzung auf.

Aber wo liegen die Grenzen des Holzvorrats in Primär- und Naturschutzwäldern? KEITH et al. (2009) verstehen unter der Kohlenstofftragfähigkeit einer Waldlandschaft die Menge an Kohlenstoff, die unter den vorherrschenden Umweltbedingungen und natürlichen Störungsregimen, aber ohne anthropogene Beeinflussung, akkumuliert werden kann. In Buchen-Naturwaldreservaten werden Vorräte zwischen 200 und 900 Vorratsfestmetern<sup>15</sup> je Hektar<sup>16</sup> gemessen (BLASCHKE et al. 2018, CHRISTENSEN et al. 2007, ENDRES & FÖRSTER 2010, SCHULZE et al. 2021), anhand eines Rückganges der Lebendvorräte zeichnet sich in einigen Fällen ein Übergang in die Zerfallsphase ab bei gleichzeitig steigenden Totholzmengen (ENDRES & FÖRSTER 2010). Werte aus Waldreservaten stammen meist aus vorratsreichen Phasen der Waldentwicklung und sind deshalb nicht zur Herleitung natürlicher landschaftsbezogener Vorräte geeignet.

In Buchen-Primärwäldern der Slowakei liegen die Holzvorräte zwischen 250 und 800 Vorratsfestmetern je Hektar (KORPEL 1995). In Zerfallsstadien, die dort auf knapp 50 % der Fläche vorkommen und 50 bis 70 Jahre lang dauern, sinkt der lebende Holzvorrat auf 40 bis 70 Prozent des Maximalvorrates ab (vgl. DROEBLER & MEYER 2006), ein kompletter Zyklus dauert 230 bis 250 Jahre. Die Buchen (Rotbuche; *Fagus sylvatica* L.) in der Slowakei sind im Durchschnitt 90 Jahre alt, Buchen in den bewirtschafteten Wäldern in Deutschland haben dagegen ein Durchschnittsalter von 100 Jahren (BWI 2012a). Die Standorte in der Slowakei liegen in Meereshöhen zwischen 500 und 1.220 Metern über NN bei durchschnittlichen Niederschlägen zwischen 700 und 1.000 Millimetern pro Jahr, meist in Nord-Exposition, die Böden sind überwiegend tiefgründige Braunerden mittlerer Basenausstattung und guter Wasserspeicherkapazität.

Buchen-Primärwälder in Albanien mit geringen Anteilen beigemischter Weiß-

<sup>12</sup> In der Zerfallsphase bricht ein Wald der Optimalphase nahezu gleichzeitig, manchmal auch großflächig zusammen mit nachfolgender Naturverjüngung (REMMERT 1992). Die Zerfallsphase kann durch Überalterung oder exogene Störungen, z. B. Sturm, Trockenheit, eingeleitet werden (SCHERZINGER 2005). Die verschiedenen Entwicklungsstadien sind allerdings nicht einheitlich definiert (MEYER et al. 2002).

<sup>13</sup> Der Holzvorrat ist die Menge an Holz in Kubikmetern, meist bezogen auf einen Hektar.

<sup>14</sup> Wälder der Optimalphase sind durch einen hohen Holzvorrat gekennzeichnet, alle Bäume haben ein ähnliches Alter, bei der Buche sind in diesem Stadium artenarme Hallenbestände häufig. In der Optimalphase sind bewirtschaftete und nicht bewirtschaftete Wälder einander sehr ähnlich (REMMERT 1992).

<sup>15</sup> Ein Vorratsfestmeter (= m<sup>3</sup>) ist der Rauminhalt eines stehenden Baumes oder Baumbestandes in m<sup>3</sup> fester Holzmasse an Derbholz mit Rinde.

<sup>16</sup> 1 Hektar = 10.000 Quadratmeter.

Tanne (*Abies alba* Mill.), Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arnold), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.) untersuchten MEYER et al. (2002), sie befinden sich zwischen 1.300 und 1.500 Meter über NN in Hanglagen unterschiedlicher Exposition auf humusreichen, sehr gut basenversorgten Braunerden. Die Jahresniederschläge liegen durchschnittlich bei 2.200 Millimetern und die Jahresdurchschnittstemperatur bei etwa 6°C. Eine ausgeprägte Trockenperiode existiert nicht. Die Holzvorräte lagen zum Untersuchungszeitpunkt zwischen 558 und 807 Vorratsfestmetern je Hektar, wobei eine Abstufung der Vorräte in Abhängigkeit von der Bodenfruchtbarkeit, d. h. der Wasserversorgung, zu erkennen ist. Die Totholzvorräte sind vergleichsweise gering, was die Autoren auf die rasche Zersetzung des Buchentotholzes zurückführen. Flächen in der Zerfallsphase nahmen einen relativ geringen Anteil ein, die Optimalphase überwog.

Primärwald-Landschaften der mit unserer Buche verwandten Orient-Buche (*Fagus orientalis* Lypski) im Iran haben mittlere Vorräte von 336 Vorratsfestmetern je Hektar bei einer Jahresmitteltemperatur von 9°C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 1.380 Millimetern auf tiefgründigen Karbonat-Böden (HÖLLERL et al. 2012). Damit verglichen ist der mittlere Vorrat der bewirtschafteten Buchenwälder in Deutschland mit 356 Vorratsfestmetern



**Abb. 3** Podsol unter Wald aus Fließerde in der Eifel (Rheinisches Schiefergebirge) mit Rohhumusaufgabe, vergrautem Oberboden und einem dunkelbraun gefärbten Humus-Eisen-Anreicherungshorizont, der Boden ist sehr basenarm (Aufn.: R. IRSLINGER).

je Hektar sehr hoch. Bewirtschaftete Buchenwälder haben nach NORD-LARSEN et al. (2019) und SCHULZE et al. (2021) ähnliche, teilweise auch höhere (SMITH 1994) Lebendvorräte als unbewirtschaftete. Nadelwälder haben bei uns einen um ein Drittel höheren Vorrat im Vergleich zu Laubwäldern (HENNIG et al. 2019b).

Die Landschaft von Uholka-Shyrokyi Luh beherbergt auf 9.000 Hektar den größten europäischen annähernd ursprünglichen Wald mit fast reiner Rotbuche in feuchten und humiden Buchenwaldgesellschaften auf tiefgründigen, gut basenversorgten Braunerden aus Flysch (BRÄNDLI & DOWHANYTSCH 2003, COMMARMOT et al. 2013, HAMOR & BRÄNDLI 2013). Er liegt in einer Höhenlage von 400 bis 1.400 Metern über NN, das Klima ist atlantisch getönt, in 430 Metern über NN liegt die Jahresdurchschnittstemperatur bei 7,7°C, die mittlere Temperatur im Juli bei 17,9°C und die mittlere Januartemperatur bei -2,7°C (1990 bis 2010), der mittlere Jahresniederschlag betrug im Zeitraum von 1980 bis 2010 1.134 Millimeter, wovon 50 bis 60 Prozent während der Vegetationsperiode fielen, die Schneedecke ist normalerweise 40 bis 60 Zentimeter, an manchen Stellen bis zu 100 Zentimeter hoch (HAMOR et al. 2013). Die Schmelzwässer im Frühjahr sorgen für einen hohen Bodenwasservorrat bis weit in den Sommer hinein. Diese für die Buche optimalen Standortfaktoren ermöglichen Vorräte zwischen 400 und 650 Festmetern je Hektar (BRÄNDLI & DOWHANYTSCH 2003). Einzelne Buchen können 450 bis 500 Jahre alt werden, wobei ab einem Alter von 150 Jahren sehr häufig holzerstörende Pilze auftreten. Es scheint, dass die meisten Alt-Buchen ihre natürliche Lebensspanne erreichen, bevor sie 80 Zentimeter dick sind (COMMARMOT et al. 2013, STILLHARD et al. 2022). Diese Buchenwälder befinden sich aktuell zum großen Teil am Ende der Optimalphase, daher hat die Sterblichkeit im ersten Jahrzehnt des 21. Jahrhunderts wegen des hohen Alters der Bäume und wegen der Stürme 2007 und den Nassschneefällen 2009 zugenommen (COMMARMOT et al. 2013).

Eine erneute Inventur 2019 ergab für die Buchenwälder in Uholka-Shyrokyi Luh keine signifikante Veränderung im lebenden Holzvorrat (2010: 578 Vorratsfestmeter je Hektar, 2019: 584 Vorratsfestmeter je Hektar) und in wichtigen waldstrukturellen Parametern, z. B. der Grundfläche. Damit kommt diese Waldlandschaft einem „steady-state“<sup>17</sup> recht nahe (STILLHARD et al. 2022). Zweifelhaft ist, ob dieser Zustand im Klimawandel mit häufigeren Trockenperioden aufrechterhalten werden kann (STILL-

HARD et al. 2022), es besteht das Risiko, dass diese Wälder zur großflächigen C-Quelle werden, hohe Bäume in alten Wäldern sind am stärksten vom Absterben bedroht (MCDOWELL & ALLEN 2015).

Ein wissenschaftlich belastbarer Vergleich von Vorräten in den ukrainischen, slowakischen und albanischen Primärwäldern mit denen von Wirtschaftswäldern bei uns wäre nur bei gleicher Standortsqualität und auf Landschaftsebene statthaft. Die Produktivität der Standorte in der Slowakei, Albanien und in Uholka-Shyrokyi Luh liegt weit über denen in Deutschland, insofern können keine Rückschlüsse auf potenzielle Buchenvorräte bei uns abgeleitet werden. Ein Vergleich ist auch deshalb schwierig, weil die genannten Wälder ihren ursprünglichen Humusgehalt behalten haben, während unsere Buchen-Standorte als Folge historisch devastierender Nutzung wie Waldweide und Streunutzung hohe Boden-C-Verluste aufweisen (siehe POEPLAU et al. 2011). Die Waldböden in Deutschland haben zudem geringere mittlere nutzbare Wasserspeicherkapazitäten, viele Waldböden sind pseudovergleyt mit hochanstehendem Stauwasser, wodurch sommerlicher Wasserstress vorprogrammiert ist.

Am ehesten vergleichbar mit den Wäldern von Uholka-Shyrokyi Luh sind die Buchenwälder im Sihlwald im Schweizer Mittelland, die seit 30 Jahren nicht mehr bewirtschaftet werden. Sie liegen auf 500 bis 915 Metern über NN, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7 bis 8°C bei -1°C im Januar und 17°C im Juli, der Jahresdurchschnittsniederschlag liegt bei 1.200 bis 1.300 mm. Die Wachstumsbedingungen für die Buche sind also ähnlich wie in Uholka-Shyrokyi Luh, der durchschnittliche Vorrat lag im Sihlwald im Jahr 2000 bei 524 Vorratsfestmetern je Hektar (COMMARMOT et al. 2005).

Auch Primärwälder in der kühl-gemäßigten feuchten Zone Neuseelands befinden sich auf nationaler Ebene in einem Fließgleichgewicht (PAUL et al. 2021). Großräumige Waldinventuren in den Jahren 2002 und 2014 erfassten die komplette lebende Biomasse einschließlich der Wurzeln, des Totholzes und der Streuauflage, jedoch ohne den Kohlenstoff des Mineralbodens, und fanden einen durchschnittlichen Vorrat von 227,0 Tonnen C pro Hektar, Totholz und Streu hatten daran einen Anteil von 27 Prozent. Die C-Vorräte variieren zeitlich stark, in der Verjüngungsphase liegen sie bei nur 53,6 Tonnen C pro Hektar, in Wäldern der Optimalphase liegt der mittlere C-Vorrat bei 252,4 Tonnen C je Hektar.

Auch die Produktivität der neuseeländischen Primärwälder sinkt bereits ab sehr jungem Alter kontinuierlich. Bei einem Vorrat von etwa 108 Tonnen C (430 Kubikmeter) je Hektar, wird der

<sup>17)</sup> Trotz laufender Energiezu- und -abfuhr bestehendes Gleichgewicht in einem offenen System (Fließgleichgewicht).

Bestand wegen der sich akkumulierenden Streuauflage und des Totholzes zu einer Kohlenstoffquelle (Abb. 5). Die C-Senke im Inventurintervall 2002/2014 ist null. Die Kohlenstoffvorräte schwanken um ein langfristiges Gleichgewichtsniveau zwischen Wachstum und Sterblichkeit.

Im Gegensatz zum Primärwald kann ein „Old-Growth Forest“ eine intensive Nutzungsgeschichte hinter sich haben. Old-Growth Forests befinden sich in einem späten Entwicklungsstadium, zumindest ein Teil der Bäume hat ihr maximales Alter erreicht (WWF & IUCN 1996). Auf Landschaftsebene überlappen sich die verschiedenen Phasen der Waldentwicklung gegenseitig (CHRISTENSEN et al. 2007, COMMARMOT et al. 2013, KORPEL 1995, REMMERT 1992, SCHERZINGER 1991 und 2005). HILBERT & WIENSCZYK (2007) sowie GUNDERSEN et al. (2021) sehen Old-growth Forests im Endstadium der Bestandesentwicklung in einer Art Gleichgewichtszustand mit einer NEP nahe null. NORD-LARSEN et al. (2019) finden ein Gleichgewicht mit stabilem Biomassebestand und ohne signifikante C-Senke im Suserup-Buchenwald auf der Insel Sjaelland im Osten Dänemarks. Sie kommen zu dem Schluss, dass mit Ausnahme von Totholz die Akkumulation von Kohlenstoff in den Hauptpools nach mehr als 6.000 Jahren Waldkontinuität (HANNON et al. 2000) und 200 Jahren fast ohne Waldbewirtschaftung (HEILMANN-CLAUSEN et al. 2007) nicht größer ist als der von nur 100 Jahre alten bewirtschafteten Buchenwäldern.

Definitionen von Old-growth Forests sind willkürlich, eine Waldinventur im Uholka-Shyrokyi Luh Buchenwald-Gebiet hat ergeben, dass alte Bäume nicht zwangsläufig sehr groß und die größten Bäume in der Regel nicht die ältesten sind (COMMARMOT et al. 2013). Es ist unklar, ab wann ein Wald als Old-growth Forest gelten kann. Wegen des hohen Alters der Bäume binden Old-growth Forests auf Landschaftsebene mittelfristig keinen weiteren Kohlenstoff mehr, eine hohe Mortalität der Altbäume, die natürliche Störungsdynamik und ein Reichtum an Totholz sind Bestandteile einer Landschaft mit Old-growth Forests (CHRISTENSEN et al. 2005, HILBERT & WIENSCZYK 2007, MCDOWELL et al. 2020, MEYER et al. 2021, XU et al. 2012). Aus Naturschutzsicht ist strittig, ob und wie so alte Baumbestände bewirtschaftet werden sollen, um ihren Zustand zu erhalten. Eine Beobachtung ihrer langfristigen Dynamik unter dem Einfluss des Klimawandels ist angezeigt.

LUYSSAERT et al. 2008 fanden, dass Wälder ab einem Alter von über 200 Jahren durchschnittlich 2,5 Tonnen C binden, davon 1,1 Tonnen C in der lebenden oberirdischen Biomasse und 1,4 Tonnen C in Wurzeln und organischer Bodensubstanz. Demnach sind sie aktuell Kohlenstoff-Senken (siehe auch CAREY et al. 2001, DESAI et al. 2005, KNOHL et al. 2003). Die NEP der unter-



Abb. 4 Primärwald am Milford Sound auf der Südinsel Neuseelands (Aufn.: R. IRSLINGER).

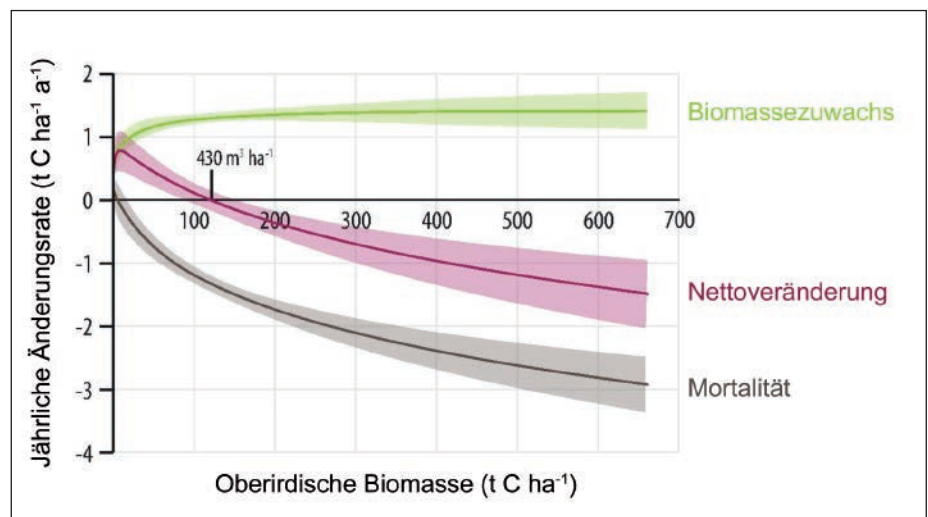


Abb. 5 Jährliche Nettoveränderung des oberirdischen C der lebenden Biomasse (rote Linie) in Neuseelands Primärwald. Die obere (grüne) Linie stellt die jährliche Zunahme des oberirdischen C aus wachsenden Bäumen dar, die untere (braune) Linie die jährlichen Verluste an oberirdischem Kohlenstoff durch Mortalität (nach PAUL et al. 2021; lizenziert unter <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

suchten Wälder erreicht im Alter von 30 Jahren einen Wert von 4,0 Tonnen C je Jahr und Hektar, im Alter von 300 Jahren sinkt diese gegen null (siehe auch PREGITZER & EUSKIRCHEN 2004). Die Daten in LUYSSAERT et al. (2008) sind Flussdaten, sie repräsentieren die NEP und geben keine Auskunft über die Höhe des Waldspeichers. Auch Wälder im Fließgleichgewicht können über Jahrzehnte hinweg temporäre C-Senken sein, wenn sie beispielsweise im Anschluss an eine Zerfallsphase die verlorene Biomasse reakkumulieren. Die Daten von

LUYSSAERT et al. (2008) stammen überdies aus Plot-Studien und sind nicht repräsentativ für landschaftliche Einheiten. Außerdem kommen Old-growth Forests auch in völlig unberührten Waldwildnis-Landschaften aufgrund der mit dem Alter steigenden kumulativen Wahrscheinlichkeit von Störungen nur selten vor, wenn nämlich großflächige Störungen über Jahrhunderte ausbleiben (LEIBUNDGUT 1982, LUYSSAERT et al. 2008, SCHELHAAS et al. 2013).

Old-growth Forests im Fließgleichgewicht können diesen Zustand nach Dün-



**Abb. 6** Der Lebensraum des Hirschkäfers (*Lucanus cervus L.*) sind lichte Wälder mit hohem Anteil von Eichen (Aufn.: R. IRSLINGER).

gung mit CO<sub>2</sub> und Stickstoff (N) aus der Luft verlassen. Da der Wald Photosynthese „nach Bedarf“ betreibt (KÖRNER 2020), ermöglicht ein erhöhter CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre in Kombination mit der Deposition von Stickstoff einen Wachstumsantrieb (GRACE & RAYMENT 2000). Ein höheres Zuwachsniveau ist inzwischen für viele Waldökosysteme in Europa Realität, die Wälder werden dadurch verstärkt

zur C-Senke (LUYSSAERT et al. 2008, SCHULZE et al. 2009a), angesichts des Klimawandels und rückläufiger N-Deposition aber nur temporär.

Schnelleres Wachstum durch N- und CO<sub>2</sub>-Düngung führt zunächst zu einer höheren C-Sequestrierung, nicht aber zu einer dauerhaften Vergrößerung des Waldspeichers (KÖRNER 2020), weil die Verweildauer des Kohlenstoffs im Ökosystem verkürzt wird und der

überhöhten Sequestrierung eine Welle der CO<sub>2</sub>-Freisetzung folgt (BRIENEN et al. 2020, KÖRNER 2017). Deshalb ist zu erwarten, dass ein großer Teil dieses Kohlenstoffs einschließlich des Bodenkohlenstoffs zeitnah wieder zurück in die Atmosphäre gelangt (GUNDERSEN et al. 2021) und künftig das Klima belastet, wenn vermehrt Trockenperioden auftreten.

Primärwälder haben wie Old-growth Forests deshalb keine echte Referenzfunktion (BRIENEN et al. 2020), auch, weil ihre Dynamik das historische Klima widerspiegelt, nicht die zu erwartende Klimazukunft. Der aktive Waldumbau heute muss aber die künftige Klimaentwicklung zu antizipieren versuchen. Abgesehen davon, dass die Eutrophierung der Wälder nicht von Dauer sein wird (VIVANCO et al. 2018), bedeutet dies, dass aktuell in Old-growth Forests gemessene C-Sequestrierungsraten nicht dazu verleiten dürfen, Wälder aus Klimaschutzgründen älter werden zu lassen.

In Naturschutzwäldern ist nach COMMARMOT & BRANG (2011) und WWF & IUCN (1996) die Bewirtschaftung eingestellt. Sie enthalten Anzeichen früherer Nutzung, sind aber im Wesentlichen aus den Baumarten zusammengesetzt, die auch in der natürlichen Waldgesellschaft vorkommen. In einen Primärwaldzustand zurückversetzen lassen sich Naturschutzwälder allerdings nicht ohne Weiteres (FORD & KEETON 2017, PAILLET et al. 2015), selbst wenn die Walddynamik in Abwesenheit anthropogener Störungen, z. B. durch Tourismus, abliefe und der CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre sowie



**Abb. 7** Blick auf die Südwestseite des Nationalparks Harz mit dem Brocken (1.142 Meter über NN). Die Fichtenwälder befinden sich großflächig in der Zerfallsphase und sind eine riesige CO<sub>2</sub>-Quelle (Aufn.: R. MÜLLER).



**Abb. 8** Buchenbestand in der Zerfallsphase im Totalreservat Heilige Hallen (Gemeinde Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg) (Aufn.: R. IRSLINGER).

die N-Deposition auf ein vorindustrielles Maß zurückgeführt wäre. MEYER et al. (2021) fanden in Buchen- und Eichenmischwäldern Niedersachsens, die seit mehreren Jahrzehnten nicht mehr genutzt werden, einen asymptotischen Anstieg der Biomassevorräte.

Auch Naturschutzwälder erreichen die Zerfallsphase, bis aber alle Phasen der Waldentwicklung in einer Landschaft nebeneinander vorkommen, dauert es mehrere Jahrhunderte (siehe HILBERT & WIENSCZYK 2007, SCHALL et al. 2021). Unter der Dynamik von Naturschutzwäldern leiden häufig die Eiche und die Hainbuche (z. B. SCHMIDT 2000), da sie der konkurrenzstarken Buche unterlegen sind. In Eichen-Buchenwäldern im Schweizer Mittelland nahm im Laufe von 50 Jahren natürlicher Sukzession die Sterblichkeit der Eiche zugunsten der Buche zu (ROHNER et al. 2012). Analog stellten HEIRI et al. (2009) in Buchenwaldreservaten einen Artenrückgang mit zunehmender Dominanz der Buche fest. Dies kann zu strukturalarmen reinen Buchenwäldern führen (NORD-LARSEN et al. 2019). Diese Entwicklung ist aus Gründen der Stabilität der Wälder bei künftig häufigeren Trockenperioden kritisch zu sehen.

### Volle Speicher im Deutschen Wald

Wälder haben, insbesondere wenn sie bewirtschaftet werden, von allen Ökosystemen die beste Ökobilanz, wenn es um Klimaschutz geht. Bäume sind solarbetriebene Holzproduzenten, Wälder können einen hohen Teil der NPP in Form von Holz lange speichern, Holz ist der bedeutendste nachwachsende Rohstoff in Deutschland. Ein Vorratsfestmeter Holz enthält je nach Baumart und Feuchte etwa 0,5 Tonnen absolut tro-

ckenes Holz (SCHARDT 2006; KNAUF & FRÜHWALD 2013), darin sind nach IPCC im Mittel aller Baumarten 250 Kilogramm C enthalten, einem Vorratsfestmeter im Wald stehenden oder frisch gefällten Holzes entsprechen 917 Kilogramm gebundenes CO<sub>2</sub>.

Nachhaltige Waldwirtschaft mindert den Waldspeicher einer Landschaft nicht (BOURIAUD et al. 2019), da die Summe aus Nutzung und Störungen unter oder höchstens auf dem Niveau des Zuwachses liegt und weil Waldpflege Kalamitäten<sup>18</sup> verhindern kann. Der Holzvorrat ist in Deutschland inzwischen so hoch wie seit dem Mittelalter nicht mehr, der Tiefstand der Bewaldung lag Anfang des 19. Jahrhunderts. Diese Kulturleistung ist ein grandioser Gemeinschaftserfolg der Förstinnen und Förster, die diesen hochbevorrateten Wald nach fast vollständiger Verwüstung in nur zweihundert Jahren wieder aufgebaut haben. Die Differenz zwischen der Kohlenstofftragfähigkeit und dem aktuellen Kohlenstoffbestand einer Landschaft ermöglicht eine Schätzung des zusätzlichen Bindungspotenzials für Kohlenstoff. Die C-Senke Wald tendiert mittlerweile gegen null, weil unser Wald der maximal möglichen Kohlenstofftragfähigkeit inzwischen recht nahe ist. Angesichts der hohen Vorräte in Deutschland besteht im Hinblick auf die zu erwartende Störungsdynamik kein Spielraum mehr nach oben.

Auf 45 Prozent der deutschen Waldfläche wachsen Laubbaumarten, auf 55 Prozent Nadelbaumarten. Der Anteil der Laubbäume ist seit 2002 um rund 7 Prozent gestiegen, Mischwälder<sup>19</sup> wachsen auf 76 Prozent der Waldfläche Deutschlands, auch hier mit steigender Tendenz (BMEL 2018b). Die Entwicklung weg von reinen Nadelwäldern hin zu standortgerechten, strukturreichen Misch-

wäldern kann den Auswirkungen des Klimawandels vorbeugen (SCHNABEL et al. 2021).

Deutschland ist nicht nur das waldreichste Land Mitteleuropas, sondern sein Waldspeicher ist heute ähnlich hoch wie er ohne Bewirtschaftung wäre (BOURIAUD et al. 2019, SCHULZE et al. 2019b), auf 10,8 Millionen Hektar<sup>20</sup> begehbarer Holzbodenfläche, fast einem Drittel der deutschen Landesfläche, wachsen 7,6 Milliarden Bäume mit einem Durchmesser in Brusthöhe mit Rinde ab 7 cm. Äste und Stämme dieser Dimension werden Derbholz genannt. 3,9 Milliarden Vorratsfestmeter Derbholz stehen im deutschen Wald. Zwischen 2012 und 2017 hat sich der Waldspeicher in Deutschland jährlich um weitere 49,4 Millionen Vorratsfestmeter vergrößert, was einer jährlichen Senkenleistung in dieser Zeit von 4,2 Tonnen CO<sub>2</sub> je Hektar entspricht, die Vorraterhöhung in diesem Zeitraum betrug 247 Millionen Vorratsfestmeter, das sind 22 Vorratsfestmeter je Hektar. Dabei übertrifft der Kleinprivatwald diese zusätzliche Bindungsrate mit 5,5 Tonnen CO<sub>2</sub> je Jahr und Hektar deutlich, weil weniger Holz geerntet wurde (RIEDEL et al. 2019), deshalb liegt dort der Hektarvorrat mit 418 Vorratsfestmetern auch deutlich über dem bundesdeutschen Durchschnitt (HENNIG et al. 2019a). Die Holzvorräte verteilen sich zu 61 Prozent auf Nadel- und zu 39 Prozent auf Laubbäume, Nadelbäume haben mit 390 Vorratsfestmetern je Hektar einen um ein Drittel höheren Hektar-Vorrat als Laubbäume mit 295 Vorratsfestmetern je Hektar, indes sind die Vorräte bei den Laubbaumarten relativ stärker als bei den Nadelbaumarten angestiegen. Mit einem mittleren Vorrat von 358 Vorratsfestmetern Derbholz je Hektar liegt Deutschland an der Spitze der EU, die Waldwirtschaft

**Tab. 1** Mittlere und maximale Holzvorräte, mittlere flächengewichtete Bestandesalter und Zuwächse in nicht bewirtschafteten und bewirtschafteten Laub- und Nadelwäldern (SCHULZE et al. 2021, nach BWI 2012b).

	Laubwald ( <i>Fagus</i> )		Signifikanz	Nadelwald ( <i>Pinus</i> )		Signifikanz
	unbewirtschaftet	bewirtschaftet		unbewirtschaftet	bewirtschaftet	
Mittlerer Holzvorrat (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> Lebend- und Totholz)	435 ± 34, n = 332	366 ± 6, n = 9104	***	421 ± 37, n = 308	425 ± 6, n = 15073	n. s.
Maximaler Holzvorrat (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> Lebend- und Totholz, ab inkl. 95. Perzentil)	981 ± 148, n = 46 von 732	919 ± 195, n = 776 von 15519	n. s.	1118 ± 202, n = 43 von 859	1098 ± 201, n = 1456 von 29113	n. s.
Mittleres flächengewichtetes Bestandesalter (Jahre)	115	101		94	69	
Zuwächse (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	8,99 ± 0,9, n = 327	10,28 ± 0,16, n = 8746	***	9,01 ± 1,04, n = 271	13,95 ± 0,16, n = 14219	***

<sup>18)</sup> Eine (Wald-)Kalamität ist ein großflächiges Schadereignis, das durch Trockenheit, Stürme, Schnee, Insekten oder Pilze ausgelöst werden kann.

<sup>19)</sup> Ein Mischwald besteht aus mindestens zwei botanischen Gattungen von Bäumen, wobei jede mindestens 10 % Flächenanteil hat (BMEL 2018b).

<sup>20)</sup> Es wird von einer konstant bleibenden Waldfläche in Deutschland ausgegangen.



in Deutschland ist demnach unbestritten nachhaltig. Auch im globalen Maßstab liegen diese Werte im Spitzenbereich (FAO 2020).

Im Zeitraum von 2002 bis 2012 wurden in Deutschland durchschnittlich 76 Millionen Erntefestmeter ohne Rinde<sup>21</sup> genutzt, wobei deutlich mehr hätte geerntet werden können (BMEL 2018b). Folge dieser Zurückhaltung beim Holzeinschlag sind die aktuell hohen Vorräte. Die offizielle Statistik umfasst allerdings nur die gehandelte Holzmenge, der Brennholzeinschlag im Kleinprivatwald ist darin nicht enthalten (SCHULZE et al. 2020a). Holzernte und natürliches Absterben von Bäumen erreichten in der Periode 2012 bis 2017 nur 76 Prozent des Zuwachses, die restlichen 24 Prozent gingen in den Vorratsaufbau (SCHMITZ 2019). Die Nutzung der Nadelbäume lag mit 7,4 Erntefestmetern je Jahr und Hektar mehr als doppelt so hoch wie die der Laubbäume mit 3,4 Erntefestmetern (HENNIG et al. 2019a und 2019b). Ein Abbau der Vorräte durch Nutzung steht in Deutschland nicht zur Diskussion.

Der Wald in Deutschland ist im Durchschnitt 77 Jahre alt, am ältesten sind Eichen mit 102, Buchen mit 100 und Tannen mit 96 Jahren. Die Fläche der Altbestände über 100 Jahre ist gegenüber 2002 um 393.000 Hektar angewachsen (BMEL 2018b), die Flächen mit Bäumen älter als 120 Jahre haben um 12 Prozent zugenommen. Dies trifft auch für Bau-

marten wie Esche, Ahorn und Hainbuche zu, ein Indiz für eine Zunahme der natürlichen Verjüngung und der Baumartenvielfalt. Allerdings leiden Eschen in jüngster Zeit unter dem Eschentriebsterben (Falsches Weißes Stengelbecherchen, *Hymenoscyphus pseudoalbidus*) (GROSS et al. 2013). Entsprechend hat der Vorrat an dickerem Holz ab 50 Zentimeter Brusthöhendurchmesser deutlich zugenommen, gegenüber 2012 um 20 Prozent, eine im Hinblick auf den Artenschutz erfreuliche Entwicklung, weil diese Bäume mehr Grobkorke und Kronentholz haben. Unsere Wälder werden zu 85 Prozent natürlich verjüngt. Eine Fortdauer dieser zunehmenden Alterung der Waldbestände wäre allerdings höchst bedenklich, weil dadurch die Chancen für ein Gelingen der Naturverjüngung sinken und die Wälder mit zunehmendem Alter an Stabilität einbüßen (siehe LANGER 2019, LANGER et al. 2020, MCDOWELL & ALLEN 2015, SCHUSTER et al. 2008).

Die großflächigen Nachkriegsaufforstungen mit überwiegend Fichten sind erst fünfzig bis siebzig Jahre alt (BMEL 2018b). Im Zuge der Reparationshiebe wurden nach dem Zweiten Weltkrieg zehn Prozent der damaligen Waldfläche kahlgeschlagen, auch wurden beträchtliche Holzmengen für den Wiederaufbau sowie zum Heizen und Kochen benötigt, aus der Not heraus wurde viel Holz illegal eingeschlagen. In den ersten Nach-

kriegsjahren wurde neun- bis 15-mal mehr Holz geschlagen, als nachwachsen konnte – das Prinzip der Nachhaltigkeit war vorübergehend außer Kraft gesetzt (BMEL 2019). Die Kahlschläge wurden meist mit Fichten und Kiefern wieder aufgeforstet, weil nur diese Baumarten mit den extremen Bedingungen einer Kahlfäche zurechtkommen.

In der Periode 2012 bis 2017 wuchsen im deutschen Wald jährlich 117 Millionen Vorratsfestmeter Holz nach, das sind 10,9 Vorratsfestmeter je Jahr und Hektar und damit etwas weniger als in der vorhergehenden Periode mit 11,3 Vorratsfestmetern. Von den weit verbreiteten Baumarten wächst die Fichte mit 15,3 Vorratsfestmetern pro Jahr und Hektar am schnellsten, gefolgt von der Buche mit 10,3 Vorratsfestmetern. Den größten Zuwachs haben Douglasien mit 18,9 Vorratsfestmetern und Tannen mit 16,3 Vorratsfestmetern pro Jahr und Hektar (HENNIG et al. 2019a).

Aktuell beginnt der Holzzuwachs langsam zu sinken. Das gilt für die meisten Baumarten und ist darauf zurückzuführen, dass die Flächen mit älteren Bäumen deutlich angestiegen sind (HENNIG et al. 2019b). Der laufende Hektar-Zuwachs ist in den jüngeren Altersklassen am höchsten, in diesem Alter wird auch das meiste CO<sub>2</sub> pro Jahr in der aufwachsenden Biomasse gebunden, mit zunehmendem Alter fällt der Zuwachs ab und folgt einem asymptotischen Verlauf (MEYER et al. 2021). Dabei haben Nadelbäume gerade in jüngerem bis mittlerem Alter deutlich höhere Holzzuwächse als Laubbäume, sie produzieren in viel kürzerer Zeit mehr Holz, das für längerfristige Bindung in der Nutzungskette und für die Substitution fossiler Energieträger zur Verfügung steht (HENNIG et al. 2019b).

Das Altern der Wirtschaftswälder führt deshalb auch zu einer Abnahme der CO<sub>2</sub>-Absorption, aus Klimaschutzgründen sind jedoch hohe Zuwächse unerlässlich. Die beste Klimaschutzstrategie ist daher eine rechtzeitige Nutzung verbunden mit einer frühzeitigen Einleitung der Verjüngung, um ein natürliches Absterben der Bäume zu verhindern und um den Zuwachs der nächsten Waldgeneration zu sichern (HENNIG et al. 2019b).

Legt man die ober- und unterirdische lebende Biomasse aller Bäume in deutschen Wäldern, auch derjenigen unter 7 Zentimeter Durchmesser, einschließlich der Äste, Nadeln und Wurzelstöcke zugrunde, kommt man auf einen Wert von 1,2 Milliarden Tonnen C, die darin enthalten sind, entsprechend 4,5 Milliarden Tonnen CO<sub>2</sub> bzw. 111 Tonnen C je Hektar. Auch die Bindung von C im stehenden und liegenden Totholz<sup>22</sup> mit Durchmessern größer als 10 Zentime-



Abb. 9 Etwa 17 Prozent des jährlichen Zuwachses verbleiben als Totholz im Wald (Aufn.: R. IRSLINGER).

<sup>21</sup>) Ein Erntefestmeter entspricht einem Vorratsfestmeter abzüglich von etwa 10 % Rindenanteil und von etwa 10 % Ernteverlusten (KRAMER & AKÇA 1995).

<sup>22</sup>) Zum Totholz gehören abgestorbene stehende und liegende Bäume, Ernterückstände, Äste, Zweige, Rinde, Wurzelstöcke (Stubben) und Wurzeln.

ter sowie im Totholz im Boden ist zwischen 2012 und 2017 um 0,8 Millionen Tonnen C pro Jahr gestiegen (RIEDEL et al. 2019), was einer Senkenleistung von etwa 0,1 Tonnen C je Jahr und Hektar entspricht. Totholz wie abgestorbene Äste und Wurzelstöcke unterschiedlicher Zersetzungsstadien kommt in jedem Wald vor. Störungen wie Brände oder Windwurf, aber auch das Absterben einzelner Bäume und Rückstände aus der Holzernte liefern Totholz, das nach und nach zersetzt wird. Auch bei der Beurteilung der Totholzvorräte muss die Landschaft das Bezugsmaß sein, die gesamte Totholzmenge beläuft sich aktuell auf 240 Millionen Kubikmeter, das sind etwa 22,2 Kubikmeter je Hektar, die 34 Millionen Tonnen C enthalten (THÜNEN-INSTITUT 2019). Davon sind 49 Prozent liegendes, 23 Prozent stehendes Totholz und 28 Prozent sind Wurzelstöcke (BMEL 2018b). Der Anteil unterirdischen Totholzes kann in bewirtschafteten Wäldern deutlich höher sein als in Primärwäldern (DEBELJAK 2006). Um einen dauerhaften Totholzvorrat von 20 Kubikmetern je Hektar gewährleisten zu können, ist nach KROIHER & OEHMICHEN (2010) ein Verzicht auf die Nutzung von jährlich 1 Vorratsfestmeter Holz je Hektar erforderlich. Gegenwärtig verbleiben jährlich 0,96 Vorratsfestmeter als Totholz und etwa dieselbe Menge zusätzlich an Ernteverlusten ohne Rinde im Wald (BMEL 2018b), das sind zusätzlich zum Nicht-Derbholz rund 17 Prozent der erntefähigen oberirdischen Holzmenge, hochgerechnet auf die deutsche Waldfläche ergibt das eine Menge von rund 20 Millionen Vorratsfestmetern pro Jahr. Allerdings ist für die Artenvielfalt nicht die Menge an Totholz, sondern die Vielfalt der Habitate und Baumarten entscheidend (GOSSNER et al. 2016, SEIBOLD et al. 2016).

Totholz ist ein wichtiger Faktor für die biologische Vielfalt. Viele Pilze, Flechten, Moose, Wirbellose, Vögel und Säugetiere sind, was Nahrung, Unterschlupf und Brutgelegenheit betrifft, auf Totholz angewiesen. Schlüsselbaumart für die Biodiversität der Wirbellosen ist offenbar nicht die Buche. So konnten an Buchen-Totholz vergleichsweise wenige Totholz-Käferarten gefunden werden, mehr Arten kamen im Totholz von Fichte, Kiefer, Lärche und Douglasie vor, Baumarten, deren Vorkommen auf die Waldbewirtschaftung zurückzuführen ist. Die Artenvielfalt war in Nadelwäldern größer als in Buchenwäldern, unterschiedlich dagegen nicht zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern (GOSSNER et al. 2016). Buchenholz zersetzt sich schneller als das Holz von Fichte, Kiefer und Eiche (KAHL et al.

2017, ROCK et al. 2008), Weichholzararten wie Weiden, Birken und Pappeln verrotten noch schneller (RADU 2007). Bei der Zersetzung des Totholzes gelangt der darin enthaltene Kohlenstoff unter Verbrauch von Sauerstoff als CO<sub>2</sub>-Emission in die Luft, wobei im Hinblick auf den Klimaschutz Substitutionseffekte entfallen.

Gegenwärtig werden im deutschen Wald rund 22 Millionen Specht- oder Höhlenbäume, 1 Million Biotopbäume und 741.000 Horstbäume gezählt (BMEL 2018b). Die ganz dicken Bäume werden künftig vermehrt bis zum Zerfall als Totholz im Wald bleiben und den Trend zu noch mehr Totholz verstärken, auch weil so dicke Stämme technisch schlecht verwertbar sind. Diese Entwicklung ist aus Klimasicht problematisch, da starkes Holz ein hohes Substitutionspotenzial hinsichtlich der Vermeidung fossiler Emissionen besitzt. Eine uneingeschränkte nachhaltige Holznutzung ist in Deutschland bereits heute nur auf 91 % der Waldfläche möglich (BMEL 2018b), weitere flächige Nutzungseinschränkungen bergen die Gefahr, dass die Totholzvorräte in den bewirtschafteten Wäldern wegen der Verknappung der Ressource Holz wieder zurückgehen und segregative Waldbewirtschaftung zunimmt<sup>23</sup>.

Lebende und tote Wald-Biomasse zusammen ergeben rund 4,6 Milliarden Tonnen CO<sub>2</sub>. Die Anreicherung von noch mehr Totholz würde jedoch nur scheinbar dem Klimaschutz zugute kommen, da z. B. in Dürreperioden das Risiko großer CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Brände (JANDL et al. 2007) dramatisch steigt, die in Deutschland fast immer von Menschen verursacht werden (MÜLLER 2022). Demgegenüber stellt die Bindung von C in einem Holzproduktspeicher, z. B. in Holzhäusern, einen stabileren Zustand dar.

### Wachsender C-Speicher im Waldboden

Boden-C gelangt über fallendes Laub, Nadeln, Rinde, Stängel, Äste, Totholz, Wurzeln und deren Exsudate, tote Bodenfauna und Mikroben in den Waldboden. In den Rückständen der Vegetation enthaltenes C wird durch Bodenorganismen wieder freigesetzt und gelangt als CO<sub>2</sub> zurück in die Atmosphäre. Die Bodenatmung ist einer der wichtigsten Flüsse im globalen Klimageschehen (CIAIS et al. 2020), sie hat eine autotrophe (Wurzelatmung) und eine heterotrophe (Zersetzeratmung) Komponente (SCHINDLBACHER et al. 2009). Die Zersetzeratmung führt zur Rückführung von Nährstoffen aus der Biomasse in eine pflanzenverfügbare Form. Im Verlauf des Zersetzungsprozesses werden

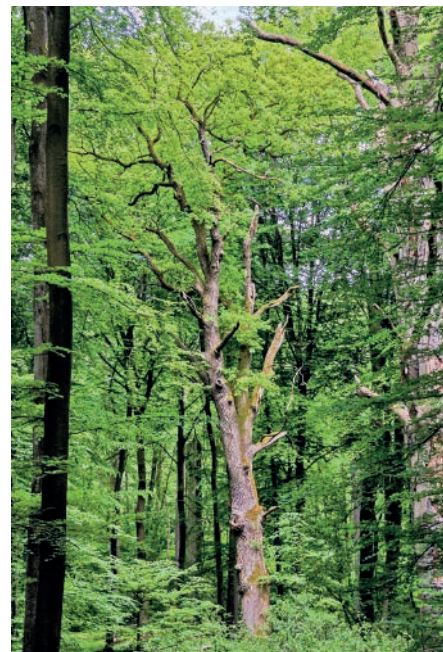


Abb. 10 Gegenwärtig gibt es in unseren Wäldern rund 22 Millionen Specht- oder Höhlenbäume, 1 Million Biotopbäume und 741.000 Horstbäume (BMEL 2018b) (Aufn.: R. IRSLINGER).

stabile Humussubstanzen aufgebaut, wobei diese Humusanreicherung ein über Jahrtausende hinweg laufender Prozess ist (CONEN et al. 2005, HEIMANN & REICHSTEIN 2008, SCHULZE et al. 2000). Ein Aufbau zusätzlicher C-Vorräte im Waldboden erweist sich nach dem von KÖRNER (2003) postulierten Prinzip „slow in, rapid out“ als extrem langsam (CONEN et al. 2005, SCHRUMPF et al. 2011), denn die C-Senke im Waldboden ist viel kleiner als die Akkumulation von C in der oberirdischen Biomasse (SCHLESINGER et al. 2009).

Eine lange Verweildauer von C in Ökosystemen erhöht den Klimanutzen der Sequestrierung (SIERRA et al. 2021). So können z. B. sehr geringe Anteile des Humus über Jahrtausende in den Böden stabil bleiben (THIES & ARNOLD 2019). Signifikante Unterschiede in den C-Gehalten von Böden zwischen bewirtschafteten und teilweise seit Jahrhunderten unbewirtschafteten Wäldern konnten bisher nicht gefunden werden (NORD-LARSEN et al. 2019, SCHULZE et al. 2021). Ausdruck für den Umsatz der organischen Substanz des Bodens ist die Humusform, die zu Unterschieden in der Nährstoffverfügbarkeit führt (RIEK et al. 2016). Bei gehemmter Zersetzerätigkeit, z. B. bei hoher Bestandesdichte, bilden sich typischerweise die

<sup>23</sup> Bei Segregation der Waldwirtschaft werden einige Flächen unter Totalschutz gestellt, im Gegenzug dazu wird die Bewirtschaftung auf den übrigen Waldflächen intensiviert.

anthropogen geprägten Auflage-Humusformen Moder bis Rohhumus, die mit geringeren C-Gehalten im Mineralboden einhergehen (GRÜNEBERG et al. 2016). Der Anteil der als ökologisch günstig zu bewertenden Mineralboden-Humusformen hat im Vergleich zur ersten Bodenzustandserhebung von 1987 bis 1993 (WOLFF & RIEK 1996) um acht Prozent zugenommen.

Im C-Kreislauf von Waldökosystemen sind Böden das größte C-Reservoir (GRÜNEBERG et al. 2016). In der Streuauflage unserer Waldböden, also in den Auflage-Humusformen Moder und Rohhumus, sowie im Humus der Mineralböden sind insgesamt 1,3 Milliarden Tonnen C enthalten, mehr als in der lebenden Waldbiomasse, pro Hektar sind dies 117 Tonnen C. Fast zwei Drittel des

Bodenkohlenstoffs befinden sich im Auflagehumus und im oberen Mineralboden bis 30 cm Tiefe (BMEL 2018a), mit der Tiefe im Boden nehmen die Humusgehalte gewöhnlich ab.

Der C-Pool im Auflagehumus ist labil, andererseits erhöht die Umlagerung von C aus dem Auflagehumus in den Mineralboden die Stabilität des Boden-C-Speichers und hat deshalb eine besondere Bedeutung (GRÜNEBERG et al. 2016). Aufgrund der geringen Störungsintensität der in Deutschland meist praktizierten naturnahen Waldwirtschaft weisen Waldböden trotz Holzernte stabile Vorräte an Boden-C auf (SCHRUMPF et al. 2011), pflegliche Waldwirtschaft hat keine negativen Auswirkungen auf den Humus der Waldböden (ACHAT et al. 2015, JOHNSON & CURTIS 2001, NAVE et al. 2010). Der in Deutschland hohe Anteil des im Wald zurückbleibenden Derbholz-Zuwachses und der zusätzliche Verzicht auf die Nutzung von Nicht-Derbholz sind dafür wesentliche Faktoren (vgl. ACHAT et al. 2015). Das Verbleiben dieser nicht geernteten Holzmengen auf dem Waldboden schützt den Oberboden im Sommer vor starker Erwärmung, mindert die Wasserverluste durch Evaporation und reduziert den Oberflächenabfluss bei Starkregenereignissen. Auch Bodenvegetation beschattet den Waldboden und bindet Kohlenstoff. Momentan findet in Deutschland Humusakkumulation in der Streuauflage und in den obersten 90 Zentimetern des Mineralbodens deshalb auch im Wirtschaftswald in einem Ausmaß von 0,75 Tonnen C je Jahr und Hektar statt (BOLTE et al. 2016). Insgesamt hält der deutsche Wald das Äquivalent von 9,4 Milliarden Tonnen CO<sub>2</sub> zurück, die ansonsten die Atmosphäre belasten würden.

Seit über hundert Jahren übersteigen die Säureeinträge aus der Atmosphäre in die Wälder in Form von Schwefel- und Salpetersäure die „Critical Loads“ (SCHULZE et al. 1989) und damit das Puffervermögen vieler Waldstandorte, auch heute noch. Infolgedessen werden in vielen Waldböden kritische Säuregrade registriert. Um die laufenden Säureeinträge zu puffern, wurden daher in den letzten Jahrzehnten auf mehr als einem Drittel der Waldfläche Bodenschutzkalkungen durchgeführt, insbesondere mit magnesiumhaltigem dolomitischem Kalk. Auch den vorindustriellen Status der Basenausstattung soll die Waldkalkung langfristig wieder herstellen (VON WILPERT et al. 2013). Ein Vergleich zwischen den beiden Bodenzustandserhebungen bestätigt inzwischen die durch Kalkung erzielte Verbesserung des Basenzustandes der Waldböden, vor allem der Oberböden (WELLBROCK et al. 2016).

Waldkalkung stabilisiert den C-Pool des Bodens, es kommt zu einer Verlagerung aus dem Auflagehumus in stabilere Bindungsformen im Mineralboden (BOLTE et al. 2016, GRÜNEBERG et al. 2016), eine Abnahme der C-Vor-



**Abb. 11** Die Streuauflage unserer Wälder und der Humus des Mineralbodens enthalten 1,3 Milliarden Tonnen C (Aufn.: R. IRSLINGER).



**Abb. 12** Bei der Zersetzung von Wurzellittern nach einem Sturmwurf wird auch der Humus tieferer Bodenhorizonte abgebaut (Aufn.: R. IRSLINGER).

räte im Bodenprofil findet nicht statt (BOLTE et al. 2016). Auch Stickstoff wird durch Kalkung vom Auflagehumus in stabile Bindungsformen in den Mineralboden umgelagert, wo mehr als 50 Prozent des Stickstoffs der Waldböden gespeichert sind (FLECK et al. 2019). Da Waldkalkung die im Auflagehumus sauer-oligotropher Standorte festgelegten N-Vorräte mobilisiert, hat sie hier eine gewisse Düngerwirkung und kann an diese stickstofflimitierten Standorte angepasste Arten gefährden (REIF et al. 2014).

Pflegeeingriffe in das Kronendach haben einen ähnlichen Effekt wie eine Kalkung (ACHAT et al. 2015). Regelmäßige Waldpflege fördert den Humusumsatz und so den Aufbau stabiler Humusvorräte im Unterboden und ermöglicht eine vielfältigere Bodenvegetation, die wiederum die Artenvielfalt im gesamten Waldökosystem steigern kann (SCHERBER et al. 2010, SCHULZE 2022). Höhere Holzvorräte begünstigen zunächst die Akkumulation von labilem C im Auflagehumus (SCHULZE et al. 1999), pflegliche Waldbewirtschaftung ist eine Gewähr für den Schutz der C-Vorräte der Böden (ACHAT et al. 2015, JANDL et al. 2007, JOHNSON & CURTIS 2001, NAVE et al. 2010, SCHRUMPF et al. 2008, siehe auch DON et al. 2012), weil die Stabilität der Bestände das Störungsrisiko mit größeren C-Verlusten verringert.

Im Zuge der Waldbewirtschaftung sollte nicht die Biomasse maximiert, sondern es sollte versucht werden, ein optimales Gleichgewicht zwischen hoher Biomasse, Bestandesstabilität und Lücken für die Verjüngung zu erreichen. Um Kohlenstoffverluste im Boden infolge der Holzernte zu verringern, sollten Öffnungen im Kronendach so klein wie möglich sein (MUND 2004). Eine Bodenbearbeitung sollte unterbleiben, weil sie den C-Pool des Waldbodens schmälert (SCHRUMPF et al. 2008). Stümpfe und Wurzeln bleiben in Deutschland im Boden (KÖHL et al. 2021), ihre Rodung würde zu einem gesteigerten Humusabbau führen. Dennoch zu beobachtende C-Veränderungen im Zuge der Holzernte sind nur vorübergehend und werden beim Nachwachsen des Folgestandes wieder kompensiert (JANDL et al. 2007, vgl. MUND 2004). Um das Holz aus dem Waldbestand auf die Hauptfahrwege zu bekommen, sollte aus Gründen des Bodenschutzes ausschließlich auf Rückegassen<sup>24</sup> gefahren werden. Diese reduzieren den Zuwachs des Waldbestandes nicht bzw. nur geringfügig, wenn dadurch Wurzelverletzungen an den Randbäumen vermieden werden. Randbäume an den Rückegassen sind meist deutlich dicker als im Bestand, v.a. Buchen reagieren stark auf Freistellung



*Abb. 13 Eine Totalräumung der Fläche, hier in Sachsen-Anhalt, vom Nicht-Derbholz sollte unterbleiben, um den Boden vor zu starker Erwärmung, Verdunstungsverlusten, Basenentzug und Humusverlusten zu schützen (Aufn.: R. IRSLINGER).*



*Abb. 14 Umbau eines reinen Kiefernbestandes in einen Kiefern-Buchen-Mischwald in Hessen mit Hilfe von Buchen-Voranbau (Aufn.: R. IRSLINGER).*

<sup>24</sup> Rückegassen sind unbefestigte, bestockungsfreie Linien ohne bauliche Maßnahmen, auf welchen sich Forstmaschinen bewegen.



**Abb. 15** Ohne aktives Waldmanagement verlieren die Bergwälder, hier in den Chiemgauer Alpen, einen Teil ihrer Schutzfunktion (Aufn.: R. IRSLINGER).

entlang der Rückegasse (SPELLMANN & NAGEL 2000, JÄGER 2012).

Waldumbau im Hinblick auf die Etablierung von Mischwäldern erhöht die Stabilität der Bestände (EISENHAUER 2022, SCHNABEL et al. 2021) und kann zeitweise hohe Zersetzungsraten an organischer Substanz vermeiden. Eine unter dem Schutz des Altbestandes wachsende Verjüngung und Bodenvegetation beschattet den Waldboden innerhalb weniger Jahre nach Öffnung des Kronendachs und verringert so die Zeitspanne, in der durch die Baumfällung Kohlenstoff verloren gehen kann, so dass die freigesetzte Menge an Kohlen-

stoff schnell wieder reakkumuliert wird (MUND 2004). Wie bei der Betrachtung der Holzvorräte muss daher auch bei der Beurteilung des Boden-Kohlenstoffes im Rahmen der Klimaschutzdiskussion die Landschaft Bezugsebene sein (CONEN et al. 2005, KÖRNER 2003). Zerfallphasen in Naturschutzwäldern zeigen eine einer starken Durchforstung oder einem Kahlschlag ähnliche Dynamik des C-Pools im Boden (JANDL et al. 2007). Unbestritten ist, dass die Bildung eines stabilen C-Pools im Boden viel Zeit braucht, unabhängig davon, ob Wälder naturnah bewirtschaftet oder gar nicht genutzt werden.

## Stickstoff als Wachstumstreiber

Wegen der jahrhundertelangen Übernutzung der Wälder herrschte noch vor wenigen Jahrzehnten Stickstoff-Mangel in unseren Wäldern, inzwischen wird die N-Ernährung infolge der atmosphärischen N-Deposition immer üppiger (ANDREAE et al. 2016, RIEK et al. 2016). Die demzufolge zu beobachtende Eutrophierung<sup>25</sup> der Wälder ist mit hohen Nitrat-Austrägen ins Sickerwasser verbunden und mit der Emission von Lachgas (BUTTERBACH-BAHL et al. 2002, ICP FORESTS 2012, LEOPOLDINA 2013).

N-Deposition wirkt wie ein Dünger, deshalb hat nach CIAIS et al. (2008) der Zuwachs in den Wäldern Europas in den letzten fünfzig Jahren um 60 Prozent zugenommen (KAHLE et al. 2008, siehe auch SCHULZE et al. 2009a). Pro Gramm an deponiertem N können 20 bis 40 Gramm C zusätzlich in Form von Biomasse im System gespeichert werden, das sind 0,3 bis 0,6 Tonnen C pro Jahr und Hektar. Die so durch N-Deposition europaweit zusätzlich produzierte Waldbiomasse wird auf mindestens 135 Millionen Kubikmeter pro Jahr geschätzt (BUTTERBACH et al. 2011).

Die Eutrophierung der Wälder kann mit einem erhöhten Trockenstress- und Schneebruchrisiko, einer Herabsetzung der Frosthärte, veränderten Wirt-Parasit-Beziehungen, einer reduzierten Sturmstabilität und mit Bewirtschaftungs- und Verjüngungerschwernissen durch Konkurrenzvegetation verbunden sein (FRIEDRICH et al. 2012, vgl. BRAUN & FLÜCKIGER 2013). Bei der Eiche kann die Überversorgung mit N zu einer erhöhten Schädlingdisposition führen (RIEK et al. 2016). Das Waldökosystem ist im Zustand der N-Sättigung auch C-gesättigt. Da rascheres Wachstum meist mit höherer Mortalität und einem zusätzlichen Störungsrisiko verbunden ist, ist eine weitere Kohlenstoffvorratsanreicherung auch bei erhöhtem CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre nicht wahrscheinlich (KÖRNER 2015 und 2020). Würde im Wirtschaftswald der höhere N-induzierte Zuwachs rechtzeitig abgeschöpft werden, hätte das durch die Verwendung des Holzes erhebliche Klimavorteile. Der mit der Holzernte verknüpfte geringe N-Entzug könnte auch die Chance eröffnen, bei künftig reduzierter N-Deposition die Rückkehr der Waldökosysteme zur Naturnähe und zur Erhaltung der Biodiversität zu beschleunigen (REIF et al. 2014).

## Labiler Waldspeicher im Klimawandel

Es gibt reichlich empirische Belege dafür, dass die terrestrische Komponente des Kohlenstoffkreislaufs auf Klima-

<sup>25</sup> Eutrophierung beschreibt eine unerwünschte Zunahme der Nährstoffe in einem Ökosystem durch anthropogene Einflüsse.

schwankungen und -trends auf globaler Ebene reagiert (HEIMANN & REICHSTEIN 2008), wobei die Verfügbarkeit von Wasser für das Wachstum und die Produktivität von Wäldern eine zentrale Rolle spielt (LINDNER et al. 2010). Pflanzen schränken während einer Dürre ihren Wasserverbrauch ein und nehmen dabei weniger CO<sub>2</sub> auf (SCHULZE et al. 2009a).

Dürre- und Hitzeereignisse werden mit fortschreitendem Klimawandel sehr wahrscheinlich häufiger auftreten, wir werden dadurch eine schleichende aber grundlegende Veränderung unserer Waldstandorte und Wälder erleben (siehe auch SCHULDT et al. 2020). Wald reagiert wegen seiner hohen Verdunstung besonders empfindlich, er ist anfällig für geringe Sommer-Regenfälle, extreme Dürrejahre können Wälder völlig zerstören (SCHULZE et al. 2019a). Die CarboEurope-IP-Studien aus dem Jahr 2003 haben gezeigt, dass ein Niederschlagsdefizit, verbunden mit extremer Sommerhitze, das Potenzial hat, Ökosysteme, die bis dato Kohlenstoffsenken sind, zu Kohlenstoffquellen werden zu lassen, einschließlich ihrer Böden (BRÉDA et al. 2006, CIAIS et al. 2005, REICHSTEIN et al. 2013, THIES & ARNOLD 2019, vgl. MEYER et al. 2021). Im Trockenjahr 2003 versagte die gesamteuropäische terrestrische C-Senke, die Kohlenstoffverluste waren beispiellos, sie entsprachen der NPP eines Zeitraumes von vier Jahren mit durchschnittlicher Witterung (CIAIS et al. 2005).

Noch gefährlicher war die Dürre von 2018, ein seit 500 Jahren nie dagewesenes Ereignis, die betroffene Fläche war deutlich größer als 2003 (BASTOS et al. 2020; BURAS et al. 2020, SCHULDT et al. 2020). Gemäßigte feuchte Wälder mit kühlen Temperaturen und mäßig hohen Niederschlägen haben die höchsten Biomasse-Kohlenstoffvorräte, mit wärmer und trockener werdendem Klima werden diese immer geringer (siehe Abb. 16), unabhängig davon, ob Wälder bewirtschaftet werden oder nicht. Wälder sind wegen ihrer Langlebigkeit und Ortsgebundenheit klimasensitiv (FORZIERI et al. 2021, siehe WHARTON & FALK 2016). Sie sind in Zeiten des Klimawandels deshalb labile C-Speicher, v. a. in höherem Alter (BOLTE et al. 2021, LIPPKE et al. 2011, siehe SCHMIDT et al. 2010). Insbesondere Fichten, aber auch Buchen und Weiß-Tannen werden daher auf vielen Standorten keine stabile Bestockung mehr bilden können.

Je trockener das Klima besonders während der Vegetationsperiode wird, desto lichter werden selbst unbewirtschaftete Waldbestände (LONG & SMITH 1988 und 1990, MCDOWELL et al. 2020, WALTER 1964). Denn ein geschlossenes

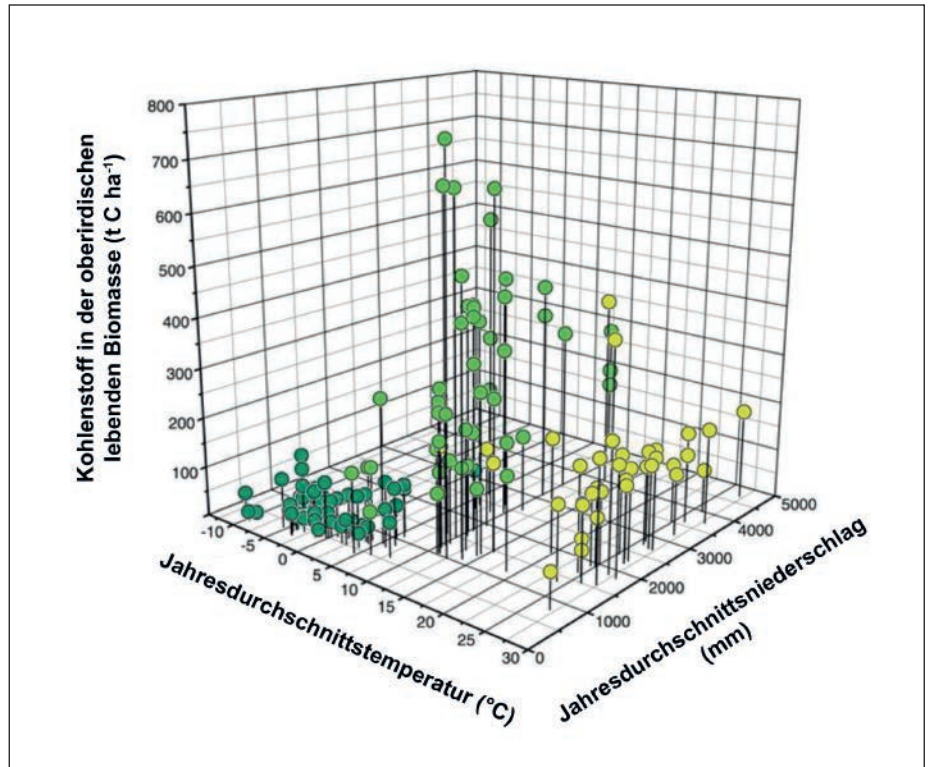


Abb. 16 Oberirdische lebende Biomasse von Primärwäldern in Abhängigkeit von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresdurchschnittsniederschlag (aus KEITH et al. 2009).

nes Kronendach führt zu hoher Interzeption<sup>26</sup>, die den Trockenstress der Bestände zusätzlich erhöht, reduziert aber auch die Verdunstungsverluste des Bodens und der beherrschten und unterständigen Bäume (FREISE 2005). Die Verkleinerung der Blattfläche ist eine sehr effektive Reaktion der Bäume auf höhere Temperaturen (MCDOWELL et al. 2020). Wälder, auch Naturschutzwälder, werden als Folge eines Rückganges der Hektarvorräte zur Quelle von zuvor gespeichertem fossilem Kohlenstoff. Auch in Naturschutzwäldern kommt es in der Zerfallsphase zu einer Erhöhung der Bodentemperaturen und zu Netto-CO<sub>2</sub>-Abgaben aus dem Boden (SCHULZE et al. 2009a).

Durch die globale Erwärmung werden auch Insekten ein Faktor wachsender Relevanz im Kohlenstoffhaushalt von Waldlandschaften (AYRES & LOMBARDERO 2000). Physiologische Störungen durch Niederschlagsdefizite, Witterungsextreme wie Trockenheit und Hitze oder langfristig wirkende Faktoren wie Temperaturanstieg erhöhen die Anfälligkeit für sekundäre Stressoren (DESPREZ-LOUSTAU et al. 2006, MCDOWELL et al. 2020, ROUAULT et al. 2006). So traten im Anschluss an den Dürresommer 2018 bevorzugt bei über 120-jährigen Rotbuchen Rindennekrosen auf, hervorgerufen durch Befall mit



Abb. 17 Die Pfirsichblättrige Glockenblume (*Campanula persicifolia* L.) kommt in lichten Buchen-, Eichen- und Kiefernwäldern trocken-warmer Standorte vor; hier in einem Buchen-Steppenheidewald am Trauf der Mittleren Schwäbischen Alb (Aufn.: R. IRSLINGER).

Rindenpilzen oder Rindenbranderregern sowie nachfolgenden weiteren Pilzen oder Buchenborken- und -prachtkäfern. Zunächst waren Einzelbäume, später auch komplette geschlossene Buchenbestände betroffen (LANGER 2019, LANGER et al. 2020). Auch Stürme können Massen-

<sup>26)</sup> Die Interzeption ist der Anteil des Niederschlages, der die Vegetation benetzt, nicht bis auf den Boden gelangt und von der Vegetationsoberfläche wieder verdunstet (SCHULZE et al. 2019a).



Abb. 18 Der Befall mit Borken-, Pracht- und Splintkäfern als Folge trocken-heißer Sommer gefährdet zunehmend auch Laubbaumarten (Aufn.: R. IRSLINGER).

vermehrungen von Forstinsekten begünstigen bzw. in nie dagewesenem Ausmaß auslösen (SEIDL et al. 2014).

Der Befall durch nadel- und blattfressende Insekten vermindert die C-Sequestrierung, reduziert den Waldspeicher und erhöht jahrzehntelang die Emission von CO<sub>2</sub> durch gesteigerte Zersetzeratung (KURZ et al. 2008). Fressende Insekten können gewaltige Mengen an Stickstoff mobilisieren, der in Form von



Abb. 19 Trockenwald im Kellerwald in Hessen – Zukunft unserer Wälder? (Aufn.: R. IRSLINGER).

Kot auf dem Waldboden landet, wie dies beispielsweise in Eichenwäldern des Sollings in Niedersachsen im Zuge einer Massenvermehrung des Kleinen Frostspanners (*Operophtera brumata* L.) und des Großen Frostspanners (*Erannis defoliaria* Clerck) gemessen wurde (THIES & ARNOLD 2019). Auch abiotische Schädigungen kommen z. B. bei der Buche vor und führen zu einer Abnahme der Hektarvorräte. Es sind vor allem alte Wälder, die durch Windwurf geschädigt werden (JALKANEN & MATTILA 2000, NAGEL & DIACI 2006), es sind alte Buchen, die auf Trockenheit reagieren (LANGER 2019, LANGER et al. 2020) und es sind vor allem ältere Fichten, die dem Borkenkäfer zum Opfer fallen.

Klimabedingter Wasserstress korreliert mit Waldbrandrisiken (MCDOWELL et al. 2020, MILLAR & STEPHENSON 2015; siehe SAFFORD et al. 2022). Feuer beschleunigen den Kohlenstoffkreislauf, reduzieren die Kohlenstofftragfähigkeit der Landschaft rapide und führen zu einer zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Belastung der Atmosphäre (BAIRD et al. 1999, BORMANN et al. 2008, VAN DER WERF et al. 2017, WARD et al. 2012, XU et al. 2012). Schwere Waldbrände in Dürreperioden profitieren vom Totholz, deshalb ist das Feuerrisiko in unbewirtschafteten Waldlandschaften mit einer großen Brennstofflast besonders hoch (BASTOS et al. 2020, THIES & ARNOLD 2019). Je länger Wälder nicht bewirtschaftet werden und je mehr brennbares Material zur Verfügung steht, desto höher sind Feuerintensität und die Schwere der Brände (FORZIERI et al. 2021, HURTEAU et al. 2008, LIPPKE

et al. 2011, THÜRINGENFORST 2020). So haben die extrem trockenen und warmen Jahre 2003, 2015, 2018 und 2019 die Frequenz von Vegetationsfeuern deutschlandweit teilweise mehr als verdoppelt (BLE 2019, GOLDAMMER 2019). Ständige Brandunterdrückung kann Waldbrände jedoch nur verzögern, auf lange Sicht aber nicht verhindern.

Im Zuge des Klimawandels werden sich daher Waldtypen mit geringeren Biomassevorräten ausbreiten (vgl. Abb. 16) und damit wird die Kohlenstofftragfähigkeit der Landschaft abnehmen (CIAIS et al. 2005, KIMMINS et al. 1990, KINT et al. 2012, KRULOV et al. 2018, LE PAGE et al. 2013, MALMSHEIMER et al. 2011, MCDOWELL et al. 2020, NABUURS et al. 2013, PIAO et al. 2011, PIOVESAN et al. 2008, REICHSTEIN et al. 2013, SCHELHAAS et al. 2013, SEIDL et al. 2014 und 2017, THOM & SEIDL 2016, THOM et al. 2017 und 2018, VON GADOW et al. 2021). Untersuchungen zeigen, dass sich Wälder dem Klimawandel dadurch anpassen, dass sie weniger CO<sub>2</sub> assimilieren, weniger transpirieren, weniger kühlen (KÖRNER 2020). Das System kann anfänglich die Veränderungen tolerieren, ab einer kritischen Schwelle aber nicht mehr verkraften (JANDL et al. 2019, SCHULZE et al. 2019a), schließlich ist der Klimawandel keine Witterungsschwankung, sondern ein Trend. Die sterbenden Buchen im Nationalpark Hainich zeigen dies überdeutlich (IRSLINGER 2022).

Die Zeit, die ein Waldökosystem benötigt, um nach einer Störung den gleichen C-Vorrat wie vor der Störung aufzubauen, kann Jahrhunderte betragen (MCDOWELL et al. 2020). Aus der Perspektive des langfristigen Klimaschutzes sind sich selbst überlassene Wälder kein wirksames Instrument, denn sie sind labile CO<sub>2</sub>-Speicher mit einer geringen Verweildauer des Kohlenstoffs (SIERRA et al. 2021), sie können schnell zu C-Quellen und damit zu einem Klimarisiko werden (IRSLINGER 2019, MCDOWELL et al. 2020). Das Potenzial eines klimawandelbedingten Schwundes von biogenen Speichern ist mehrfach höher als ihr zusätzliches Senkenpotenzial (LUHMANN 2006). Das politische Versprechen eines weiteren Holzvorratsaufbaus in Deutschland hat eine Alibifunktion, weil eine biogene Senke wie eine vermiedene Emission behandelt und die Öffentlichkeit so über die tatsächliche Höhe der Emissionen im Ungewissen gelassen wird. Mit Beschluss vom 24. März 2021 hat der Erste Senat des Bundesverfassungsgerichts entschieden, dass das Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 mit den Grundrechten unvereinbar ist, weil hinreichende Maßgaben für die Emissionsreduktion fehlten. Die mit der Novellierung des Klimaschutzgesetzes am 24. Juni 2021 beschlossene Erhöhung der Leistung biogener Senken beinhaltet insofern eine Täuschung der Bevölkerung und des Gerichts (IRSLINGER 2021).

Zum Risiko der Schwächung des C-Speichers im Naturschutzwald kommt der Ausfall der stofflichen und energetischen Substitution im Zuge des Nutzungsverzichts, Naturschutzwälder werden infolgedessen zur doppelten Belastung für die nationale Treibhausgasbilanz. Das neue Klimapaket „Fit for 55“ der europäischen Kommission sieht die Ausarbeitung einer neuen EU-Forststrategie für 2030 vor (EUROPEAN COMMISSION 2021). Danach soll auch europaweit die Senkenwirkung der Wälder noch stärker betont werden, obwohl diese bereits in den Jahren zwischen 2000 und 2015 starke Senken waren, weil lediglich 75 Prozent des jährlichen Nettozuwachses geerntet wurden und die Vorräte der europäischen Wälder in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich zugenommen haben (FOREST EUROPE 2020, KÖHL et al. 2021, vgl. EGENOLF et al. 2021). „Fit for 55“ will die Senkenwirkung der Wälder von 268 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub> jährlich auf 310 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub> im Jahr 2030 weiter erhöhen (KÖHL et al. 2021), obwohl eine EU-Verordnung (EUROPÄISCHES PARLAMENT 2018) verlangt, dass C-Speicher langfristig stabil und anpassungsfähig sein müssen. Hochbevorzugte Wälder scheiden danach aus, sie taugen niemals als Lagerstätte für Kohlenstoff.

Bewirtschafteter Wald vermeidet dagegen den Verbrauch fossiler Brennstoffe durch Holznutzung. Die Vermeidung von fossilem CO<sub>2</sub> durch Substitution ist permanent, das Holz wachsen zu lassen, bedeutet dagegen bilanziell die Akkumulation von fossilem C in einem labilen Speicher, der das CO<sub>2</sub> im Fall klimabedingter Kalamitäten wieder in die Atmosphäre entlassen wird. Die EU-Forststrategie versteht unter Waldschutz vor allem die Einschränkung der Holzernte und scheint dieses Ziel über die multifunktionale Forstwirtschaft<sup>27</sup> zu stellen. Waldwildnis ist nicht multifunktional, Waldwildnis-Strategien ermangelt es an einer ganzheitlichen Betrachtung (KÖHL et al. 2021). Wälder sich selbst zu überlassen, ist auch nicht nachhaltig, weil sie die Bedürfnisse künftiger Generationen nicht mehr befriedigen können. Jahrzehntlang ungenutzte Wälder bei Bedarf eines Tages wieder in Wirtschaftswälder überführen zu wollen, würde Jahrzehnte in Anspruch nehmen. Die Nachhaltigkeit der europäischen Wirtschaftswälder auf's Spiel zu setzen, wie das die deutsche und europäische Waldpolitik beabsichtigt, ist klimapolitisch und angesichts der aktuellen Diskussion um den Mangel an heimischen Rohstoffen nicht zu verantworten.

### Der Holzproduktspeicher

Holz ist ein moderner Baustoff mit vielfältigem Einsatzspektrum: Häuser,



Abb. 20 Die Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) wird der Trockenis in den tieferen und mittleren Höhenlagen nicht standhalten können (Aufn.: R. IRSLINGER).

Möbel, Fenster, Türen, Haushaltsgegenstände, Brücken, Gewerbebauten, Kinderspielplätze, Verpackungen, Hygieneartikel. Das Aufstocken von Gebäuden kann helfen, die Wohnungsnot zu lindern. Umweltfreundlichkeit, ökonomische Vorteile und hervorragende technologische Qualität machen das Bauen und Wohnen mit Holz zukunftsweisend. Inzwischen sind Wohn- und Bürogebäude in moderner Holzbauweise mit bis zu acht Stockwerken möglich. Die Gesamtnutzungsdauer moderner Holzgebäude entspricht mit etwa 80 Jahren der von Massivhäusern. Historische Beispiele aus dem Mittelalter zeigen, dass Holzhäuser viele Jahrhunderte überdauern können (HUBER 2022, siehe BEMMANN & BEMMANN 2022).

Ein Holzproduktspeicher entsteht, wenn Bäume geerntet und zu Holzprodukten verarbeitet werden (AMIRI et al. 2020, CHURKINA et al. 2020, KUITTINEN et al. 2021, LIPPKE et al. 2010, UMWELTBUNDESAMT 2021a). Das „HoHo“ in Wien besteht zu 75 Prozent aus Holz, ist 84 Meter hoch und hat 24 Stockwerke, das dazu benötigte Holz wächst in Österreichs Wald in 75 Minuten nach (HoHo Wien 2022). Der Holzproduktspeicher stellt eine Erweiterung des Waldspeichers dar (IRSLINGER 2022, KÖRNER 2017), der als Teil des natürlichen C-Kreislaufes die Emission des Kohlenstoffs verzögert. Dabei entspricht einem Kubikmeter verbaute Holz etwa eine Tonne CO<sub>2</sub>. Werden zusätzliche Häuser aus Holz gebaut oder die Verweildauer des Kohlenstoffs im Holzproduktspeicher durch eine längere Nutzung von Gebäuden erhöht (vgl.

SIERRA et al. 2021), wächst der Produktspeicher (RÜTER 2011) und ist eine C-Senke, nimmt der Speicher ab, ist er eine C-Quelle.

Auf eine ausführliche Darstellung der Logik der Holzproduktspeicher wird an dieser Stelle verzichtet (siehe dazu HUBER 2022 und IRSLINGER 2022).



Abb. 21 Dürerhaus in Nürnberg: der Kohlenstoff in den Balken wird seit 600 Jahren der Atmosphäre vorenthalten (Aufn.: R. IRSLINGER).

<sup>27)</sup> Multifunktionale Forstwirtschaft bedeutet Integration aller Waldfunktionen auf derselben Waldfläche (HANEWINKEL 2011).





**Abb. 22** Das „H8“ in Bad-Aibling ist bis auf den betonierten Treppenaufgang und Aufzugsschacht ein reiner Holzbau. (© Huber & Sohn GmbH & Co. KG).

### Die stoffliche Substitution

Die stoffliche Substitution darf nicht mit dem Produktspeicher verwechselt werden. Sie umfasst alle vermiedenen fossilen Emissionen, die mit dem Produktsystem Holz verknüpft sind. Werden aus Holz Produkte hergestellt, ist dieser Prozess in den allermeisten Fällen mit deutlich weniger fossilen CO<sub>2</sub>-Emissi-

onen verbunden, als wenn dazu Stahl, Aluminium, Glas oder Beton verwendet würde (BMUB 2015, CHEN et al. 2017, NABUURS et al. 2015, LESKINEN et al. 2018, RÜTER 2017, SATHRE & GUSTAVSSON 2009). Der Bausektor macht derzeit etwa die Hälfte der gesamten weltweiten Stahlnachfrage aus (CULLEN et al. 2012), die Herstellung von Zement verursacht etwa acht Prozent der globalen Treibhausgasemissionen (ANDREW 2018). Die auf Bergbau zurückzuführende Entwaldung war in Brasilien zwischen 2005 und 2015 für neun Prozent des Waldverlustes im Amazonasgebiet verantwortlich (SONTER et al. 2017).

Für Deutschland ergibt sich beim Bau von Ein- und Zweifamilienhäusern aus Holz statt aus mineralischen Baustoffen eine Vermeidung fossiler Treibhausgas-Emissionen von 35 bis 56 Prozent je Gebäude (HAFNER & SCHÄFER 2017). Auf eine ausführliche Darstellung der stofflichen Substitution wird an dieser Stelle verzichtet (siehe dazu IRSLINGER 2022).

### Die energetische Substitution

Bei der energetischen Substitution wird der im Holz enthaltene Kohlenstoff oxidiert und die dabei freigesetzte Energie elektrisch oder thermisch genutzt. Dadurch wird vermieden, dass fossiles C aus der Erdkruste in den mit dem Wald und den Holzprodukten verknüpften biosphärisch-atmosphärischen Kreislauf gelangt. Unter Berücksichtigung des fossilen Aufwandes der gesamten Lieferkette

für Fahrkilometer des Forstpersonals, Motorsägen, Erntemaschinen, Transport zum Ort der Verbrennung sowie der Wirkungsgrade bei der Verbrennung ergibt sich aktuell ein Substitutionsfaktor von 0,67 Tonnen C je Tonne C<sup>28</sup> (KNAUF & FRÜHWALD 2013, SCHULZE et al. 2020a), dem entsprechen 0,614 Tonnen vermiedenes fossiles CO<sub>2</sub> je Vorratsfestmeter. Eine stoffliche Verwertung sollte einer energetischen prinzipiell vorgezogen werden, denn dann substituiert Holz mehrmals, einmal oder mehrfach als Produkt und ein zweites Mal als Brennstoff.

Werden Holzprodukte am Ende der Kaskade<sup>29</sup> verbrannt (z. B. BAUR 2019), gelangt das CO<sub>2</sub> erst nach Jahren beziehungsweise Jahrzehnten nach der Holzernte wieder in die Atmosphäre, je langlebiger die Produkte sind, desto später und desto besser für das Klima. Holz im konstruktiven Bau hat eine durchschnittliche Nutzungsdauer von etwa 75 Jahren (FRÜHWALD et al. 2001, IPCC 2006, RÜTER 2017). Wird das Holz der Häuser, die heute gebaut werden, in achtzig Jahren energetisch verwertet, wird der Kreislauf des Kohlenstoffs, der mit der Photosynthese begann, wieder geschlossen, eine Belastung der Erdatmosphäre bezogen auf den Lebenszyklus entsteht nicht. Holz ist eine wichtige Option für CO<sub>2</sub>-neutrale Heizungen und für industrielle Prozesse und kann Regelenergie zur Aufrechterhaltung der Stromstabilität in „Dunkelflauten“<sup>30</sup> (LI et al. 2021) liefern. Holz-Heizkraftwerke sind als Teil einer „Circular Economy“<sup>30</sup> unentbehrlicher Bestandteil der Nutzungskaskade und systemisch relevant.

Heimische Wälder werden gewöhnlich nicht für Bioenergie verbrannt. Energetisch genutztes Holz ist ein Nebenprodukt der Herstellung von Säge- und Zellstoffholz für stoffliche Anwendungen, es ist unmittelbar klimapositiv wirksam und verbessert die nationale Treibhausgasbilanz. Holz-Heizkraftwerke nutzen Waldrestholz, Reststoffe aus der Holzverarbeitung wie Sägemehl und Rinde, Landschaftspflegeholz sowie Altholz. Stärkere Stämme ausreichender Qualität werden zur Herstellung hochwertiger Produkte wie Schnittholz und Holzwerkstoffe eingesetzt. Die Erziehung von Wertholz im Rahmen der Waldpflege ist deshalb so wichtig und hochwertiges Stammholz sollte vorrangig in den Produktspeicher gehen.

Ob die energetische Nutzung von Holz CO<sub>2</sub>-neutral ist, hängt vom Einfluss der Holznutzung auf den C-Speicher der Waldlandschaft ab, sofern dieser konstant bleibt oder zunimmt, ist CO<sub>2</sub>-Neutralität gegeben (SCHULZE et al. 2022a). Die Höhe der spezifischen Emission ist



**Abb. 23** Brennholzstapel aus dem Kleinprivatwald: dieses Holz ist stofflich nicht verwertbar und kann fossile Energieträger CO<sub>2</sub>-neutral ersetzen (Aufn.: R. IRSLINGER).

<sup>28)</sup> Ein Substitutionsfaktor von 0,67 tC/tC bedeutet, dass pro Tonne energetisch genutztem C die Emission von 0,67 Tonnen fossilem C vermieden wird.

<sup>29)</sup> Eine Nutzungskaskade besteht aus einer ein- bis mehrfachen stofflichen Nutzung bei abnehmender Wertschöpfung und abschließender energetischer Verwertung.

<sup>30)</sup> Wortschöpfung aus „Dunkelheit“ und „Windflaute“, diese meteorologischen Ereignisse können von einigen Stunden bis zu ein paar aufeinanderfolgenden Tagen andauern.

bei der Beurteilung der CO<sub>2</sub>-Neutralität allerdings irrelevant. Fossile Energieträger befördern Kohlenstoff, der seit Jahr-millions dem Kreislauf entzogen ist, aus der Erdkruste in das Biosphären-Atmosphären-System. Die energetische Nutzung von Holz setzt dagegen Kohlenstoff frei, der bereits Teil des Austauschs zwischen Biosphäre und Atmosphäre ist. Konstante Höhe des C-Speichers bedeutet, dass nur der Zuwachs abgeschöpft wird, die Waldlandschaft bindet kurzfristig dieselbe Menge an CO<sub>2</sub> wieder, die infolge der Holzernte freigesetzt wird. Von einer Absenkung der Holzvorräte in Deutschland durch Intensivierung der Waldbewirtschaftung ist nicht die Rede.

Von den 7,6 Milliarden in Deutschland wachsenden Bäumen mit einem Durchmesser von 7 cm und mehr werden pro Jahr etwa 70 Millionen geerntet, 7,53 Milliarden wachsen weiter und der Wald verjüngt sich dabei. Auf der Basis der Verweildauer des Kohlenstoffs in den Holzprodukten hat der Zuwachs am Ende der folgenden Vegetationsperiode die genutzte Holzmenge bereits wieder kompensiert, bevor alles Holz verbrannt ist, nicht erst nach 50 oder 100 Jahren. Auch hier ist die Landschaft die zu betrachtende Ebene. Holzenergie aus einer solchermaßen nachhaltigen Waldwirtschaft ist deshalb CO<sub>2</sub>-neutral, heute und in Zukunft und unabhängig vom jeweiligen Energiemix (siehe auch IRSLINGER 2022).

In der UNFCCC-Berichterstattung wird im LULUCF<sup>31</sup>-Sektor die Holzernte als CO<sub>2</sub>-Emission bewertet. Um eine Doppelzählung zu verhindern, werden folgerichtig Emissionen aus der energetischen Nutzung von Holz am Ort der Verbrennung mit null angerechnet (NABUURS et al. 2015, SCHULZE et al. 2019b). Die fossilen Emissionen der Lieferkette werden im Energiesektor verbucht. Die Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung garantiert die Wiedereinbindung des bei der Holzernte als Emission verbuchten C in die Waldlandschaft (SCHULZE et al. 2022a). Allerdings schaffen diese Regularien keine ausreichenden Anreize für die Nutzung des Klimaschutzpotentials der Wälder (ELLISON et al. 2012, ELLISON et al. 2014). Es erscheint aus Klimasicht sinnvoller, das bei der Holzernte dem Wald entzogene CO<sub>2</sub> direkt dem Waldeigentümer gutzuschreiben. Denn im Durchschnitt vermeidet ein Vorratsfestmeter Derbholz aus nachhaltiger Waldwirtschaft die Emission von etwa einer Tonne fossilem CO<sub>2</sub> (IRSLINGER 2022), die gegenüber dem Waldbesitzer mit dem jeweiligen CO<sub>2</sub>-Preis abgegolten werden sollte.

Eine Kohlenstoffschuld bzw. eine „CO<sub>2</sub>-Bindungslücke“ („carbon dept“; HOLTSMARK 2012) entsteht bei hohen Vorräten und nachhaltiger Waldwirtschaft nicht (LIPPKE et al. 2011, NABU-

URS et al. 2017, JONKER et al. 2014, SCHULZE et al. 2012, SCHULZE et al. 2019b, SEARCHINGER et al. 2009). Das konnten auch SCHULZE et al. (2022a) mit der Eddy-Flux-Methode nachweisen (vgl. AUBINET et al. 2000, FOKEN 2017). Überlässt man dagegen Waldlandschaften großflächig sich selbst, können durch natürliche Störungen Kohlenstoffschulden sehr großen Ausmaßes entstehen (LIPPKE et al. 2011). Landschaften mit sich selbst überlassenen Wäldern entwickeln von Jahr zu Jahr steigende Kohlenstoffschulden, weil auf die Substitution fossiler Energieträger verzichtet wird. Denn Holznutzung bedeutet Vermeidung fossiler CO<sub>2</sub>-Emission ein für alle Mal, Jahr für Jahr, Vermeidung ist real, permanent und deshalb kumulativ (MALMERSHEIMER et al. 2011). Kohlenstoff speichern kann ein Wald dagegen nur einmal, nämlich bis zu seiner maximalen Kohlenstofftragfähigkeit.

Fossile Energieträger ersetzen können Kulturwälder dagegen über Jahrtausende hinweg, jedes Jahr erneut, denn nachhaltige Nutzung hat keine negativen Effekte auf die Produktivität der Wälder. Eine Honorierung der Holzernte mit dem CO<sub>2</sub>-Preis gegenüber dem Waldbesitzer wäre eine Investition in die Emissionsminderung (KÖHL et al. 2021), eine Honorierung der Überbevorratung von Wäldern dagegen zieht einen beachtlichen Klimaschaden nach sich.

### Öko-Bilanzierung von Waldlandschaften

Es gibt zwei Ansätze, die Klimaschutzwirkung von Waldlandschaften zu betrachten, einen ökosystemaren und einen sektoralen Ansatz. Der ökosystemare Ansatz konzentriert sich auf die Klimawirkung des Waldes als C-Speicher, der sektorale Ansatz berücksichtigt zusätzlich zum Ökosystem Wald die Anthroposphäre, also die Speichereffekte in Holzprodukten und die Vermeidung fossiler Emissionen innerhalb der Holz-Nutzungskette (KÖHL et al. 2020, MARTES & KÖHL 2022) durch Substitution fossiler Energieträger. Der sektorale Ansatz anerkennt die globale Wirksamkeit von Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) unabhängig vom Ort der Emission oder Sequestrierung und setzt die Systemgrenzen konsequenterweise auf die globale Ebene (vgl. SCHULZ & WEBER-BLASCHKE 2021, COWIE et al. 2021, MALMSHEIMER et al. 2011). Bei der Evaluierung der klimaschützenden Bedeutung von Waldlandschaften ist der ökosystemare Ansatz daher nicht zielführend.

Zu unterscheiden von der Treibhausgasbilanz ist die Ökobilanz (LCA; Life Cycle Assessment), die als vergleichende Ökobilanz (KLÖPFER & GRAHL 2009)



Abb. 24 Hackschnitzel aus Waldrestholz ersetzen fossile Energieträger und vermeiden dadurch fossile CO<sub>2</sub>-Emissionen (Aufn.: R. IRSLINGER).

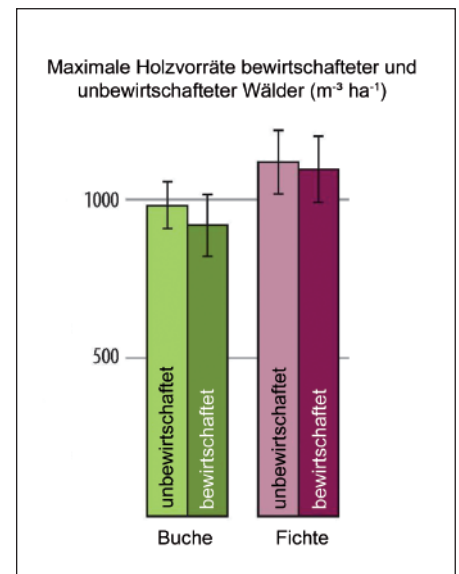
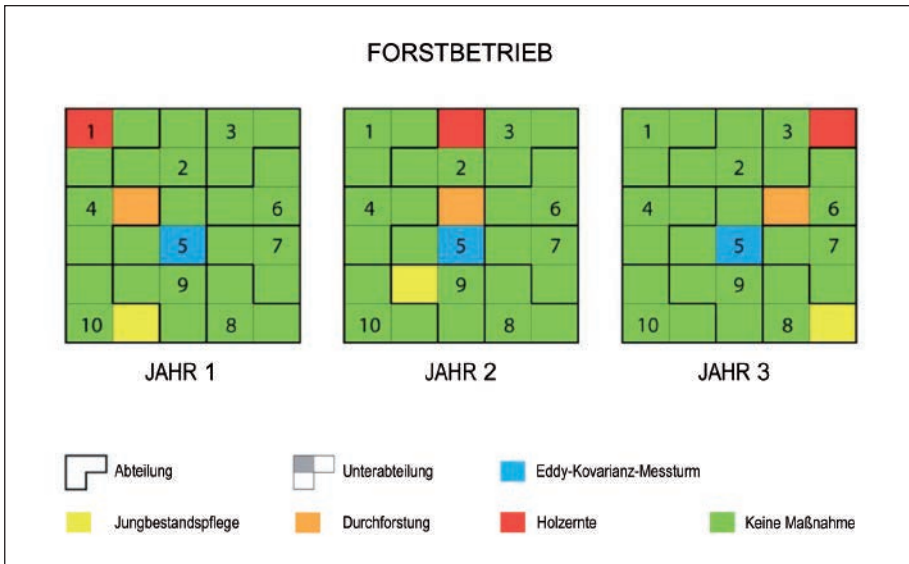


Abb. 25 Der maximale Holzvorrat im Naturschutzwald ist etwa gleich hoch wie der Holzvorrat zum Zeitpunkt der Holzernte bei nachhaltiger Bewirtschaftung (nach SCHULZE et al. 2021). Eine Kohlenstoffschuld ist nicht erkennbar.

eine bewirtschaftete einer nicht bewirtschafteten Waldlandschaft gegenüberstellt. Dabei werden in einer sektoralen Analyse die Stoff- und Energieströme des gesamten Systems betrachtet, die mit dem Wald und gegebenenfalls seiner

<sup>31)</sup> Land Use, Land-Use Change and Forestry.



**Abb. 26** Schematische Darstellung eines Forstbetriebs über einen Zeitraum von drei Jahren (SCHULZE 2013). Der Betrieb ist in zehn Abteilungen unterteilt, jede Abteilung besteht aus drei Unterabteilungen. Nach einem zehnjährigen Bewirtschaftungsplan wird jede Unterabteilung einmal in zehn Jahren bewirtschaftet, wobei das Äquivalent des Holzes, das auf der verbleibenden unberührten Fläche wächst, als Ernte ausgeführt wird. In der Mitte des Grundstücks befindet sich ein Eddy-Kovarianz-Messturm, der die Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht „sieht“.

Nutzung in Verbindung stehen (MALM-SHEIMER et al. 2011). In bewirtschafteten Waldlandschaften müssen nach dem cradle-to-cradle-Prinzip („von der Wiege in die Wiege“; LIPPKE et al. 2011) zunächst alle C-Flüsse von der Verjüngung der Wälder über deren Pflege bis zur Holzernte und zur Wieder-Verjüngung einschließlich der fossilen Aufwendungen (WEIß 2000) berücksichtigt werden, ein Zeitraum, der weit mehr als hundert Jahre betragen kann. Außerdem müssen alle C-Flüsse mit in die Betrachtung eingehen, die mit der Nutzung und Entsorgung des geernteten Holzes und der daraus hergestellten Produkte verknüpft sind (IRSLINGER 2022). Die Erstellung einer solchen Ökobilanz muss auf Landschaftsebene erfolgen, da bei nachhaltiger Waldwirtschaft sich die Verjüngungs-, Pflege- und Nutzungsflächen dynamisch über die Waldlandschaft bewegen (Abb. 26), wobei Zeit durch Raum ersetzt wird, indem alle Stadien des Waldes von der Verjüngung bis zum Altbestand zeitgleich nebeneinander betrachtet werden (COWIE et al. 2021, SCHULZE et al. 2022a).

Da Wälder über sehr lange Zeiträume hinweg bewirtschaftet werden und heutige Entscheidungen teilweise erst in mehr als hundert Jahren zum Tragen kommen, sollte die statische Ökobilanz durch eine dynamische Ökobilanz (D-LCA) ergänzt werden, die die zeitliche Veränderung der zu betrachtenden Systemkomponen-

ten berücksichtigt (SOHN et al. 2020). Dabei muss die zunehmende Labilität der Wälder im Klimawandel, der sich verändernde Energiemix und künftige C-Senken, z. B. neu zu begründende Wälder, Holzbauweise, Pflanzenkohle, berücksichtigt werden.

Die C-Speicherung in Holzprodukten mit der C-Speicherung in ungenutzten Wäldern gegenzurechnen, wie dies LUICK et al. (2022) vorschlagen, missachtet die internationalen Normen der Öko-Bilanzierung<sup>32</sup>, da hierbei sämtliche relevanten Prozesse erfasst werden müssen und nicht nur die selektiv ins eigene Konzept passenden. Selektiv heißt in diesem Kontext, dass im ökosystemaren Ansatz stoffliche und energetische Substitution gelehrt werden. Die entscheidende Feststellung ist doch, dass bei nachhaltiger Waldwirtschaft die Entnahme von C aus dem Pool der Waldlandschaften nicht zu einer Absenkung des Holzvorrats führt, sondern lediglich den Zuwachs abschöpft, der bei Nicht-Nutzung durch natürliche Verrottung CO<sub>2</sub> freisetzen würde, ohne dabei fossile Emissionen zu vermeiden. Der Waldspeicher bleibt bei nachhaltiger Waldbewirtschaftung fortlaufend auf demselben Niveau (SCHULZE et al. 2022a), denn der Betrag der Abschöpfung ist innerhalb einer Vegetationsperiode wieder kompensiert (IRSLINGER 2022, KÖHL et al. 2020).

Holz aus ausbeuterischer Waldnutzung ist nicht CO<sub>2</sub>-neutral, weil die

Verluste bei der Holzernte und der Holzverarbeitung zu Netto-CO<sub>2</sub>-Emissionen führen, die durch Substitutionseffekte nicht vollständig kompensiert werden. Raubbau an Wäldern hat seine Ursache oft auch darin, dass die Verluste bei der Holzernte mehrfach höher sind als die Menge des geernteten Holzes (KÖHL et al. 2020, SCHULZE et al. 2016) und deshalb auf immer weitere Primärwälder übergreifen wird. Da die hektarbezogenen Holzvorräte in borealen Wäldern geringer sind als in Deutschland, wird zur Kompensation eines hiesigen Nutzungsverzichts das Mehrfache der hier aus der Nutzung genommenen Fläche benötigt (SCHULZE et al. 2016). Die dort übliche Kahlschlagswirtschaft kann außerdem zu enormen Humusverlusten und riesigen Kohlenstoffschulden führen.

Im Sinne des Klimaschutzes und der globalen Biodiversität ist die naturnahe Bewirtschaftung unserer heimischen Wälder alternativlos, sie ist mit Abstand sinnvoller als Holz oder Holzprodukte zu importieren. Nutzungsverzicht hierzulande hat ohne Zweifel einen erhöhten Nutzungsdruck auf Wälder außerhalb Deutschlands mit geringerem Schutzstatus zur Folge (SCHULZE et al. 2016). So lagen die deutschen Netto-Importe insbesondere von Nadelrohholz im Zeitraum 2013 bis 2017 deutlich höher als in der Periode zuvor, was auch auf den verringerten inländischen Holzeinschlag zurückzuführen ist (HENNIG et al. 2019a, SCHMITZ 2019). Auch KÖRNER (2020) gibt an, dass eine Nutzungseinschränkung in der Schweiz durch Holzimporte aus anderen Ländern kompensiert würde, womit sich ein Teil der C-Bilanz einfach ins Ausland verlagern würde. Die daran geknüpften Habitaterstörung würde die vermeintlichen ökologischen Gewinne einer Wildnis-Offensive hierzulande um ein Vielfaches übertreffen, ein typisches Verhalten reicher Nationen, die so ihren ökologischen Fußabdruck ins Ausland verlagern (JORGENSEN & RICE 2005, vgl. LESSENICH 2018). Eine seriöse Bilanzierung muss daher dem sektoralen Ansatz folgen (KÖHL et al. 2021) mit einem globalen CO<sub>2</sub>-Bilanzierungsansatz, der dem Nutzungsverzicht hierzulande die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Raubbau andersorts gegenüberstellt. Nachhaltige Waldwirtschaft vermeidet fossile Emissionen, Nutzungsverzicht verschärft langfristig die Klimakrise.

### Schlussbemerkung

Waldwirtschaft ist Klimaschutz, im Wald nichts zu tun dagegen auf Dauer klimaschädlich (GUSTAVSSON et al. 2017, IRSLINGER & SCHMINCKE 2013, IRSLINGER 2019, IRSLINGER 2022,

<sup>32)</sup> Die standardisierte und wissenschaftlich fundierte Methodologie der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040/44 dient dazu, die Auswirkung von Produkten oder Dienstleistungen auf die Umwelt einzuschätzen. Bei Gesetzgebungsverfahren spielen Ökobilanzen eine zunehmend wichtige Rolle.

KÖHL et al. 2020, NABUURS et al. 2007, RÜTER et al. 2011, SCHMINCKE & IRSLINGER 2013, SCHULZE et al. 2019b, SCHULZE et al. 2020a, SCHULZE et al. 2021, SCHULZE et al. 2022a, WERNER et al. 2010). Deutschland emittierte 2021 762 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente<sup>33</sup> (UMWELTBUNDESAMT 2022), ohne nachhaltige Waldwirtschaft hätte die Emission 2021 bei 867 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten gelegen. Die Waldbewirtschaftung verringerte 2021 die deutschen Treibhausgas-Emissionen demnach um etwa 12 Prozent<sup>34</sup>. Deutschland hat also das große Glück, viel zum Klimaschutz beitragen zu können, indem die Ressource Wald nachhaltig genutzt wird.

Im dicht besiedelten Mitteleuropa sind wir darauf angewiesen, den Prozess der Transformation in ein warm-trockenes Klima durch „Climate Smart Forestry“ (BOWDITCH et al. 2020, IPCC 2007, NABUURS et al. 2017) zu begleiten, um die Resilienz der Wälder zu erhöhen und deren Klimaschutz-Funktion dauerhaft aufrechtzuerhalten (siehe EISENHAUER 2022). Wälder hierzulande über ein gewisses Maß hinaus unter Total-schutz zu stellen, hieße, lokal zu schützen und global zu verschmutzen! Verantwortungsvolle Umweltpolitik heißt, unsere heimischen Wirtschaftswälder weiterhin zum allergößten Teil zu nutzen und Primärwälder und damit ihre Biodiversität andernorts zu schützen. Die Nutzung unserer Wälder trägt unmittelbar zum Schutz der Primärwälder unseres Globus<sup>6</sup> bei, denn in Deutschland wird der Wald nachhaltig genutzt. Ein Verzicht auf die Bewirtschaftung unserer Wälder in noch größerem Umfang als heute ist nicht nachhaltig und würde den Generationenvertrag über unsere Wälder in Frage stellen.

## Dank

Der Autor dankt Herrn Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze für das Korrekturlesen und wichtige Impulse.

## Literatur

- ACHAT, D. L., FORTIN, M., LANDMANN, G., RINGEVAL, B. & L. AUGUSTO (2015): Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5, Article number: 15991.
- AMIRI, A., OTTELIN, J., SORVARI, J. & S. JUNNILA (2020): Cities as Carbon Sinks – Classification of Wooden Buildings. *Environmental Research Letters* 15 (9):094076.
- ANDREAE, H., EICKENSCHIEDT, N., EVERS, J., GRÜNEBERG, E., ZICHE, D., AHREND, B., HÖHLE, J., NAGEL, H.D. & N. WELLBROCK (2016): Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderungen in Waldböden. – In: WELLBROCK, N., BOLTE, A., FLESSA, H. (eds): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. – Thünen Rep 43. Braunschweig, Johann von Thünen Institut, 135-180.
- ANDREW, R. M. (2018): Global CO<sub>2</sub> emissions from cement production. – *Earth Syst. Sci. Data* 10, 195-217.
- AUBINET, M., GRELE, A., IBROM, A., RANNIK, Ü., MONTCRIEFF, J., FOKEN, T., KOWALSKI, A.S., MARTIN, P.H., BERBIGER, P., BERNHOFER, C., CLEMENT, R., ELBERS, J., GRANIER, A., GRÜNWARD, T., MORGENSTERN, K., PILGAARD, K., REBMANN, C., SNIJDERS, W., VALENTINI, R., & T. VESALA (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLX methodology. – *Adv.Ecol.Res.* 30, 113-175.
- AYRES, M.P. & M.J. LOMBARDEO (2000): Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. – *Science of the Total Environment* 262, 263-289.
- BAIRD, M., ZABOWSKI, D. & R.L. EVERETT (1999): Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests. – In: *Plant Soil* 209, 233-243.
- BASTOS, A., CIAIS, P., FRIEDLINGSTEIN, P., SITCH, S., PONGRATZ, J., FAN, L., WIGNERON, J.P., WEBER, U., REICHSTEIN, M., FU, Z., ANTHONI, P., ARNETH, A., HAVERD, V., JAIN, A.K., JOETZJER, E., KNAUER, J., LIENERT, S., LOUGHRAN, T., MCGUIRE, P.C., TIAN, H., VIOVY, N. & S. ZAEHLE

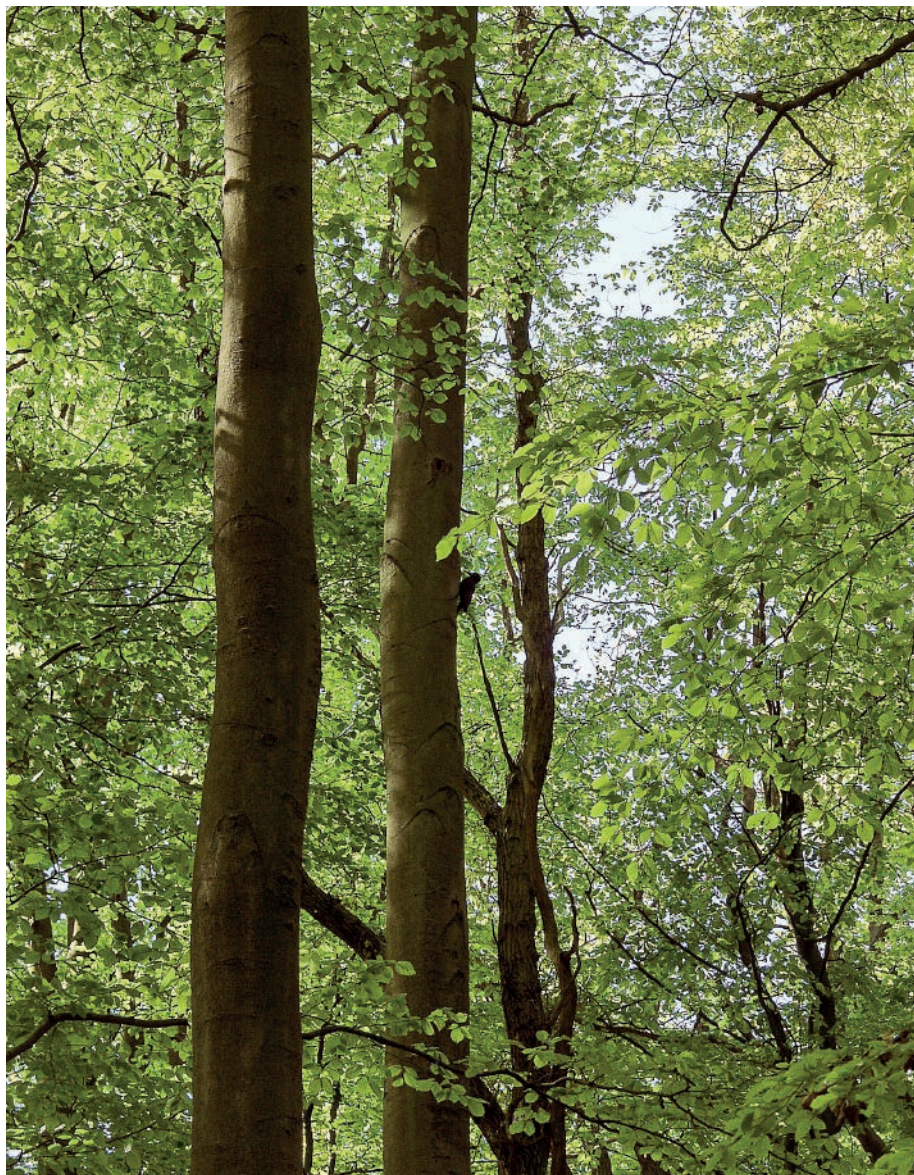


Abb. 27 Schwarzspecht (*Dryocopus martius* L.) in einem bewirtschafteten Buchenwald im Ramert bei Rottenburg am Neckar (Aufn.: R. IRSLINGER).

<sup>33</sup>) CO<sub>2</sub>-Äquivalente reduzieren die unterschiedliche Klimawirksamkeit der verschiedenen Treibhausgase auf einen einzigen Wert (CO<sub>2</sub>e).

<sup>34</sup>) Dieser Schätzwert ergibt sich aus der je Vorratsfestmeter geerntetem Holz vermiedenen Emissionsmenge an fossilem CO<sub>2</sub> von 0,966 Tonnen zuzüglich der Bindung von 0,917 Tonnen CO<sub>2</sub> je Vorratsfestmeter im nicht genutzten Zuwachs und der Zunahme des Holzproduktspeichers (IRSLINGER 2022).

- (2020): Direct and seasonal legacy effects of the 2018 heat wave and drought on European ecosystem productivity. – *Sci. Adv.* 6, 1-13.
- BAUR, F., WERN, B., VOGLER, C. & F. SCHOLL (2019): Altholz – Quo vadis? Abschlussbericht, Saarbrücken. izes gGmbH Institut für Zukunfts-Energie- und Stoffstromsysteme.
- BEMMANN, A. & M. BEMMANN (2022): Unverzichtbar Holz in der Industriegesellschaft Deutschlands. – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert. München, 129-141.
- BERNER, R. A. (2004): The Phanerozoic carbon cycle: CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub>. – Oxford, UK, Oxford University Press.
- BIRIŞ, J. A. & P. VEEN (Eds.; 2005): Virgin forests in Romania – Inventory and strategy for sustainable management and protection of virgin forests in Romania (PIN-MATRA).
- BLASCHKE, M., FÖRSTER, B., HÜBNER, C. & M. KÖLBEL (2018): Naturwaldreservate im Frankenwald: Naturwaldreservate zeigen die Dominanz der Buche im Frankenwald. – *LWF aktuell*, 50-52.
- BLE (2019): Waldbrandstatistik der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2018. Bonn, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. [<https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/BZL/Daten-Berichte/Waldbrandstatistik/Waldbrandstatistik-2018.pdf>]; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- BMEL (2018a): Waldböden in Deutschland: Ausgewählte Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung. Bonn, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bearb.: WELLBROCK, N., GRÜNEBERG, E.
- BMEL (2018b): Der Wald in Deutschland: ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur, 3. korr. Auflage. Berlin, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- BMEL (2019): Unser Wald: Natur aus Försterhand. Bonn, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- BMUB (2015): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau- und Reaktorsicherheit : Ökobaudat. Informationsportal Nachhaltiges Bauen: Datenbank ökobaudat [<http://www.oekobaudat.de/datenbank/browser-oekobaudat.html>]; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- BOLSINGER, C., MCKAY, N., GEDNEY, D. & C. ALERICH (1997): Washington's public and private forests. – *Resource Bulletin*. PNWRB-218. Portland, OR: USDA Forest Service. Pacific Northwest Research Station, 144 p.
- BOLTE, A., EICHHORN, J. & J. BLOCK (2016): Nachhaltige Nutzung und Schutz von Wäldern und Waldböden. – In: WELLBROCK, N., BOLTE, A. & H. FLESSA (Hrsg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. – Thünen Rep 43. Braunschweig, Johann von Thünen Institut, 457-464.
- BOLTE, A., HÖHL, M., HENNIG, P., SCHAD, T., KROIHER, F., SEINTSCH, B., ENGLERT, H. & L. ROSENKRANZ (2021): Zukunftsaufgabe Waldanpassung. – *AFZ-DerWald* 4, 12-16.
- BORMANN, B. T., HOMANN, P. S., DARBYSHIRE, R. L. & B. A. MORRISSETTE (2008): Intense forest wildfire sharply reduces mineral soil C and N : the first direct evidence. – In: *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2771-2783.
- BOURIAUD, O., DON, A., JANSSENS, I. A., MARIN, G. & E.-D. SCHULZE (2019): Effects of forest management on biomass stocks in Romanian beech forests. – *Forest Ecosystems* 6(1), 19.
- BOWDITCH, E., SANTOPUOLI, G., BINDER, F., DEL RÍO, M., LA PORTA, N., KLUVANKOVA, T., LESINSKI, J., MOTTA, R., PACH, M., PANZACCHI, P., PRETZSCH, H., TEMPERLI, C., TONON, G., SMITH, M., VELIKOVA, V., WEATHER, A. & R. TOGNETTI (2020): What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. – *Ecosystem Services* 43, 101113.
- BRÄNDLI, U. B. & J. DOWHANYTSCH (Red.; 2003): Urwälder im Zentrum Europas : ein Naturführer durch das Karpaten-Biosphärenreservat in der Ukraine. – Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL; Rachiw, Karpaten-Biosphärenreservat. – Bern, Stuttgart, Wien.
- BRAUN, S. & W. FLÜCKIGER (2013): Wie geht es unserem Wald? – In: Institut für angewandte Pflanzenbiologie (IAP), Bericht 4.
- BRÉDA, N., HUC, R., GRANIER, A. & E. DREYER (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of eco-physiological responses, adaptation processes and long-term consequences. – *Ann. For. Sci.* 63, 625-644.
- BRIENEN, R. J. W., CALDWELL, L., DUCHESNE, L., VOELKER, S., BARICHVICH, J., BALIVA, M., CECCANTINI, G., DI FILIPPO, A., HELAMA, S., LOCOSSELLI, G.M., LOPEZ, L., PIOVESAN, G., SCHÖNGART, J., VILLALBA, R. & E. GLOOR (2020): Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications* 11:4241. [<https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z>]; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- BUCHWALD, E. (2005): A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions, Rome, 11-19 January 2005.
- BURAS, A., RAMMIG, A. & C. S. ZANG (2020): Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. – *Biogeosciences* 17(6), 1655-1672.
- BURSCHEL, P., KÜRSTEN, E. & B. C. LARSON (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt: Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. – In: *Forstliche Forschungsberichte München* 126, 135 pp.
- BUTTERBACH-BAHL, K., BREUER, L., GASCHKE, R., WILLIBALD, G. & H. PAPAN H. (2002): Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the north-eastern German lowlands. 1. Fluxes of NO<sub>2</sub>, NO/NO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at forest sites with different N-deposition. – *Forest Ecology and Management* 167, 123-134.
- BUTTERBACH-BAHL, K., NEMITZ, E. & S. ZAEHLE (2011): Nitrogen processes in terrestrial ecosystems (Chapter 19). – In: SUTTON, M. A. et al. (eds.): *The European nitrogen assessment : sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge: University Press.
- BWI (2012a): Dritte Bundeswaldinventur (2012): mehr älterer Wald. [<https://www.bundeswaldinventur.de/dritte-bundeswaldinventur-2012/lebensraum-wald-mehr-biologische-vielfalt-im-wald/mehr-aelterer-wald/>]; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- BWI (2012b): Dritte Bundeswaldinventur (2012): [<https://www.bundeswaldinventur.de/>]; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- BYRNE, K. A., CHOJNICKI, B., CHRISTENSEN, T. R., DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., FRIBORG, T., FROLKING, S., LINDROTH, A., MAILHAMMER, J., MALMER, N., SELIN, P., TURUNEN, J., VALENTINI, R. & L. ZETTERBERG (2004): EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. *CarboEurope-GHG Concerted Action – Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget*, Report 4/2004, Specific Study. Viterbo, Tipo-Lito Recchioni.
- CAREY, E.V., SALA, A., KEANE, R. & R. M. CALLAWAY (2001): Are old forests underestimated as global carbon sinks? – *Glob Change Biol* 7(4): 339-344.
- CHEN, J., TER-MIKAELIAN, M. T., YANG, H. & S. J. COLOMBO (2017): Assessing the greenhouse gas effects of harvested wood products manufactured from managed forests in Canada. – *Forestry* 91, 193-205.
- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E.P., ÓDER, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., WIJDEVEN, S., MEYER, P., WINTER, S. & T. VRŠKA (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. – In: *Forest Ecology and Management* 210, 267-282.
- CHRISTENSEN, M., EMBORG, J. & A. BUSSE NIELSEN (2007): The forest cycle of Suserup Skov: revisited and revised. – *Ecol. Bull.* 52, 33-42.
- CHURKINA, G., ORGANSCHI, A., REYER, C. P. O., RUFF, A., VINKE, K., LIU, Z., RECK, B. K., GRAEDEL, T. E. & H. J. SCHELLNHUBER (2020): Buildings as a global carbon sink. – In: *Nature Sustainability* 3, 269-276.
- CIAIS, P., REICHSTEIN, M., VIOVY, N., GRANIER, A., OGÉE, J., ALLARD, V., AUBINET, M., BUCHMANN, N., BERNHOFER, C., CARRARA, A., CHEVALIER, F., DE NOBLET, N., FRIEND, A.D., FRIEDLINGSTEIN, P., GRÜNWALD, T., HEINESCH, B., KERONEN, P., KNOHL, A., KRINNER, G., LOUSTAU, D., MANCA, G., MATTEUCCI, G., MIGLIETTA, F., OURCIVAL, J. M., PAPALE, D., PILEGAARD, K., RAMBAL, S., SEUFERT, G., SOUSSANA, J. F., SANZ, M. J., SCHULZE, E.-D., VESALA, T. & R. VALENTINI (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. – *Nature* 437, 529-533.
- CIAIS, P., SCHELHAAS, M. J., ZAEHLE, S., PIAO, S. L., CESCATTI, A., LISKI, J., LUYSSAERT, S., LE-MAIRE, G., SCHULZE, E.-D., BOURIAUD, O., FREIBAUER, A., VALENTINI, R. & G. J. NABUURS (2008): Carbon accumulation in European forests. – *Nature Geoscience* 1, 425-429.
- CIAIS, P., YAO, Y., GASSER, T., BACCINI, A., WANG, Y., LAUERWALD, R., PENG, S., BASTOS, A., LI, W., RAYMOND, P.A., CANADELL, J. G., PETERS, G. P., ANDRES, R. J., CHANG, J., YUE, C., DOLMAN, A. J., HAVERD, V., HARTMANN, J., LARUELLE, G., KONINGS, A. G., KING, A. W., LIU, Y., LUYSSAERT, S., MAIGNAN, F., PATRA, P.K., PEREGON, A., REGNIER, P., PONGRATZ, J., POULTER, B., SHVIDENKO, A., VALENTINI, R., WANG, R., BROQUET, G., YIN, Y., ZSCHEISCHLER, J., GUENET, B., GOLL, D. S., BALLANTYNE, A. P., YANG, H., QIU, C. & D. ZHU (2020): Empirical estimates of regional carbon budgets imply reduced global soil heterotrophic respiration. – *National Science Review* 8, nwaa145.
- COMMARMOT, B., BACHOFEN, H., BUNDZIAK, Y., BÜRGI, A., RAMP, B., SHPARYK, Y., SUKHARIUK, D., VITER, R., ZINGG, A. (2005): Structure of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. – *Forest Snow and Landscape Research* 79(1-2), 45-56.
- COMMARMOT, B. & P. BRANG (2011): Was sind Naturwälder, was Urwälder? – In: BRANG, P., HEIRI, C. & H. BUGMANN (Red.): *Waldreservate – 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz*. – Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL; Zürich, ETH Zürich. Bern, Stuttgart, Wien: 12-25.
- COMMARMOT, B., ABEGG, M., BRÄNDLI, U. B., HOBI, M. L., KOROL, M. & A. LANZ (2013): Main results. – In: COMMARMOT, B., BRÄNDLI, U. B., HAMOR, F., & V. LAVNYNY:

- Inventory of the Largest Primeval Beech Forest in Europe: A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure. – Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL / L'viv, Ukrainian National Forestry University / Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve (eds.): 41-57.
- CONEN, F., ZERVA, A., ARROUAYS, D., JOLIVET, C., JARVIS, P., GRACE, J. & M. MENCUCINI (2005): The carbon balance of forest soils: detectability of changes in soil carbon stocks in temperate and boreal forests. – In: GRIFFITHS, H. & P. JARVIS (Eds.): *The Carbon Balance of Forest Biomes*, vol. 9. – Garland Science/BIOS Scientific Publishers, Southampton, UK, chap. 11: 233-247.
- COWIE, A. L., BERNDIS, G., BENTSEN, N. S., BRANDÃO, M., CHERUBINI, F., EGNELL, G., GEORGE, B., GUSTAVSSON, L., HAN-EWINKEL, M., HARRIS, Z. M., JOHNSON, F., JUNGINGER, M., KLINE, K. L., KOPONEN, K., KOPPEJAN, J., KRAXNER, F., LAMERS, P., MAJER, S., MARLAND, E., NABUURS, G. J., PELKMANS, L., SATHRE, R., SCHAUB, M., TATTERSALL SMITH JR, C., SOIMAKALLIO, S., VAN DER HILST, F., WOODS, J. & F. A. XIMENES (2021): Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. – In: *Global Change Biology Bioenergy*. 13, 1210-1231. [https://doi.org/10.1111/gcbb.12844; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- CULLEN, J. M., ALLWOOD, J. M. & M. D. BAMBACH (2012): Mapping the global flow of steel: from steelmaking to end-use goods. – *Environ. Sci. Technol.* 46: 13048-13055.
- DEBELJAK, M. (2006): Coarse woody debris in virgin and managed forest. – *Ecological Indicators* 6(4), 733-742.
- DESAI, A. R., BOLSTAD, P. V., COOK, B. D., DAVIS, K. J. & E. V. CAREY (2005): Comparing net ecosystem exchange of carbon dioxide between an old-growth and mature forest in the upper Midwest, USA. – *Agric. For. Meteorol.* 128, 33-55.
- DESPREZ-LOUSTAU, M. L., MARÇAIS, B., NAGELEISEN, L. M., PIOUS, D. & A. VANINI (2006): Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. – *Ann. For. Sci.* 63, 595-610.
- DIXON, R. K., SOLOMON, A. M., BROWN, S., HOUGHTON, R. A., TREXIER, M. C. & J. WISNIEWSKI (1994): Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. – *Science* 263(5144), 185-190.
- DON, A., BÄRWOLFF, M., KALBITZ, K., ANDRUSCHKEWITSCH, R., JUNGKUNST, H.F. & E.D. SCHULZE (2012): No rapid soil carbon loss after a windthrow event in the High Tatra. *Forest Ecology and Management* 276:239-246.
- DROESSLER, L. & P. MEYER (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. – *Forstarchiv* 77, 155-162.
- EGENOLF, V., VITA, G., DISTELKAMP, M., SCHIER, F., HÜFNER, R. & S. BRINGEZU (2021): The Timber Footprint of the German Bioeconomy – State of the Art and Past Development. – *Sustainability* 13, 3878 [https://doi.org/10.3390/su13073878; zuletzt aufgerufen am 19.04.2022].
- EISENHAEUER, D. R. (2022): Waldumbau in Sachsen – Aufgabe für Generationen: Der Weg von Fichten- und Kiefernforsten zu standortgerechten Kulturwäldern. – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): *Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert*. – München, 39-54.
- ELLISON, D., PETERSSON, H., LUNDBLAD, M. & P. E. WIKBERG (2012): The incentive gap: LULUCF and the Kyoto mechanism before and after Durban. – *Glob. Change Biol. Bioenergy* 5, 599-622.
- ELLISON, D., LUNDBLAD, M. & H. PETERSSON (2014): Reforming the EU approach to LULUCF and the climate policy framework. – *Environmental Science & Policy* 40, 1-15.
- ENDRES, U. & B. FÖRSTER (2010): Strukturveränderungen in Buchennaturwaldreservaten: Totholz unterliegt in den „reifenden“ Naturwaldreservaten einer starken Dynamik. – *LWF aktuell* 77, 54-56.
- EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR (2011): *Das Jahr der Wälder: Wälder für Menschen* [https://www.eea.europa.eu/de/signale/signale-2011/artikel/das-jahr-der-waelder-waelder; zuletzt aufgerufen am 30.04.2022].
- EUROPÄISCHES PARLAMENT, RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2018): Verordnung (EU) 2018/841 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 über die Einbeziehung der Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft in den Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030 und zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 525/2013 und des Beschlusses Nr. 529/2013/EU.
- EUROPEAN COMMISSION (2021): *New EU Forest Strategy for 2030*. – Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, COM(2021) 572 final, Brussels.
- FALINSKI, J. B. (1986): *Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forests: Ecological Studies in Białowieża Forest*. – *Geobotany*, 8 (8), 555 pp.
- FAO (2020): *Global Forest Resources Assessment: Main report*. – Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. [https://www.fao.org/3/ca9825en/ca9825en.pdf; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- FLECK, S., EICKENSCHIEDT, N., AHREND, B., EVERS, J., GRÜNEBERG, E., ZICHE, D., HÖHLE, J., SCHMITZ, A., WEIS, W., SCHMIDT-WALTER, P., ANDREAE, H. & N. WELLBROCK (2019): Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils. – In: WELLBROCK, N. & A. BOLTE (eds.): *Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring*. – *Ecol. Studies* 237, Cham, Springer, 123-166.
- FOKEN, T. (2017): Energy and matter fluxes of a spruce forest ecosystem. – *Ecological Studies* 229, Heidelberg, 532 pp.
- FORD, S. E. & W. S. KEETON (2017): Enhanced carbon storage through management for old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. – *Ecosphere* 8: e01721. [https://doi.org/10.1002/ecs2.1721; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- FOREST EUROPE (2020): *State of Europe's Forests 2020*. In: KÖHL, M., LINSER, S., PRINS, K. (Eds.), Bratislava.
- FORZIERI, G., GIRARDELLO, M., CECCHERINI, G., SPINONI, J., FEYEN, L., HARTMANN, H., BECK, P.S.A., CAMPS-VALLS, G., CHI-RICI, G., MAURI, A. & A. CESCATTI (2021): Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. – *Nature Communications* 12(1), 1-12.
- FREISE, C. (2005): *Die relative Kronenlänge als Steuerungsparameter des Einzelbaumwachstums der Fichte*. – Diss., Freiburg i. Brsg., Albert-Ludwigs-Universität.
- FRIEDRICH, U., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W., SCHELLELMANN, K., WEBER, M. & W. HÄRDITZLE (2012): Nitrogen deposition increases susceptibility to drought: experimental evidence with the perennial grass *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Plant and soil* 353(1), 59-71.
- FRIEDLINGSTEIN, P. et al. (2022): *Global Carbon Budget 2021*. – *Earth Syst. Sci. Data* 14, 1917-2005.
- FRÜHWALD, A., POHLMANN, C. & G. WEGENER, G. (2001): *Holz – Rohstoff der Zukunft nachhaltig verfügbar und umweltgerecht*. – In: Informationsdienst Holz, DGfH e.V. und HOLZABSATZFONDS, *Holzbauhandbuch*, Reihe 1, Teil 3, Folge 2.
- GOLDAMMER, J.G. (2019): *Der Wald der Zukunft muss sich Klimaextremen stellen können*. Interview von S. Hartig mit Prof. J. G. Goldammer. – *ProWald* Februar 2019, 8-9.
- GOSSNER, M. M., WENDE, B., LEVICK, S., SCHALL, P., FLOREN, A., LINSENMAIR, K. E., STEFFAN-DEWENTER, I., SCHULZE, E.-D. & W. W. WEISSER (2016): Deadwood enrichment in European forests. Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? – *Biological Conservation* 201, 92-102.
- GRACE, J. & M. RAYMENT (2000): *Respiration in the balance*. – *Nature* 404, 819-820, [https://www.researchgate.net/publication/12530129\_Respiration\_in\_the\_balance; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- GRASSL, H., SCHUTZ, R., KOKOTT, J., KULESSA, M., LUTHER, J., NUSCHELER, F., SAUERBORN, R., SCHELLHUBER, H. J. & E.-D. SCHULZE (2003): *Über Kioto hinaus denken – Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert*. Sondergutachten des wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen*.
- GRATZER, G., VESELINOVIC, B. & H. P. LANG (2012): *Urwälder in Mitteleuropa – die Reste der Wildnis*. – *Silva fera* 1, 16-29.
- GRIER, C. C., LEE, K. M., NADKARNI, N. M., KLOCK, G. O. & P. J. EDGERTON (1989): *Productivity of forests of the United States and its relation to soil and site factors and management practices: a review*. General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service.
- GROSS, A., HOLDENRIEDER, O., PAUTASSO, M., QUELOZ, V., SIEBER, T. N. (2013): *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. – *Molecular Plant Physiology* 15(1), 5-21.
- GRÜNEBERG, E., RIEK, W., SCHÖNING, I., EVERS, J., HARTMANN, P. & D. ZICHE (2016): *Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderungen in Waldböden*. – In: WELLBROCK, N., BOLTE, A. & H. FLESSA (Hrsg.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. – Thünen Rep 43. Braunschweig, Johann von Thünen Institut, 181-209.
- GUSTAVSSON, L., HAUS, S., LUNDBLAD, M., LUNDSTRÖM, A., ORTIZ, C. A., SATHRE, R., LE TRUONG, N. & P. E. WIKBERG (2017): *Climate change effects of forestry and substitution of carbon-intensive materials and fossil fuels*. – *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67, 612-624.
- GUNDERSEN, P., THYBRING, E. E., NORDLARSEN, T., VESTERDAL, L., NADELHOFFER, K. J. & V. K. JOHANNSEN (2021): *Old-growth forest carbon sinks overestimated*. – *Nature* 591, E21-E23.
- HAFNER, A. & S. SCHÄFER (2017): *Comparative LCA study of different timber and mineral buildings and calculation method for substitution factors on building level*. – *Journal of Cleaner Production* 167, 630-642.
- HAMOR, F. & U. B. BRÄNDLI (2013): *The Uholka-Shyrokyi Luh protected massif – an overview*. – In: COMMARMOT, B., BRÄNDLI, U. B., HAMOR, F. & V. LAVNYI: *Inventory of the Largest Primeval Beech Forest in Europe: A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure*. – Bir-

- mensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL / L'viv, Ukrainian National Forestry University / Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve (eds.), 13-18.
- HANEWINKEL, M. (2011): Multifunktionalität des Waldes. – In: Eidgenössische Forschungsanstalt: Forum für Wissen, 7-14.
- HANNON, G., BRADSHAW, R. & J. EMBORG (2000): 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, a seminatural Danish woodland. – *Glob. Ecol. Biogeogr.* 9, 101-114.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., BRADSHAW, R. H. W., EMBORG, J. & G. HANNON (2007): The history and present conditions of Suserup Skov – a nemoral, deciduous forest reserve in a cultural landscape. – *Ecol. Bull.* 52, 7-17.
- HEIMANN, M. & M. REICHSTEIN (2008): Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. – *Nature* 451, 289-292. [https://www.researchgate.net/publication/5648234\_Heimann\_M\_Reichstein\_M\_Terrestrial\_ecosystem\_carbon\_dynamics\_and\_climate\_feedbacks\_Nature\_451\_289-292; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- HEIRI, C., WOLF, A., ROHRER, L. & H. BUGMANN (2009): Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management. – *Ecol. Appl.* 19, 1920-1934.
- HENNIG, P., SCHNELL, S. & T. RIEDEL (2019a): Rohstoffquelle Wald – Holzvorrat auf neuem Rekord. – *AFZ-DerWald* 14, 24-27.
- HENNIG, P., SCHNELL, S. & T. RIEDEL (2019b): Produktivität der Wälder. – *AFZ-DerWald* 14, 28-31.
- HILBERT, J. & A. WIENSCZYK (2007): Old-growth definitions and management: A literature review. – *BC Journal of Ecosystems and Management* 8(1), 15-31.
- HÖLLERL, S., SEFIDI, K., MOHADJER, M. R. M. & R. MOSANDL (2012): Wie hoch ist der „natürliche Holzvorrat“ in Buchenwäldern?: Kaspische Buchenurwälder widersprechen SRU-Umweltgutachten. – *AFZ-DerWald* 18, 27-29.
- HOHO Wien (2022): Auf dem richtigen Holzweg. – Wien, Entwicklung Baufeld Delta GmbH. [https://www.hoho-wien.at/; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- HOLTSMARK, B. (2012): Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt. – *Clim. Change* 112, 415-428.
- HUBER, J. (2022): Mit Holzbau aus der Klimakrise: Die Rückkehr des Holzbaus in die Städte. – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert. – München, 143-153.
- HURTEAU, M. D., HUNGATE, B. A. & G. KOCH (2008): Carbon protection and fire risk reduction: Toward a full accounting of forest carbon offsets. – *Front Ecol Environ* 6(9), 493-498.
- ICP FORESTS (2012): Tree response to critical limit exceedances (EB.AIR/WG.1/2012/5). In: ICP Forest (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests operating under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution). [http://www.uncece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/air/WGE\_31th/ICP-Forests-Lorenz\_01.pdf; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for Greenhouse Gas Inventories – Vol 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. – Hayama, Kanagawa, Japan: IEA/OECD, IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit: 683 p. [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html; aufgerufen am 06.02.2022].
- IPCC (2007): Climate change 2007: Mitigation of climate change. – In: METZ, B., DAVIDSON, O. R., BOSCH, P. R., DAVE, R. & L. A. MEYER (eds.): Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Cambridge UK, and New York, 543.
- IPCC (2013): 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/index.html; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- IRSLINGER, R. & E. SCHMINCKE (2013): Holznutzung gehört zur CO<sub>2</sub>-Bilanz der Forstwirtschaft: wie man besser nicht für einen geplanten Nationalpark argumentiert: eine Entgegnung zu Luick & Reif (2013). – *Holz-Zentralblatt* 11, 274.
- IRSLINGER, R. (2019): Greenpeace-„Waldvision“ schadet Wald und Klima: Ein Beitrag zur Debatte um das Bundes-Klimaschutzgesetz. – *Holz-Zentralblatt* 27, 594.
- IRSLINGER, R. (2021): Wie ein Klimaschutzgesetz unseren Wald ruiniert. – In: *Globalmagazin* 12/07/2021.
- IRSLINGER, R. (2022): Waldlandschaften für Klimaschutz: Fossile Emissionen vermeiden, anstatt sie in Wäldern zu speichern. – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert. – München, 174-191.
- JÄGER, T. (2012): Quantifizierung der monetären Vorteile von intakten Waldböden und allfälliger Mehraufwände bei der Holzernte. – Masterarbeit, Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule.
- JANDL, R., LINDNER, M., VESTERDAL, L., BAUWENS, B., BARITZ, R., HAGEDORN, F., JOHNSON, D. W., MINKKINEN, K. & K. A. BYRNE (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? – *Geoderma* 137, 253-268.
- JANDL, R., SPATHELF, P., BOLTE, A. & C. E. PRESCOTT (2019): Forest adaptation to climate change: is non-management an option? – *Annals of Forest Science* 76, 48.
- JALKANEN, A. & U. MATTILA (2000): Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. – *Forest Ecology and Management* 135, 315-330.
- JOHNSON, D. W. & P. S. CURTIS (2001): Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. – In: *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- JONKER, J. G. G., JUNGINGER, M. & A. FAAIJ (2014): Carbon payback period and carbon offset parity point of wood pellet production in the South-eastern United States. – *Glob. Change Biol. Bioenergy* 6(4), 371-389.
- JORGENSEN, A. K. & J. RICE (2005): Structural dynamics of international trade and material consumption: a cross-national study of the ecological footprints of less-developed countries. – *Journal of World-Systems Research* 11(1), 57-77.
- KAHL, T., ARNSTADT, T., BABER, K., BÄSSLER, C., BAUHUS, J., BORKEN, W., BUSCOT, F., FLOREN, A., HEIBL, C., HESSENMÖLLER, D., HOFRIECHTER, M., HOPPE, B., KELLNER, H., KRÜGER, D., LINSENMAYER, K. E., MATZNER, E., OTTO, P., PURAHONG, W., SEILWINDER, C., SCHULZE, E.-D., WENDE, B., WEISSER, W. W. & M. M. GOSSNER (2017): Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. – *Forest Ecology and Management* 391, 86-95.
- KAHLE, H. P., KARJALAINEN, T., SCHUCK, A., ÄGREN, G. I., KELLOMÄKI, S., MELLERT, K., PRIETZEL, J., REHFUESS, K. E. & H. SPIECKER (Eds.; 2008): Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe – Results of the Recognition Project. – EFI Research Report 21, 261 pp.
- KEITH, H., MACKAY, B. G. & D. B. LINDENMAYER (2009): Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(28), 11635-11640.
- KIMMINS, J. P., COMEAU, P. G. & W. KURZ (1990): Modelling the interactions between moisture and nutrients in the control of forest growth. – *For Ecol Manage* 30, 361-379.
- KINT, V., CAMPIOLI, M., DELCLOO, A., AERTSEN, W., VANSTEENKISTE, D. & B. MUYS (2012): Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901-2008. – *Climatic Change* 115, 343-363.
- KIRSCHBAUM, M. U. F., EAMUS, D., GIFFORD, R. M., ROXBURGH, S. H. & P. J. SANDS (2001): Definitions of some ecological terms commonly used in carbon accounting. – *Proceedings Net Ecosystem Exchange CRC Workshop* (18-20 April, 2001), 2-5.
- KLÖPFER, W. & B. GRAHL (2009): Ökobilanz (LCA) : Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. – Wiley-VCH, Weinheim.
- KNAUF, M. & A. FRÜHWALD (2013): Beitrag des NRW Clusters ForstHolz zum Klimaschutz. – Studie von Knauf Consulting und Prof. Dr. Arno Frühwald (Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg) in Kooperation mit Prof. Dr. Michael Köhl (Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg) im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und des Landesbetriebs Wald und Holz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Münster.
- KNOHL, A., SCHULZE, E.-D., KOLLE, O. & N. BUCHMANN (2003): Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. – *Agric. For. Meteorol.* 118, 151-167.
- KÖHL, M., EHRHART, H.P. & M. KNAUF (2020): A viable indicator approach for assessing sustainable forest management in terms of carbon emissions and removals. – *Ecol. Indic.* 111, 106057.
- KÖHL, M., LINSER, S., PRINS, K. & A. TALARCZYK (2021): The EU climate package “Fit for 55” – a double-edged sword for Europeans and their forests and timber industry. – *Forest Policy and Economics* 132(9), 102596.
- KÖRNER, C. (2003): Slow in, rapid out – carbon flux studies and Kyoto targets. – *Science* 300, 1242-1243.
- KÖRNER, C. (2015): Paradigm shift in plant growth control. – *Curr. Opin. Plant Biol.* 25, 107-114.
- KÖRNER, C. (2017): Carbon sequestration: a matter of tree longevity. – *Science* 355, 130-131.
- KÖRNER, C. (2020): Biodiversität, Kohlenstoffkreislauf und Klimawirkungen sind im Wald eng verknüpft. – *Forum für Wissen*, 65-70.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Stuttgart.
- KRAMER, H. & A. AKÇA (1995): Leitfaden zur Waldmesslehre. 3. Aufl. – Frankfurt am Main.
- KROIHER, F. & K. OEHMICHEN (2010): Das Potenzial der Totholzakkumulation im deutschen Wald. – *Schweiz. Z. Forstwes.* 161(5), 171-180.
- KRUHLOV, I., THOM, D., CHASKOVSKYY, O., KEETON, W. S. & R. M. SCHELLER (2018): Future forest landscapes of the Carpathians: vegetation and carbon dynamics under climate change. – *Regional Environmental Change* 18, 1555-1567.
- KÜSTER, H. (1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa: Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. – München.
- KÜSTER, H. (2013): Geschichte des Waldes: Von der Urzeit bis zur Gegenwart. – München.

- KUITTINEN, M., ZERNICKE, C., SLABIK, S. & A. HAFNER (2021): How can carbon be stored in the built environment? A review of potential options. – *Architectural Science Review*. [https://doi.org/10.1080/00038628.2021.1896471; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- KURZ, W., DYMOND, C., STENSON, G., RAMPLEY, G., CARROLL, A., EBATA, T. & L. SAFRANYIK (2008): Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. – *Nature* 452(7190), 987-990. [https://doi.org/10.1038/nature06777; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- LANGER, G. (2019): Komplexe Erkrankungen bei älteren Rotbuchen. – *AFZ-DerWald* 74(24), 30-33.
- LANGER, G., BUSSKAMP, J. & E. J. LANGER (2020): Absterbeerscheinungen bei Rotbuche durch Trockenheit und Wärme. – *AFZ-DerWald* 75(4), 24-27.
- LAW, B. E., FALGE, E., GU, L., BALDOCCHI, D. D., BAKWIN, P., BERBIGIER, P., DAVIS, K., DOLMAN, A. J., FALK, M., FUENTES, J. D., GOLDSTEIN, A., GRANIER, A., GRELE, A., HOLLINGER, D., JANSSENS, I. A., JARVIS, P., JENSEN, N. O., KATUL, G., MAHLI, Y., MATTEUCCI, G., MEYERS, T., MONSON, R., MUNGER, W., OECHEL, W., OLSON, R., PILEGAARD, K., PAW, U. K. T., THORGEIRSSON, H., VALENTINI, R., VERMA, S., VESALA, T., WILSON, K. & S. WOFSY (2002): Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. – *Agricultural and Forest Meteorology* 113(1-4), 97-120.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. – *Schweiz. Z. Forstwes.* 110, 111-124.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. – Bern.
- LE PAGE, Y., HURTT, G., THOMSON, A., BOND-LAMBERTY, B., PATEL, P. L., WISE, M., CALVIN, K., KYLE, P., CLARKE, L., EDMONDS, J. & A. JANETOS (2013): Sensitivity of climate mitigation strategies to natural disturbances. – *Environmental Research Letters* 8(1).
- LEOPOLDINA (2013): Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen. – Halle (Saale), Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina.
- LESKINEN, P., CARDELLINI, G., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., HURMEKOSKI, E., SATHRE, R., SEPPÄLÄ, J., SMYTH, C., STERN, T. & P.J. VERKERK (2018): Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. – In: *From Science to Policy 7*. – European Forest Institute, 27 pp.
- LESSENICH, S. (2018): Neben uns die Sintflut: Wie wir auf Kosten anderer leben. – München.
- LI, B., BASU, S., WATSON, S.J. & H.W. RUSCHENBERG (2021): Mesoscale modeling of a "Dunkelflaute" event. – *Wind Energy* 2021, 24, 5-23.
- LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J., SEIDL, R., DELZON, S., CORONA, P., KÖLSTROM, M., LEXER, M.J. & M. MARCHETTI (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. – *For Ecol Manage* 259(4), 698-709.
- LIPPKÉ, B., WILSON, J., MEIL, J. & A. TAYLOR (2010): Characterizing the importance of carbon stored in wood products. – *Wood Fiber Sci.* 42, 5-14.
- LIPPKÉ, B., ONEIL, E., HARRISON, R., SKOG, K., GUSTAVSSON, L. & R. SATHRE (2011): Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. – *Carbon Management* 2(3), 303-333.
- LONG, J. N. & F. W. SMITH (1988): Leaf area sapwood-area relations of Lodgepole Pine as influenced by stand density and site index. – *Can. J. For. Res.* 18(2), 247-250.
- LONG, J. N. & F. W. SMITH (1990): Determinants of stemwood production in *Pinus contorta* var. *latifolia* forests: the influence of site quality and stand structure. – *J. Appl. Ecol.* 27, 847-856.
- LUHMANN, H. J. (2006): Kohlenstoffsenken: Alibi oder realer Beitrag zum Klimaschutz? – Vortrag, Michael Otto Stiftung. Hamburger Gespräche für Naturschutz.
- LUICK, R., HENNENBERG, K., LEUSCHNER, C., GROSSMANN, M., JEDICKE, E., SCHOOF, N. & T. WALDENPUHL (2022): Urwälder, Natur- und Wirtschaftswälder im Kontext von Biodiversitäts- und Klimaschutz. Teil 2: Das Narrativ von der Klimaneutralität der Ressource Holz. – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* 54(01), 22-35.
- LUYSSAERT, S., SCHULZE, E.-D., BÖRNER, A., KNOHL, A., HESSENMÖLLER, D., LAW, B. E., CIAIS, P. & J. GRACE (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. – *Nature* 455, 213-215.
- MALMSHEIMER, R. W., BOWYER, J. L., FRIED, J. S., GEE, E., IZLAR, R. L., MINER, R. A., MUNN, I. A., ONEIL, E. & W. C. STEWART (2011): Managing Forests because Carbon Matters: Integrating Energy, Products, and Land Management Policy. – *Journal of Forestry (Special Issue)* 109, 45 pp.
- MARTES, L. & M. KÖHL (2022): Improving the Contribution of Forests to Carbon Neutrality under Different Policies: A Case Study from the Hamburg Metropolitan Area. – *Sustainability* 14(4), 2088.
- MCDOWELL, N. G. & C. D. ALLEN (2015): Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. – *Nature Climate Change* 5, 669-672.
- MCDOWELL, N. G., ALLEN, C. D., ANDERSON-TEIXEIRA, K., AUKEMA, B. H., BOND-LAMBERTY, B., CHINI, L., CLARK, J. S., DIETZE, M., GROSSIORD, C., HANBURY-BROWN, A., HURTT, G. C., JACKSON, R. B., JOHNSON, D. J., KUEPPERS, L., LICHTSTEIN, J. W., OGLE, K., POULTER, B., PUGH, T.A.M., SEIDL, R., TURNER, M. G., URIARTE, M., WALKER, A. P. & C. XU (2020): Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. – *Science* 368, 964.
- MCPFE (2007): State of Europe's Forests 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe. – Warsaw, MCPFE Liaison Unit Warsaw, UNECE and FAO.
- MEYER, P., TABAKU, V. & B. VON LÜPKE (2002): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder: Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. – *Forstw. Cbl.* 122, 47-58.
- MEYER, P., NAGEL, R., & E. FELDMANN (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. – In: *Journal of Ecology* 00, 1-15.
- MILLAR, C. I. & N. L. STEPHENSON (2015): Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. – *Science* 349, 823-826.
- MÜLLER, M. (2022): Patient Wald: Ist der Wald noch zu retten? – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert. – München, 217-228.
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* 189, 256 pp.
- NABUURS, G. J., MASERA, O., ANDRASKO, K., BENITEZ-PONCE, P., BOER, R., DUTSCHKE, M., ELSIDDIG, E., FORD-ROBERTSON, J., FRUMHOFF, P., KARJALAINEN, T., KRANKINA, O., KURZ, W. A., MATSUMOTO, M., OYHANTCABAL, W., RAVINDRANATH, N. H., SANZ SANCHEZ, M. J. & X. ZHANG (2007): Forestry. – In: METZ, B., DAVIDSON, O. R., BOSCH, P. R., DAVE, R. & L. A. MEYER (eds.): *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. – Cambridge, Cambridge University Press.
- NABUURS, G. J., LINDNER, M., VERKERK, H., GUNIA, K., DEDA, P., MICHALAK, R. & G. GRASSI (2013): First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change* 3, 1-5. [https://doi.org/10.1038/nclimate1853; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- NABUURS, G. J., DELACOTE, P., ELLISON, D., HANEWINKEL, M., LINDNER, M., NESBIT, M., OLLIKAINEN, M. & A. SAVARESI (2015): A new role for forests and the forest sector in the EU post-2020 climate targets. – *From Science to Policy 2*, European Forest Institute.
- NABUURS, G. J., DELACOTE, P., ELLISON, D., HANEWINKEL, M., HETEMÄKI, L. & M. LINDNER (2017): By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. – *Forests* 8, 484-498.
- NAGEL, T. A. & J. DIACI (2006): Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. – *Canadian Journal of Forest Research* 36, 629-638.
- NAVE, L. E., VANCE, E. D., SWANSTON, C. W. & P. S. CURTIS (2010): Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. – *Forest Ecology and Management* 259(5), 857.
- NIKLAŠSON, M., ZIN, E., ZIELONKA, T., FEIJEN, M., KORCZYK, A. F., CHURSKI, M., SAMOJLIK, T., JĘDRZEJEWSKA, B., GUTOWSKI, J. M. & B. BRZEZIECKI (2010): A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. – *Journal of Ecology* 98, 1319-1329.
- NORD-LARSEN, T., VESTERDA, L., BENTSEN, N. S. & J. B. LARSEN (2019): Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. – *Forest Ecology and Management*, 447, 67-76. [https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.038; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- PAILLET, Y., PERNOT, C., BOULANGER, V., DEBAIVE, N., FUHR, M., GILG, O. & F. GOSSELIN (2015): Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. – *Forest Ecology and Management* 346, 51-64. [http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.037; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- PAUL, T., KIMBERLEY, M. O. & P. N. BEETS (2021): Natural forests in New Zealand: a large terrestrial carbon pool in a national state of Equilibrium. – *Forest Ecosystems* 8, 34.
- PARVIAINEN, J. (2005): Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. – *For. Snow Landsc. Res.* 79(1/2), 9-18.
- PIAO, S., WANG, X., CIAIS, P., ZHU, B., WANG, T. & J. LIU (2011): Changes in satellite-derived vegetation growth trend in temperate and boreal Eurasia from 1982 to 2006. – *Glob. Change Biol.* 17, 3228-3239.
- PIOVESAN, G., DI FILIPPO, A., BIONDI, F. & A. ALESSANDRINI (2008): Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. – *Glob. Change Biol.* 14, 1-17.
- POEPLAU, C., DON, A., VESTERDAL, L., LEIFELD, J., VAN WESEMAEL, B., SCHUMACHER, J. & A. GENSIOR (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone: carbon response functions as a model approach. – *Glob. Change Biol.* 17, 2415-2427.



- PREGITZER, K. S. & E. S. EUSKIRCHEN (2004): Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. – *Glob. Change Biol.* 10, 2052-2077.
- PUGH, T. A. M., LINDESKOGC, M., SMITH, B., POULTER, B., ARNETH, A., HAVERD, V. & L. CALLEE (2019): Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (10), 4382-4387.
- RADU, S. (2007): The Ecological Role of Deadwood in Natural Forests. – In: GAFTA, D. & J. AKEROYD (Eds.): *Nature Conservation: Concept and Practice*. – Berlin, 137-141.
- REICHSTEIN, M., BAHN, M., CIAIS, P., FRANK, D., MAHECHA, M. D., SENEVIRATNE, S. I., ZSCHEISCHLER, J., BEER, C., BUCHMANN, N., FRANK, D. C., PAPALE, D., RAMMIG, A., SMITH, P., THONICKE, K., VAN DER VELDE, M., VICCA, S., WALZ, A. & M. WATTENBACH (2013): Climate extremes and the carbon cycle. – *Nature* 500(36), 287-295.
- REIF, A., SCHULZE, E.-D., EWALD, J. & A. ROTHE (2014): Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz? – *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14, 5-29.
- REMMERT, H. (1992): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. – *Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufen/Salzach, Laufener Seminarbeitr.* 2/92, 45-57.
- RIEDEL, T., STÜMER, W., HENNIG, P., DUNGER, K. & A. BOLTE (2019): Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsenke. – *AFZ-DerWald* 14, 14-18.
- RIEK, W., TALKNER, U., DAMMANN, I., KOHLER, M., MEIWES, K. J. & A. GÖTTLEIN (2016): Waldernährung. – In: WELLBROCK, N., BOLTE, A. & H. FLESSA (Hrsg.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008*. – Thünen Rep 43. Braunschweig, Johann von Thünen Institut, 245-291.
- ROCK, J., BADECK, F. W. & M. E. HARMON (2008): Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. – *European Journal of Forest Research* 127, 301-313.
- ROHNER, B., BIGLER, C., WUNDER, J., BRANG, P. & H. BUGMANN (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. – *J. Veg. Sci.* 23, 892-905.
- ROUAULT, G., CANDAU, J. N., LIETIER, F., NAGELEISEN, L. M., MARTIN, J. C. & N. WARZÉE (2006): Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. – *Ann. For. Sci.* 63, 611-622.
- RÜTER, S. (2011): Projection of Net-Emissions from Harvested Wood Products in European Countries for the Period 2013-2020. – *Arbeitsbericht 1, Johann Heinrich von Thünen-Institut; Zentrum Holzwirtschaft, Universität Hamburg.*
- RÜTER, S. (2017): Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz zum Klimaschutz - Das Modell WoodCarbonMonitor. – *Dissertation, Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt.*
- RÜTER, S., ROCK, J., KÖTHKE, M. & M. DIETER (2011): Wieviel Holznutzung ist gut für's Klima? CO<sub>2</sub>-Bilanzen unterschiedlicher Nutzungsszenarien 2013 bis 2020. – *AFZ-DerWald* 66(15), 19-21.
- SAFFORD, H. D., PAULSON, A. K., STEEL, Z. L., YOUNG, D. J. N. & R. B. WAYMANN (2022): The 2020 California fire season: A year like no other, a return to the past or a harbinger of the future? – *Global Ecology and Biogeography*. DOI: 10.1111/geb.13498.
- SATHRE, R. & L. GUSTAVSSON (2009): A state-of-the-art review of energy and climate effects of wood product substitution. – *Ecotechnology, Östersund, Mid Sweden University.*
- SCHALL, P., HEINRICHS, S., AMMER, C., AYASSE, M., BOCH, S., BUSCOT, F., FISCHER, M., GOLDMANN, K., OVERMANN, J., SCHULZE, E.-D., SIKORSKI, J., WEISSER, W. W., WUBET, T. & M. M. GOSSNER (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. – *J Appl Ecol.* 00, 1-10.
- SCHARDT, M. (2006): Das Problem mit der „Holzfeuchte“ und dem „Wassergehalt“. – *LWF aktuell* 54, 50-51.
- SCHELHAAS, M. J., NABUURS, G. J. & A. SCHUCK (2013): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. – *Global Change Biology* 9, 1620-1633. [https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHERBER, C., EISENHAEUER, N., WEISSER, W. W., SCHMID, B., VOIGT, W., FISCHER, M., SCHULZE, E.-D., ROSCHER, C., WEIGELT, A., ALLAN, E., BESSLER, H., BONKOWSKI, M., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., CLEMENT, L. W., EBELING, A., ENGELS, C., HALLE, S., KERTSCHER, I., KLEIN, A. M., KOLLER, R., KÖNIG, S., KOWALSKI, E., KUMMER, V., KUU, A., LANGE, M., LAUTERBACH, D., MIDDELHOFF, C., MIGUNOVA, V. D., MILCU, A., MÜLLER, R., PARTSCH, S., PETERMANN, J. S., RENKER, C., ROTTSTOCK, T., SABAI, A., SCHEU, S., SCHUMACHER, J., TEMPERTON, V. M. & T. TSCHARNTKE (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. – *Nature* 468, 553-556.
- SCHERZINGER, W. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. – In: *Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufen/Salzach, Laufener Seminarbeitr.* 5/91, 30-42.
- SCHERZINGER, W. (2005): Chapter: III-2.6, Mosaik-Zyklus-Konzept. – In: SCHRÖDER, W., FRÄNZLE, O. & F. MÜLLER (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendung der Ökosystemforschung*. – 15. Erg. liefg. ecomed Biowissenschaften.
- SCHICKHOFER, M. & U. SCHWARZ (2019): Primorfa – Inventory of potential and primary and old growth forest areas in Romania. – *Radolfzell, Germany: Euronatur Foundation*, 84 pp.
- SCHINDLBACHER, A., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. & R. JANDL (2009): Carbon losses due to soil warming: do autotrophic and heterotrophic soil respiration respond equally? – *Glob. Change Biol.* 15, 901-913. [doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01757.x; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHLESINGER, W. H., PALMER WINKLER, J. & J. P. MEGONIGAL (2009): Soils and the Global Carbon Cycle. – In: WIGLEY, T. M. L. & D. S. SCHIMMEL (eds.): *The carbon cycle*. – Cambridge University Press. [https://doi.org/10.1017/CBO9780511573095; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHMIDT, M., HANEWINKEL, M., KÄNDLER, G., KUBLIN, E. & U. KOHNLE (2010): An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage: experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. – *Canadian Journal of Forest Research* 40, 1636-1652.
- SCHMIDT, W. (2000): Eiche, Hainbuche oder Rotbuche?: Zur Vegetation und Baumartenzusammensetzung von stau- und grundwasserbeeinflussten Wäldern des nordwestdeutschen Tieflandes. *Ergebnisse aus den Naturwäldern Hasbruch und Pretzter Landwehr*. – *Tuexenia* 20, 21-43.
- SCHMINCKE, E. & R. IRSLINGER (2013): PWC-Gutachten bestätigt Klimaproblematik: Stellungnahme zu dem Gutachten der Landesregierung von Baden-Württemberg zum potenziellen Nationalpark im Schwarzwald. – *Holz-Zentralblatt* 22, 527-528.
- SCHMITZ, F. (2019): Herausragendes aus der Kohlenstoffinventur 2017. – *AFZ-DerWald* 14: 34-36.
- SCHNABEL, F., LIU, X., KUNZ, M., BARRY, K. E., BONGERS, F. J., BRUELHEIDE, H., FICHTNER, A., HÄRDITZLE, W., LI, S., PFAFF, C. T., SCHMID, B., SCHWARZ, J. A., TANG, Z., YANG, B., BAUHUS, J., VON OHEIMB, G., MA, K. & C. WIRTH (2021): Species richness stabilizes productivity via asynchrony and drought-tolerance diversity in a large-scale tree biodiversity experiment. – *Science Advances* 7(51): 13 pp. [https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abk1643; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHRUMPF, M., SCHUMACHER, J., SCHOENING, I. & E.-D. SCHULZE (2008): Monitoring carbon stock changes in European soils: Process understanding and sampling strategies. – *Ecological Studies* 203: 153-189; [https://doi.org/10.1007/978-0-387-76570-9\_9. Zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E.-D., KAISER, K. & J. SCHUMACHER (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? – *Biogeosciences Discuss.* 8, 723-769.
- SCHULDT, B., BURAS, A., AREND, M., VITASSE, Y., BEIERKUHNLIN, C., DAMM, A., GHARUN, M., GRAMS, T. E. E., HAUCK, M., HAJEK, P., HARTMANN, H., HILTBRUNNER, E., HOCH, G., HOLLOWAY-PHILLIPS, M., KÖRNER, C., LARYSCH, E., LÜBBE, T., NELSON, D. B., RAMMIG, A., RINGLING, A., ROSE, L., RUEHR, N. K., SCHUMANN, K., WEISER, F., WERNER, C., WOHLGEMUTH, T., ZANG, C. S. & A. KAHMEN (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. – *Basic and Applied Ecology* 45, 86-103.
- SCHULZ, C. & G. WEBER-BLASCHE (2021): Kontroversen diskutiert: Der Klimaschutzbeitrag der Forst- und Holzwirtschaft: Wie kommt es zu unterschiedlichen Argumentationslinien und Widersprüchen? – *LWF aktuell* 1, 19-22.
- SCHULZE, E.-D., DE VRIES, W., HAUHS, M., ROSEN, K., RASMUSSEN, L., TAMM, C. O. & J. NILSSON (1989): Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. – *Water Air and Soil Pollution* 48(3-4), 451-456.
- SCHULZE, E.-D., LLOYD, J., KELLIHER, F. M., WIRTH, C., REBMANN, C., LÜHKER, B., MUND, M., KNOHL, A., MILYUKOVA, I. M., SCHULZE, W., ZIEGLER, W., VARLAGIN, A., SOGACHEV, A. F., VALENTINI, R., DORE, S., GRIGORIEV, S., KOLLE, O., PANFYOROV, M. I., TCHEBAKOVA, N. & N. VYGODSKAYA (1999): Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis. – *Glob. Change Biol.* 5, 703-722.
- SCHULZE, E.-D., WIRTH, C. & M. HEIMANN (2000): Managing forests after Kyoto. – *Science* 289, 2058-2059.
- SCHULZE, E.-D., GASH, J., FREIBAUER, A., LUYSSAERT, S. & P. CIAIS (eds.) (2009a): *CarboEurope-IP: An Assessment of the European Terrestrial Carbon Balance*. – Jena.
- SCHULZE, E. D., LUYSSAERT, S., CIAIS, P., FREIBAUER, A., JANSSENS, I. A., SOUSANA, J. F., SMITH, P., GRACE, J., LEVIN,

- I., THIRUCHITTAMPALAM, B., HEIMANN, M., DOLMAN, A. J., VALENTINI, R., BOUSQUET, P., PEYLIN, P., PETERS, W., RÖDENBECK, C., ETIOPE, G., VUICHARD, N., WATTENBACH, M., NABUURS, G. J., POUSSI, Z., NIESCHULZE, J., GASH, J. H. & THE CARBOEUROPE TEAM (2009b): Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. – *Nature Geoscience* 2, 842-851.
- SCHULZE, E.-D., KÖRNER, C., LAW, B., HABERLAND, H. & S. LUYSSAERT (2012): Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. – *Glob. Change Biol.* 4, 611-616.
- SCHULZE, E.-D. (2013): Nutzung oder Schutz im Laubwald. – *AFZ-DerWald* 17, 31-33.
- SCHULZE, E.-D., FRÖR, O. & D. HESSENMÖLLER (2016): Externe ökologische Folgen von Flächenstilllegungen im Wald. – *AFZ-DerWald* 15, 24-26.
- SCHULZE, E.-D., BECK, E., BUCHMANN, N., CLEMENS, S., MÜLLER-HOHENSTEIN, K. & M. SCHERER-LORENZEN (Eds.; 2019a): *Plant ecology*. – Berlin.
- SCHULZE, E.-D., STUPAK, I. & D. HESSENMÖLLER (2019b): The climate mitigation potential of managed versus unmanaged spruce and beech forests in Central Europe. – In: MAGALHÃES PIRES, J. C., DA CUNHA GONÇALVES, A. L. (eds.): *Bioenergy with Carbon Capture and Storage: Using Natural Resources for Sustainable Development*. – Academic Press, 131-149.
- SCHULZE, E.-D., SIERRA, C., EGENOLF, V., WOERDEHOFF, R., IRSLINGER, R., BALDAMUS, C., STUPAK, I. & H. SPELLMANN (2020a): The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. – *Glob. Change Biol. Bioenergy* 12(3), 1-12. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcbb.12672?af=R; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHULZE, E.-D., SIERRA, C.A., EGENOLF, V., WOERDEHOFF, R., IRSLINGER, R., BALDAMUS, C., STUPAK, I. & H. SPELLMANN (2020b): Response to the letters by Kun et al. and Booth et al. – *Glob. Change Biol. Bioenergy*. [https://doi.org/10.1111/gcbb.12724; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHULZE, E.-D., ROCK, J., KROHNER, F., EGENOLF, V., WELLBROCK, N., IRSLINGER, R., BOLTE, A. & H. SPELLMANN (2021): Klimaschutz mit Wald: Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und Substitution fossiler Brennstoffe. – *Biol Unserer Zeit* 51(1), 46-54.
- SCHULZE, E.-D. (2022): Biologische Vielfalt und Naturschutz im Wald. – In: BEMMANN, A., IRSLINGER, R. & K. ANDERS (Hrsg.): *Vom Glück der Ressource: Wald und Forstwirtschaft im 21. Jahrhundert*. – München, 243-256.
- SCHULZE, E.-D., BOURIAUD, O., IRSLINGER, R. & R. VALENTINI (2022a): The role of wood-harvest from sustainably managed forests in the carbon cycle. – In: *Annals of Forest Science* 79(17), 13 pp. [https://annforsci.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13595-022-01127-x; zuletzt aufgerufen am 20.04.2020].
- SCHULZE, E.-D., BOURIAUD, O. & R. VALENTINI (2022b): The role of net ecosystem productivity and of inventories in climate change research: the need for "net ecosystem productivity with harvest", NEPH. – *Forest Ecosystems* 8, 15. [https://doi.org/10.1186/s40663-021-00294-z; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- SCHUSTER, W. S. F., GRIFFIN, K. L., ROTH, K., TURNBULL, M. H., WHITEHEAD, D. & D. T. TISSUE (2008): Changes in composition, structure and aboveground biomass over seventy-six years (1930-2006) in the Black Rock Forest, Hudson Highlands, southeastern New York State. – *Tree Physiology* 28, 537-549.
- SCHWITZGEBEL, F. & T. RIEDEL (2019): Die Kohlenstoffinventur 2017: Methode, Durchführung, Kosten. – *AFZ-DerWald* 14, 19-21.
- SEARCHINGER, T. D., HAMBURG, S. P., MILILLO, J., CHAMEIDES, W. L., HAVLIK, P., KAMMEN, D. M., LIKENS, G. E., LUBOWSKI, R. N., OBERSTEINER, M., OPPENHEIMER, M., ROBERTSON, G. P., SCHLESINGER, W. H. & G. D. TILMAN (2009): Fixing a critical climate accounting error. – *Science* 326, 527-528.
- SEDJO, R. & B. SOHNGEN (2012): Carbon Sequestration in Forests and Soils. – *Annu. Rev. Resour. Econ.* 4, 127-144. [https://doi.org/10.1146/annurev-resource-083110-115941; zuletzt aufgerufen am 27.04.2022].
- SEIBOLD, S., BÄSSLER, C., BRANDL, R., BÜCHE, B., SZALLIES, A., THORN, S., ULYSHDL, M. D. & J. MÜLLER (2016): Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. – *J appl. Ecology* 53, 934-943.
- SEIDL, R., SCHELHAAS, M. J., RAMMER, W. & P. J. VERKERK (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. – *Nature Climate Change* 4, 806-810.
- SEIDL, R., THOM, D., KAUTZ, M., MARTIN-BENITO, D., PELTONIEMI, M., VACCHIANO, G., WILD, J., ASCOLI, D., PETR, M., HONKANIEMI, J., LEXER, M. J., TROTSIUK, V., MAIROTA, P., SVOBODA, M., FABRIKA, M., NAGEL, T. A. & C. P. O. REYER (2017): Forest disturbances under climate change. – *Nature Climate Change* 7, 395-402.
- SIERRA, C. A., CROW, S. E., HEIMANN, M., METZGER, H. & E.-D. SCHULZE (2021): The climate benefit of carbon sequestration. – *Biogeosciences* 18, 1029-1048.
- SMITH, N. (1994): Twenty year re-measurement of old-growth permanent plots. Internal research document. Nanaimo BC, MacMillan Bloedel Ltd.
- SOHN, J., KALBAR, P., GOLDSTEIN, B. & M. BIRKVED (2020): Defining Temporally Dynamic Life Cycle Assessment: A Review. – *Integrated Environmental Assessment and Management* 16 (3), 314-323.
- SONTER, L. J., HERRERA, D., BARRETT, D.J., GALFORD, G.L., MORAN, C. J. & B. S. SOARES-FILHO (2017): Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. – *Nat. Comm.* 8, 1013.
- SPELLMANN, H. & J. NAGEL (2000): Feinerschließung in Nadelbaumbeständen aus waldwachstumkundlicher Sicht. – *Forst und Holz*, 55, 446-451.
- STILLHARD, J., HOBT, N. L., BRANG, P., BRÄNDLI, U. B., KOROL, M., POKYNCHEREDA, V. & M. ABEGG (2022): Structural changes in a primeval beech forest at the landscape scale. – *Forest Ecology and Management* 504, 512-522.
- STURTEVANT, B. R. & M. J. FORTIN (2021): Understanding and Modeling Forest Disturbance Interactions at the Landscape Level. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 9 (Article 653647), 1-27.
- TAYLOR, S. L. & D. A. MACLEAN (2005): Rate and causes of decline of mature and overmature balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada. – *Canadian Journal of Forest Research - Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 35, 2479-2490.
- THIES, C. & A. I. M. ARNOLD (2019): Vulnerabilität von Wäldern im Klimawandel – Biotische Störungen und Biogeochemische Konsequenzen. – *Geoöko XL*, 107-121.
- THOM, D. & R. SEIDL (2016): Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. – *Biological Reviews* 91, 760-781.
- THOM, D., RAMMER, W. & R. SEIDL (2017): The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. – *Ecological Monographs*, 87(4), 665-684.
- THOM, D., RAMMER, W., GARSTENAUER, R. & R. SEIDL (2018): Legacies of past land use have a stronger effect on forest carbon exchange than future climate change in a temperate forest landscape. – *Biogeosciences* 15, 5699-5713.
- THÜNEN-INSTITUT (2019): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank [https://bwi.info; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- THÜRINGENFORST (2020): Neue Ergebnisse aus der angewandten Waldforschung. – Redaktion: Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha, Mitteilungsheft 39. [https://www.thueringenforst.de/fileadmin/user\_upload/Download\_FFK\_Mediathek/Mitteilungshefte/Mitteilungen\_2020\_39\_komplett.pdf; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- UNFCCC (1992): Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (United Nations Framework Convention on climate change – UNFCCC). FCCC/INFORMAL/84 [https://unfccc.int/gcse?q=UNFCCC%201992; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- UMWELTBUNDESAMT (2021a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2021: Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2019, *Climate Change* 43, 994.
- UMWELTBUNDESAMT (2021b): Atmosphärische Treibhausgas-Konzentrationen. [https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/atmosphärische-treibhausgas-konzentrationen; zuletzt aufgerufen am 30.04.2022].
- UMWELTBUNDESAMT (2022): Treibhausgasemissionen 2021. [https://www.umweltbundesamt.de/galerie/treibhausgasemissionen-2021; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., GIGLIO, L., VAN LEEUWEN, T. T., CHEN, Y., ROGERS, B. M., MU, M., VAN MARLE, M. J. E., MORTON, D. C., COLLATZ, G. J., YOKELSON, R. J. & P. S. KASIBHATLA (2017): Global fire emissions estimates during 1997-2016. – *Earth Syst. Sci. Data* 9, 697-720.
- VIVANCO, M. G., THEOBALD, M. R., GARCÍA-GÓMEZ, H., GARRIDO, J. L., PRANK, M., AAS, W., ADANI, M., ALYUZ, U., ANDERSSON, C., BELLASIO, R., BESAGNET, B., BIANCONI, R., BIESER, J., BRANDT, J., BRIGANTI, G., CAPPELLETTI, A., CURCI, G., CHRISTENSEN, J. H., COLETTE, A., COUVIDAT, F., CUVELIER, C., D'ISIDORO, M., FLEMMING, J., FRASER, A., GEELS, C., HANSEN, K. M., HOGREFE, C., IM, U., JORBA, O., KITWIROON, N., MANDERS, A., MIRCEA, M., OTERO, N., PAY, M.T., POZZOLI, L., SOLAZZO, E., TSYRO, S., UNAL, A., WIND, P. & S. GALMARINI (2018): Modeled deposition of nitrogen and sulfur in Europe estimated by 14 air quality model systems: evaluation, effects of changes in emissions and implications for habitat protection. – *Atmos. Chem. Phys.* 18, 10199-10218. [https://doi.org/10.5194/acp-18-10199-2018; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- VON GADOW, K., ALVAREZ GONZÁLEZ, J. G., ZHANG, C., PUKKALA, T. & X. ZHAO (2021): Sustaining Forest Ecosystems. – *Managing Forest Ecosystems* 37. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-58714-7\_1; zuletzt aufgerufen am 20.04.2022].
- VON WILPERT, K., HARTMANN, P. & J. SCHÄFFER (2013): Regenerations-orientierte Bodenschutzkalkung. – Freiburg, Merkblätter

- der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 54, 39 pp.
- WALTER, H. (1964): Die Vegetation der Erde. 2. Aufl. – Jena.
- WARD, D. S., KLOSTER, S., MAHOWALD, N. M., ROGERS, B. M., RANDERSON, J. T. & P. G. HESS (2012): The changing radiative forcing of fires: global model estimates for past, present and future. – *Atmos. Chem. Phys.* 12, 10857-86.
- WEISS, B. (2000): Bilanzierung des fossilen Kohlenstoffeinsatzes bei der Produktion von Fichtenrohholz im Wuchsgebiet Baar-Wutach. – Dipl.arb., Rottenburg, Fachhochschule.
- WELLBROCK, N., LAUER, A., EICKENSCHIEDT, N., GRÜNEBERG, E., EVERS, J., AHREND, B., SCHIMMING, C. G., NAGEL, H.D., RIEK, W., MEIWES, K. J. & H. MEESENBURG (2016): Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. – In: WELLBROCK, N., BOLTE, A. & H. FLESSA (Hrsg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. – Thünen Rep
43. Braunschweig, Johann von Thünen Institut, 75-134.
- WELLBROCK, N., AHREND, B., BÖGELEIN, R., BOLTE, A., EICKENSCHIEDT, N., GRÜNEBERG, E., KÖNIG, N., SCHMITZ, A., FLECK, S. & D. ZICHE (2019): Concept and Methodology of the National Forest Soil Inventory. – *Ecological Studies* 237, 1-28.
- WERNER, F., TAVERNA, R., HOFER, P., THÜRIG, E. & E. KAUFMANN (2010): National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. – *Environmental Science and Policy* 13, 72-85.
- WHARTON, S. & M. FALK (2016): Climate indices strongly influence old-growth forest carbon exchange. – *Environ. Res. Lett.* 11, 044016.
- WOLFF, B. & W. RIEK (1996): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.
- WWF & IUCN (1996): Forest policy book. – Godalming, Surrey, WWF-UK. [<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/1996-005.pdf>; zuletzt aufgerufen am 30.04.2022].
- XU, C. Y., TURNBULL, M. H., TISSUE, D. T., LEWIS, J. D., CARSON, R., SCHUSTER, W. S. F., WHITEHEAD, D., WALCROFT, A. S., LI, J. & K. L. GRIFFIN (2012): Age-related decline of stand biomass accumulation is primarily due to mortality and not to reduction in NPP associated with individual tree physiology, tree growth or stand structure in a *Quercus*-dominated forest. – *J Ecol* 100(2), 428-440.

Prof. a. D. Roland Irslinger  
 Hauffstraße 11/1  
 D - 72074 Tübingen  
 E-Mail: [irslinger@gmx.de](mailto:irslinger@gmx.de)