

# Die Rolle der Holzernte aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern im Kohlenstoffkreislauf

- [Ernst Detlef Schulze](#),
- [Olivier Bouriaud](#),
- [Roland Irslinger](#) &
- [Riccardo Valentini](#)

Opinion Paper: [Annals of Forest Science](#) **Volumen 79**, Artikelnummer: 17 (2022, übersetzt" "unter Lizenz CC-BY 4.0)

## Hauptergebnis

Wir untersuchten die Ökosystemflüsse von CO<sub>2</sub> (Photosynthese und Atmung) in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern und die Auswirkungen der Holznutzung auf die Flussbilanzen.

- CO<sub>2</sub>-Aufnahme und -Atmung unterscheiden sich nicht zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern.
- Die Vorgabe der IPCC Richtlinien, dass die Holzernte als unmittelbare CO<sub>2</sub>-Emission zu verrechnen ist, führt zu einer Verzerrung des Waldklimaschutzes hin zu einer Speicherung in lebender und toter Biomasse. Dies vernachlässigt die Vermeidung der Nutzung fossiler Brennstoffe durch die Holznutzung.

## 1. Einführung

Die globalen Emissionen von klimawirksamen Spurengasen nehmen jedes Jahr weiterhin zu, wobei die Emission von Kohlendioxid (über 40 Gt CO<sub>2</sub> Jahr<sup>-1</sup>) nach wie vor vorherrscht (Cain et al., [2019](#)). In dieser Situation wird die Rolle der Wälder hinsichtlich ihres Potentials zur Bindung und Vermeidung fossiler CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch hinsichtlich der Versorgung der Gesellschaft mit nachwachsenden Rohstoffen und Energie kontrovers diskutiert. Speicherung und Holznutzung sind gegensätzliche Formen von CO<sub>2</sub>-Minderungsstrategien. Nachhaltige Bewirtschaftung sollte trotz der Ernte ein konstantes Niveau der Kohlenstoffvorräte einschließlich des Bodenkohlenstoffs im Wald aufrechterhalten, während die Speicherung darauf abzielt, die Kohlenstoffvorräte durch Einschränkung der Ernte zu erhöhen. Welche Strategie für den Klimaschutz besser geeignet ist, bleibt im Augenblick kontrovers (z.B. Baker et al., [2019](#), Favero et al., [2020](#)).

In jüngerer Zeit hat die EU ihre Politik in Richtung Speicherung zu Lasten der Holznutzung verlagert. Die zugrunde liegende Annahme ist, dass der Kohlenstoffvorrat von Wäldern ausreichend erhöht werden kann, um eine großräumige, langfristige und stabile Kohlenstoffsene zu schaffen. Dabei wird jedoch die Gefahr außer Acht gelassen, dass Wälder mit zunehmendem Alter instabil werden. Dieser Prozess wird durch den Klimawandel verstärkt (z. B. Schelhaas et al., [2013](#), Kruhlov et al., [2018](#)).

Weiterhin strittig ist, ob nachhaltig bewirtschaftete Wälder mehr zum Klimaschutz beitragen als nicht bewirtschaftete Wälder (Luysaert et al., [2018](#); Schulze et al., [2020](#)). Die Beantwortung dieser Frage wird dadurch erschwert, dass die Nutzung fossiler Brennstoffe in die Berechnung einbezogen werden muss, da Bewirtschaftung oder Nicht-Bewirtschaftung von Wäldern unterschiedliche Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus fossilen Brennstoffen haben. In dieser Arbeit haben wir nachhaltig bewirtschaftete Wälder untersucht, in denen die Waldbiomasse (ober- und unterirdische lebende und tote Biomasse) auf Landschaftsebene konstant bleibt. Bewirtschaftungen, bei der die Ernte das Wachstum übersteigt und die Biomasse abnimmt, sowie Waldzerstörung und Landnutzungsänderungen wurden nicht untersucht. Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung wurde in der Forstwirtschaft vor etwa 300 Jahren von v. Carlowitz definiert als: „die Ernte soll das Wachstum ausgleichen“ (von Carlowitz, [1730](#)). Diese Definition besagt aber nichts über die Menge des stehenden Holzvolumens, da der Holzvorrat nicht nur von den Standortbedingungen, sondern auch von den Bewirtschaftungszielen abhängt. Der Vorrat an stehendem Holz ist für Niederwald, für Hochwald und für Dauerwald unterschiedlich (Kramer, [1988](#)). Auch wenn die EU-Waldstrategie die Definition von Nachhaltigkeit um soziale und ökologische Aspekte erweitert hat (Resende et al., [2021](#)), beschränken wir uns hier auf das Waldwachstum einschließlich der Humusdynamik im Boden. Die vorliegende Studie basiert hauptsächlich auf Daten von Wäldern in Deutschland, wo für Forstbetriebe und Genossenschaften mit einer Größe von mehr als 50 ha die Nachhaltigkeit der Wälder anhand von Bewirtschaftungsplänen alle zehn Jahre überprüft und durch eine Zertifizierung die Nachhaltigkeit durch unabhängige Stellen (PEFC, FSC) überwacht wird. Wir schätzen, dass > 90 % der Waldfläche in Deutschland nachhaltig bewirtschaftet werden.

In bewirtschafteten Wäldern erfolgt die Ernte als Pflege und Durchforstung, bei der Zukunftsbäume ausgewählt und gefördert werden (Savill und Evans, [2004](#)), oder als Nutzung ausgewachsener Bäume oder Bestände über einer natürlichen Verjüngung (Pretzsch, [2019](#)). Pflege, Durchforstung und Ernte sind auf einen Bruchteil eines Waldgebietes konzentrierte Maßnahmen (Burschel und Huss, [2003](#)), um das Wachstum der Bestände und die Stammqualität zu steigern. In einem nachhaltig bewirtschafteten Betrieb erfolgt die Pflege oder die Ernte in einem bestimmten Bestand nur einmal alle 5 bis 10 Jahre (Schall und Ammer, [2013](#)). Somit beträgt die Fläche, die jedes Jahr von der Pflege oder Ernte betroffen ist, etwa 10 % der Fläche des Betriebs. Die betroffene Fläche bewegt sich dabei dynamisch über die Betriebsfläche. Auswirkungen der Ernte auf Parzellenebene sind vorübergehend (Bouriaud et al., [2019](#)).

Die räumliche und zeitliche Verteilung der Bewirtschaftung erschwert einen Vergleich mit experimentellen Flussmessungen auf festen Versuchsfeldern, wobei sich diese häufig auf alte Wälder konzentrieren. Daher bestehen methodische Schwierigkeiten bei der Quantifizierung der dominanten auf der Basis der Eddy-Kovarianz-Methode ermittelten Kohlenstoffflüsse auf Landschaftsebene, da Flüsse und Ernten auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen ablaufen (Schulze et al., [2021](#)).

Neben der Frage, inwieweit Bewirtschaftung oder Nicht-Bewirtschaftung zum Klimaschutz beitragen, gibt es eine zusätzliche Diskussion über die energetische Nutzung von Holz (Söderberg und Eckerberg, [2013](#)). Holz hat eine geringere Energiedichte als fossile Brennstoffe, aber es ist das politische Ziel, die Emissionen fossiler Brennstoffe zu reduzieren (siehe z. B. EU, [2009](#)). Die Verwendung von

geerntetem Holz für Produkte vermeidet den Einsatz fossiler Brennstoffe. Der Kohlenstoff im Holz, der in Produkten oder für Energie verwendet wird, würde im Falle der Aufgabe der Bewirtschaftung bei der Zersetzung durch Mikroorganismen freigesetzt werden. Somit ist die Verbrennung von Frischholz, das nicht für Produkte verwendet werden kann, und von Holzprodukten nach der Nutzung ein wichtiger Beitrag, um den Verbrauch fossiler Brennstoffe aktiv zu reduzieren. Da die Emissionen aus fossilen Brennstoffen den größten Beitrag aller Kohlenstoffemissionen ausmachen, sind wir der Meinung, dass jeder Mechanismus zur aktiven Reduzierung dieser Komponente mit unmittelbaren positiven Auswirkungen auf das Klima Vorrang hat vor Mechanismen, die die Emissionen fossiler Brennstoffe kompensieren, wie z. B. die Speicherung von Kohlenstoff in der lebenden oder toten Waldbiomasse. Folglich ist es ein zusätzliches Ziel dieser Studie, die Rolle der Ernte und Holznutzung in ihren Auswirkungen auf die Nutzung fossiler Brennstoffe zu untersuchen.

Das landnutzungs-basierte Klimaschutzpotenzial Mitteleuropas ist bei einem hohen Industrialisierungsgrad gering (Roe et al., [2020](#)). Dieses Potenzial resultiert aber hauptsächlich aus einer strikten Umsetzung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung.

Hier verwenden wir veröffentlichte Daten mit Fokus auf Deutschland. Wir gleichen diese Daten nach Möglichkeit mit globalen Datensätzen ab.

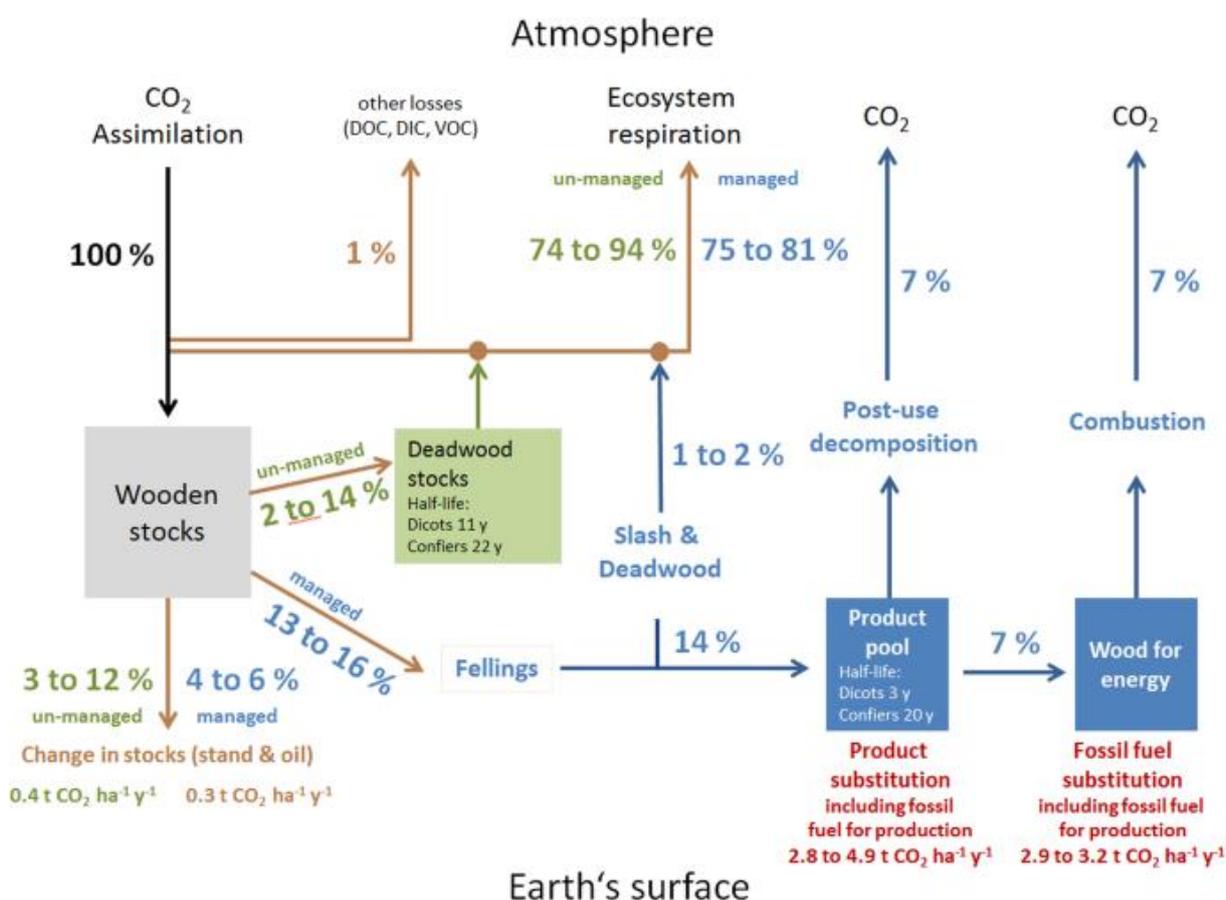
Wälder, die für die Holzproduktion bewirtschaftet werden, umfassen Altersklassenwälder mit natürlicher Verjüngung und Dauerwälder, in dem einzelne Bäume ab einer bestimmten Größe geerntet werden. Dies wird verglichen mit einer Landnutzung, bei der Ernte und Holzgewinnung eingestellt werden und das Wachstum zu einer Zunahme des Bestandesvolumens und mit fortschreitendem Alter zu einem natürlichen Verfall von Beständen beiträgt. In Deutschland werden etwa 95 % der Waldfläche bewirtschaftet, etwa 5 % der Fläche bleiben unbewirtschaftet (BMEL, [2015](#)). Dies wird sich in Zukunft ändern, wenn die EU-Forderung von 30 % Schutz des Landes und 10% Totalschutz umgesetzt wird (Resende et al., [2021](#)).

Nicht bewirtschaftete Wälder werden hauptsächlich durch Nationalparks repräsentiert, in denen alle Sukzessionsstadien auf Landschaftsebene vorhanden sind (Korpel, [1995](#)). In Deutschland lagen uns Daten aus Wiederholungsinventuren nur für den Nationalpark Hainich vor (Hainich, [2012](#)). Es sollte bedacht werden, dass Nationalparks in Europa auf ehemals bewirtschafteten Wäldern oder ehemals landwirtschaftlich oder militärisch genutzten Flächen gegründet wurden. Der Nationalpark Hainich war ein ehemaliger Kommunalwald, der als Mittelwald bewirtschaftet wurde, bevor er Truppenübungsplatz und dann Nationalpark wurde und nun zu einem Hochwald heranwächst (Hainich, [2012](#)). Die Waldfläche vergrößerte sich sukzessive auf ehemaligen Militäranlagen. Unberührte Wildnis-Landschaften gibt es weder in Deutschland noch in den meisten Gebieten des europäischen Kontinents. Trotz einer langen Geschichte nationaler Inventuren wurde der Vergleich von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern nur sehr selten auf Landschaftsebene durchgeführt (Bouriaud et al. [2019](#)).

Unsere Studie basiert hauptsächlich auf Flussmessungen durch Eddy-Kovarianz (Aubinet et al., 2000), einem mikrometeorologischen Ansatz, bei dem der CO<sub>2</sub>-Fluss in und aus einem Ökosystem direkt und kontinuierlich auf einer Zeitskala von 30 Minuten gemessen wird (Foken, 2017).

## 2. Kohlenstofffluss und -speicherung im Waldökosystem

Abb. 1 fasst den Kohlenstoff-Umsatz von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern auf Landschaftsebene zusammen. Es sind relative Werte, da die absoluten Zahlen von den Standortbedingungen und der vergangenen Landnutzung abhängen (Thom et al., 2018). Für Europa beträgt der durchschnittliche Kohlenstoffeintrag in Wälder durch Photosynthese 1107 g C m<sup>-2</sup> Jahr<sup>-1</sup> (Schulze et al. 2009). In Abb. 1 entspricht dieser Wert 100 %. Es bleibt schwierig, Unsicherheiten abzuschätzen, da Ernte- und Bestandsdaten nur auf nationaler Ebene ohne Fehlerschätzungen verfügbar sind.



**Abb. 1:** Der Kohlenstoff-Fluss in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern der gemäßigten Breiten sowie der Ernte und Holznutzung in Deutschland: Daten aus Tabelle 1 Schulze et al. (2020) und von Grossmann (2020). DOC, gelöster organischer Kohlenstoff; DIC, gelöster anorganischer Kohlenstoff; VOC, flüchtiger organischer Kohlenstoff. Die Holzverwendung hängt von der Baumart ab. Wir unterscheiden zwischen Nadel- und Laubholz. Speicherung und Substitution basieren auf nationalen Inventuren (Schulze et al., 2020). Grün: nicht-bewirtschafteter Wald, blau: bewirtschafteter Wald, braun: gemeinsame Flüsse.

Der Umsatz von Laub- und Wurzelstreu bildet den wichtigsten Anteil am Kohlenstoff-Fluss in Wäldern (Clemmensen et al., 2013, Sierra et al., 2021). Bei Nicht-Nutzung entfallen etwa 2 bis 14 % des Kohlenstoffumsatzes auf Totholz, bei Bewirtschaftung sind dies 4 bis 6 %. Bei Bewirtschaftung werden etwa 13 bis 16 % des Kohlenstoff-Inputs durch die Photosynthese (Bruttoprimärproduktion) geerntet und in Produkte geleitet, nur etwa 7 % werden für Energiegewinnung verwendet. Somit ist die Ernte ein lateraler Kohlenstofffluss, bei dem die Zersetzung bzw. Freisetzung von Kohlenstoff außerhalb des Ökosystems stattfindet, in dem der Kohlenstoff gebunden wurde. Folglich erwarten wir, dass die Ökosystematmung auf Landschaftsebene unter Bewirtschaftung im Vergleich zur Nicht-Bewirtschaftung reduziert sein sollte, unabhängig von Änderungen des Bestandes-Klimas aufgrund der Ernte (Schulze et al., 2019).

Im Folgenden möchten wir die Hauptflüsse auf der Grundlage vorhandener Daten aus Beobachtungen auf Versuchsflächen diskutieren (Tabelle 1). Einige der Messstationen arbeiten seit mehr als 30 Jahren mit kontinuierlichen Messungen an einem festen Standort (Aubinet et al., 2000). Überraschenderweise zeigt Tabelle 1, dass die Unterschiede zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Beständen in den meisten Fällen nicht signifikant sind. Dennoch möchten wir einige allgemeine Trends hervorheben.

**Tab. 1:** Vergleich von Ökosystemflussdaten und Ökosystem-Lateralflüssen [ $\text{gC m}^{-2} \text{Jahr}^{-1}$ ].

Parameter ( $\text{gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ )	Source	unmanaged	managed
Gross Primary Production, GPP	Schulze et al. 2009	1107	1107
	Herbst et al. 2015; Knohl personal communication	1575	1627
	Noormetes et al. 2015: Luysaert database	1562	1698
	Noormetes et al. 2015: Bond-Lamberty database	1989	1887
	average	1709	1737
	stdev	243	134
Ecosystem respiration, Reco	Schulze et al. 2009	857	857
	Herbst et al. 2015; Knohl personal communication	1063	1042
	Noormetes et al. 2015: Luysaert database	1460	1460
	Noormetes et al. 2015: Bond-Lamberty database	1698	1384
	average	1407	1295
	stdev	321	223
GPP-Reco	Schulze et al. 2009	250	250
	Herbst et al. 2015; Knohl personal communication	512	585
	Noormetes et al. 2015: Luysaert database	102	238
	Noormetes et al. 2015: Bond-Lamberty database	291	503
	average	302	442
	stdev	205	181
ecosystem turnover and plant respiration	leaf and root turnover (Bond Lamberty database)	377	491
	plant respiration (Luysaert database)	1133	1460
	soil respiration (Luysaert database)	923	1013
	sum	2056	2473
	average	755	976
	stdev	535	685
ecosystem storage and export	Change in stand volume (Schulze et al. 2020; Welle et al. 2020)	0,4 - 225	35
	Change in soil Carbon (Wellbrock et al. 2020)	40	40
	harvest (Schulze et al. 2020)	0	230
	sum	40,4 - 265	305

## 2.1 Kohlenstoffaufnahme des Ökosystems durch Photosynthese und Verluste durch Atmung

Der Input für nicht bewirtschaftete und bewirtschaftete Systeme ist die Photosynthese, die in Flussstudien als Bruttopräprimärproduktion (Gross Primary Production: GPP) bezeichnet wird.

Es gibt nur wenige Daten, die explizit die Wirkung der Bewirtschaftung bzw. Nicht-Bewirtschaftung in ihrer Wirkung auf die GPP untersuchen. Nach unserer Kenntnis ist Herbst et al. (2015) die einzige Studie, die diesen Vergleich in einem Buchenwald im Hainich macht und eine Tendenz von 3 % höherer GPP unter Bewirtschaftung feststellt. Dies wurde von der globalen Datenbank von Luysaert bestätigt, nicht jedoch von Bond-Lamberty (Noormets et al., 2015). In diesen Datensätzen wurden bewirtschaftete und nicht-bewirtschaftete Parzellen nicht paarweise, sondern unabhängig von ihrer Lage zueinander verglichen. Wir nehmen an, dass es eine positive Rückkopplung der Ernte auf die GPP gibt, da in bewirtschafteten Wäldern die teilweise Öffnung des Kronendachs zu mehr Licht, Wasser und Nährstoffen für die verbleibenden Bäume führt. Dies würde die GPP, bezogen auf die Blattfläche, erhöhen. Die Auswirkungen einer höheren GPP auf das Grundwasser hängen von der Baumart und den damit verbundenen Veränderungen der Blattfläche und der Kronenstruktur ab (Schulze et al., 2019). Die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die GPP sind in der Summe der Beobachtungen nicht signifikant, und dies bedarf weiterer Untersuchungen. Bestandsstudien deuten darauf hin, dass das Wachstum unter bewirtschafteten Bedingungen höher ist als unter Nicht-Bewirtschaftung (siehe auch Tabelle 2), aber dies könnte auch auf einer veränderten Kohlenstoff-Verteilung bei veränderter Konkurrenz beruhen (Schulze et al., 2019).

Die Ökosystematmung wurde als Durchschnitt von bewirtschafteten Nadel- und Laubwäldern für Europa geschätzt (Schulze et al., 2009). Eine Trennung zwischen Nadel- und Laubbäumen spiegelt die Unterschiede in der Blattfläche, im Umsatz der Blatt- bzw. Nadelbiomasse und der Kronenstruktur wider. Herbst et al. (2015) beobachteten einen Rückgang von 2 % und die Luysaert-Datenbank einen Rückgang von 3 % bei Bewirtschaftung. Dies steht im Gegensatz zu einem Anstieg der Atmung um 22 % bei Bewirtschaftung in der Bond-Lamberty-Datenbank (Noormets et al., 2015). Wenn Kohlenstoff exportiert und an anderer Stelle in die Atmosphäre freigesetzt wird, wie dies bei der Ernte der Fall ist, sollte die Atmung des Ökosystems anschließend abnehmen. Eine solche Abnahme wurde jedoch auch in verschiedenen Durchforstungsversuchen nicht beobachtet (Granier et al., 2000; Vesala et al., 2005; Saunders et al., 2012). Dort wird eher von einer Zunahme berichtet, die möglicherweise mit der Zunahme toter Biomasse (Blätter bzw. Nadeln, Äste und Wurzelstöcke) mit der Ernte und der teilweisen Öffnung des Blätterdachs zusammenhängt. Eine Abnahme der Atmung wurde von Lindroth et al. (2018) beobachtet, die durch eine hohe Ernte erklärt wurde. Ebenso könnten Änderungen des Mikroklimas gegenteilige Auswirkungen haben, da weniger Niederschlag durch das Kronendach zurückgehalten wird und damit die Bodenfeuchte steigt. Gleichzeitig führt eine erhöhte Sonneneinstrahlung zu einer schnelleren Austrocknung des Oberbodens. Nach Moore et al. (2013) ist wahrscheinlich aber der reduzierte Eintrag an Biomasse (z. B. Streufall) der dominierende Faktor in der Beziehung zwischen Ernte und Atmung. So bleibt der Einfluss der Holzernte auf die Bodenatmung umstritten (Moore et al., 2013, Mayer et al., 2017).

Die Ökosystematmung ( $R_{\text{eco}}$ ) enthält neben der Atmung der lebenden Biomasse auch die heterotrophe Bodenatmung ( $R_{\text{hsoil}}$ ). In der Datenbank von Luysaert und Bond-Lamberty (Noormets et al., [2015](#)) übersteigt die Summe der pflanzlichen und heterotrophen Bodenatmung die gesamte Ökosystematmung und die GPP. Nach Ciais et al. ([2020](#)) bleibt die Bodenatmung einer der größten und am unsichersten zu bestimmenden Flüsse. Es bleibt von Natur aus schwierig, die Bodenflüsse abzuschätzen, weil die  $\text{CO}_2$ -Emissionen aus dem Boden dazu neigen, sowohl zeitlich als auch räumlich als unvorhersehbare sogenannte Hot Spots und Hot Moments (Leon et al., [2014](#)) aufzutreten, was ihre Erfassung besonders schwierig macht (Phillips et al., [2017](#)). Sierra et al. ([2021](#)) zeigten, dass der größte Teil der Blatt- und Wurzelstreu innerhalb weniger Jahre abgebaut wird, und nur wenig Kohlenstoff über längere Zeiträume im Ökosystem verbleibt. Die gesamte Ökosystematmung ist etwa 200 bis 500  $\text{gC m}^{-2} \text{Jahr}^{-1}$  niedriger als die GPP. In der Bilanz entspricht dies den Änderungen im Holzvorrat und in der organischen Bodensubstanz (Änderungen des Speichers) und deckt den Export von Kohlenstoff durch die Ernte und andere Verluste ab, obwohl die Atmung des Ökosystems nicht reduziert wurde.

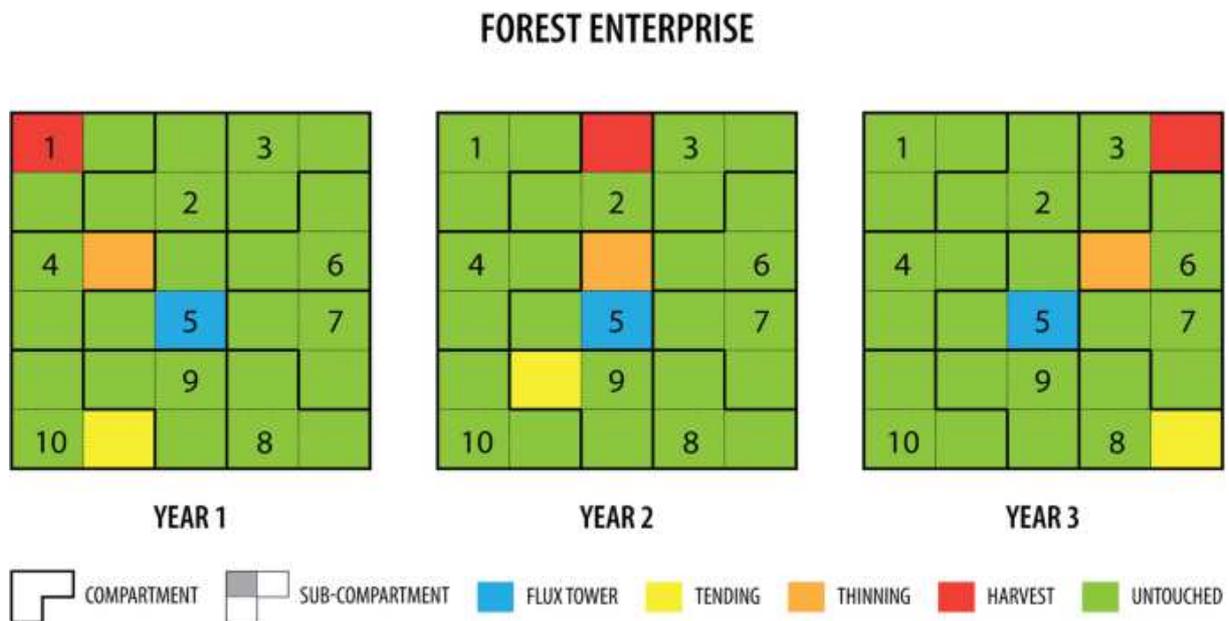
## 2.2 Auswirkungen der Ernte auf die Atmung des Ökosystems

Eine Abnahme der Atmung, die der Menge der Holzernte entspricht, wurde in keiner der Parzellenstudien beobachtet. Die Diskrepanz zwischen einem theoretischen Effekt der Ernte auf die Atmung des Ökosystems und den Freilandbeobachtungen kann durch drei Hypothesen erklärt werden:

- (1) Es gibt eine starke Rückkopplung zwischen der Ernte und dem verbleibenden Bestand, sodass die verbleibenden Bäume effizienter arbeiten, nachdem sie mehr Licht, Wasser und Nährstoffe erhalten,
- (2) es gibt eine geografische Diskrepanz zwischen stationären Beobachtungen auf Versuchsflächen im Vergleich zu einer dynamischen Landnutzung durch Ernte, d.h. die Ernte kann außerhalb des Messfelds des Messturms erfolgen, oder
- (3) der Export von lebender und atmender Biomasse ist zu gering, um durch Flussmessungen erfasst zu werden, wenn man die große Schwankung der Flüsse in Abhängigkeit vom Klima und anderen Störungen berücksichtigt. Die Messgenauigkeit der Eddy-Kovarianz-Methode zur Erfassung der Bodenatmung bei niedriger Turbulenz ist zu gering (Phillips et al., [2017](#), Barba et al., [2018](#)), um die Größe der Bodenatmungsflüsse zu quantifizieren (Speckman et al., [2015](#)). Hinzu kommt, dass das geerntete Holz hauptsächlich aus Kernholz besteht, das nicht atmet.

Die Unterschiede zwischen stationären Mess-Parzellen und der dynamischen Bewegung einer Bewirtschaftung im Landschaftsraum zeigt Abb. [2](#) für einen Forstbetrieb, der auf der Grundlage eines 10-jährigen Bewirtschaftungsplans in 10 Abteilungen unterschiedlichen Bestandsalters unterteilt ist. Jede Abteilung ist in 3 Unterabteilungen untergliedert, da es 30 Jahre dauern kann (entsprechend 3 Bewirtschaftungsplänen), bis eine natürliche Verjüngung erreicht ist. Von Pflege, Durchforstung und Ernte ist jedes Jahr nur ein Zehntel der Landfläche betroffen. In der Mitte des Grundstücks befindet sich ein Mess-Turm für Eddy-Kovarianz-Messungen, der eine viel kleinere Messfläche als der Forstbetrieb hat (tagsüber 50 bis 200 m Umkreis und nachts 500 bis 2000 m Umkreis). Daher werden Bewirtschaftungsaktivitäten auf dem Grundstück möglicherweise nie vom Eddy-

Kovarianz-Turm „gesehen“, obwohl die Menge des exportierten Holzes auch das Messfeld des Turms umfasst. Die Variation der Daten in Tabelle 1 kann aus diesem geografischen Problem resultieren.



**Abb. 2:** Schematische Darstellung eines Forstbetriebs, der in 10 Abteilungen unterteilt ist und jede Abteilung aus 3 Unterabteilungen besteht. Nach einem 10-Jahres-Bewirtschaftungsplan ist jede Unterabteilung einmal in 10 Jahren betroffen und exportiert das Äquivalent an Holz, das auf der verbleibenden unberührten Fläche nachwächst. Hier zeigen wir nur 3 von 10 Jahren. In der Mitte des Grundstücks befindet sich ein Eddy-Kovarianz-Messsturm, der in seinem Messfeld die Bewirtschaftung möglicherweise niemals „sieht“, außer nachts, wenn bei niedriger Turbulenz die Einzugsfläche des Turms größer wird. Zusätzlich könnte der Eigentümer die Ernte auf dem Turmgrundstück vermeiden, um die Flussmessungen nicht zu stören.

Eine alternative Erklärung für die Beobachtungen, dass die Ernte nicht erkennbar ist, könnte sein, dass geerntetes Holz hauptsächlich aus toter Biomasse, nämlich aus Kernholz besteht, das sich über Jahrzehnte angesammelt hat. Wenn ein Baum wächst, bleibt nur ein Teil des Stammes als lebendes Splintholz erhalten, das Wasser und Nährstoffe leitet und lebende Parenchymzellen enthält, und nur diese Zellen atmen. Das Zentrum des Stammes stirbt ab und dieser Teil leitet weder Wasser noch atmet er. Dennoch bleibt Kernholz ein wesentliches Strukturelement eines Baumes. Da Kernholz tot ist, hat es keinen Einfluss auf die autotrophe ( $R_a$ ) und heterotrophe ( $R_h$ ) Atmung. Die geerntete Biomasse wird durch das Wachstum von Splintholz anderer Bestände auf Landschaftsebene ausgeglichen, was nur als  $R_a$  sichtbar wäre. Die heterotrophe Atmung ( $R_h$ ) sollte steigen, wenn der Baum als Ganzes stirbt und der Stamm zu „Totholz“ wird. Die heterotrophe Atmung des Totholzes macht aber nur einen kleinen Anteil an der gesamten heterotropen Atmung aus, die hauptsächlich vom Umsatz an Blättern und Wurzeln bestimmt wird (Hanson et al., 2000, Clemmensen et al., 2013, Ekblad et al., 2013, Brunner et al., 2013). Daher wird  $R_h$  nicht durch die Ernte von Holz beeinflusst, da dieses hauptsächlich aus nicht atmendem Kernholz besteht, es sei denn, es verrottet (Oren et al., 1988).

Der Prozess der Kernholzbildung ist im Hinblick auf die C-Flüsse als zusätzlicher lateraler Kohlenstofffluss in ein nicht atmendes Kompartiment des Ökosystems zu betrachten, bis das Holz in situ verrottet oder energetisch genutzt wird. Der im Kernholz gebundene Kohlenstoff wird entweder durch Zersetzung im Ökosystem oder durch Verbrennung an einem anderen Ort im Zuge der Holznutzung freigesetzt werden. Diese Emission muss zumindest auf nationaler Ebene mit der Ökosystemflussbilanz in Verbindung gebracht werden. Zwischen Splintholzbildung (Holzproduktion), Kernholzbildung und Zersetzung unter Bedingungen nachhaltiger Bewirtschaftung besteht eine zeitliche Verzögerung, und die Altersstruktur des Waldes im Landschaftsmaßstab ersetzt Zeit durch Raum. In Bezug auf Flussbeobachtungen ist die Menge an Holz, die durch Ernte gewonnen wird, zu gering, um in einer Flussbilanz unter Berücksichtigung der Variation anderer Faktoren erfasst zu werden. Die Diskrepanz zwischen Beobachtungen auf Versuchsflächen und dem Landschaftsmaßstab könnte damit eine Folge unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Maßstäbe sein (siehe Cowie et al., [2021](#)).

### 2.3 Speicherung im Ökosystem

Wenn die Ökosystematmung niedriger ist als die GPP, dann ist eine Änderung des Kohlenstoffgehalts des Ökosystems zu erwarten, die aus Wachstum und Verlusten lebender und toter Biomasse einschließlich des Boden-Kohlenstoffs resultiert, wobei in einem aufwachsenden Bestand das Wachstum der lebenden Biomasse im Vergleich zu Verlusten hoch ist (Schulze et al., [2019](#)). Von besonderem Interesse ist die Quantifizierung der Volumenänderung oberirdischer Biomasse unter bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Bedingungen. Die „Speicherung“ im Ökosystem wäre die resultierende Gesamtmenge an lebender und toter Biomasse. Die Zahl ist wichtig, weil sie die Menge an Kohlenstoff quantifiziert, die gemäß den IPCC-Richtlinien (IPCC-Richtlinien, [2006](#)) für die Forstwirtschaft anrechenbar wäre. Im Fall der Ernte würde ein gewisser Teil dieser Menge fossile Brennstoffflüsse aktiv reduzieren, indem Produkte mit hohem Energiebedarf im Produktionsprozess (z. B. Stahl und Zement; stoffliche Substitution) oder fossile Brennstoffe im Energieprozess ersetzt (energetische Substitution: Knauf et al., [2016](#)). Für bewirtschaftete Wälder wird die Speicherung als Nettovolumenänderung durch nationale Waldinventuren und durch private Inventuren in einem 10-jährigen Bewirtschaftungsplan quantifiziert. Für nicht bewirtschaftete Wälder ist diese Zahl weitgehend unbekannt (siehe Irlinger, [2021](#)). Es gibt zahlreiche Parzellenstudien, die auf hohe Veränderungen des Bestandesvolumens in einzelnen nicht bewirtschafteten Wäldern hinweisen, aber diese Beobachtungen umfassen keine störungsbedingten Verluste und es gibt keine Bewertungen auf Landschafts- oder Bewirtschaftungsebene (Körner, [2020](#)). Hohe Speicherung wird in der Regel in einzelnen Beständen beobachtet, die erst vor wenigen Jahrzehnten unter Schutz gestellt wurden.

Luyssaert et al. ([2008](#)) haben bereits darauf hingewiesen, dass besonders alte Wälder aufgrund der kumulativen Störungswahrscheinlichkeit selbst in völlig unberührten Waldlandschaften vergleichsweise selten sind. Alte Wälder können sich nur entwickeln, wenn großräumige Störungen über Jahrhunderte ausbleiben, was als ungewöhnliche Situation angesehen werden kann. Urwälder sind nicht immun gegen Störungen: Sie können verschwinden und sich schließlich neu entwickeln (Jandl et al., [2019](#)). In Korpel ([1995](#)) treten im Buchenurwald auf 42 bis 45 % der Urwaldfläche „Verfallsphasen“ auf, während auf 20 bis 22 % der Fläche die „Optimalphase“ mit maximalen Holzvorräten beobachtet wird. Die Erhebungen von Korpel ([1995](#))

beziehen das natürliche Störungsregime der untersuchten Landschaften mit ein. Der Anteil der Flächen der einzelnen Entwicklungsstadien ändert sich im Laufe der Zeit unter konstanten klimatischen Bedingungen nicht, lediglich ihre Lage verändert sich dynamisch innerhalb der Landschaft.

Um die Kohlenstoffvorräte bzw. die Senkenfunktion von Wäldern unter den Bedingungen einer natürlichen Sukzession beurteilen zu können, müssen alle Stadien der Sukzession im Landschaftsmaßstab berücksichtigt werden und nicht nur die biomassereichen oder die Stadien, die aktuell besonders stark wachsen (Ehbrecht et al., [2021](#)). Auch bleibt unklar, was ohne Nutzung geschützt ist und seit wann (Wirth et al., [2009](#)). Das breite Spektrum der Kohlenstoff-Speicherung in nicht bewirtschafteten Wäldern resultiert aus Unterschieden im räumlichen Maßstab.

In Abbildung [1](#) stammt die große Zahl ( $225 \text{ gC m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ) aus Parzellenstudien, während die kleine Zahl ( $0,4 \text{ gC m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ) einer Volumenänderung auf Landschaftsebene entspricht einschließlich aller Störungen, Verjüngungen und Flächenerweiterungen ganzer Waldgebiete. Unabhängig von der Bewirtschaftung besteht die Landschaft nicht nur aus Wald einer Altersklasse. Veränderungen der Waldfläche sind Teil der Dynamik auf Landschaftsebene. Theoretisch müsste bei fehlender Bewirtschaftung sich ein Gleichgewicht zwischen Photosynthese und Atmung einstellen, in dem keine weitere Netto-Zunahme der Bestandesvorräte möglich ist (Gundersen et al., [2021](#), Paul et al., [2021](#), Stillhard et al., [2021](#)), und wo eine Erhöhung der Vorräte die Gefahr eines Bestandes-Zusammenbruchs darstellt (Loisel, [2020](#), Forzieri et al., [2021](#)). Die Rate der Akkumulation von Biomasse wird zusätzlich durch den Eintrag von Stickstoff aus atmosphärischer Deposition stimuliert, dies ändert aber nichts an den maximal möglichen Vorräten (Gundersen et al., [2021](#)).

Um sogenannte „Proforestation“-Strategien (Moomaw et al., [2019](#)), die darauf abzielen, die Waldbiomasse zu erhöhen, in Hinblick auf den Klimaschutz bewerten zu können, ist es notwendig, die aktuellen Holzvorräte nachhaltig bewirtschafteter Wälder mit denen nicht bewirtschafteter Wälder auf Landschaftsebene zu vergleichen. Der Bodenkohlenstoff muss in diesen Vergleich einbezogen werden, wobei eine nachhaltige Waldbewirtschaftung auf Landschaftsebene keine negativen Auswirkungen auf den organischen Kohlenstoff der Böden hat (Achat et al., [2015](#), Johnson und Curtis, [2001](#), Nave et al., [2010](#)). Zu einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung gehört auch die Erhaltung der Bodenvorräte an Nährstoffen, insbesondere basischen Kationen (FVA Baden-Württemberg, [2018](#)).

Bei der Weiterverarbeitung von Holz zu Produkten, z. B. Holzhäusern, entsteht ein zusätzlicher Kohlenstoffspeicher außerhalb des Waldes (Rüter, [2011](#)). Befindet sich eine bewirtschaftete Waldlandschaft bei hohen Holzvorräten in einem Gleichgewichtszustand, dann kann mehr Kohlenstoff im Wald- und Produktpool zusammen gespeichert werden als im Wald allein. Der Kohlenstoff im Produktpool und der Kohlenstoff im Wald sind gemeinsam Teil des natürlichen C-Kreislaufs und verzögern die Emission von Kohlenstoff. Diese Feststellung hat große Bedeutung angesichts der bevorstehenden Kippunkte des Klimas.

Es gibt nur wenige Studien, die Wachstum, Atmung und Nettoemissionen im Zusammenhang mit oberirdischer Biomasse zeigen. Durch wiederholte Inventuren zeigen Paul et al. ([2021](#)) für die Südbuche in Neuseeland, dass die Netto-

Volumenänderung anfänglich in einem wachsenden Bestand zunimmt, aber bei etwa 400 m<sup>3</sup>/ha wird ein konstantes Niveau erreicht. Im Gegensatz dazu steigt die Ökosystematmung mit steigenden Vorräten weiterhin exponentiell an. So werden Waldbestände ab einem Bestandesvolumen von ca. 400 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> zu einer Netto-CO<sub>2</sub>-Quelle. Diese Beobachtung scheint auch für europäische Laubwälder zu gelten. Nicht bewirtschaftete Altbestände in Uholka, Ukraine, zeigen nach Stillhard et al. (2021) weder eine Nettoakkumulation der Bestandsvolumina noch eine Änderung der Grundflächen. Der Kompensationspunkt, an dem Bestände zu einer Netto-Quelle werden, hängt von der Hauptbaumart ab.

## 2.4 Speicherkapazität von Waldökosystemen

Tabelle 2 zeigt, dass in nachhaltig bewirtschafteten *Fagus*- und *Picea*-dominierten Wäldern Mitteleuropas die durchschnittliche sowie die maximale Biomasse zum Zeitpunkt der Ernte gleich hoch ist wie ohne Bewirtschaftung (Korpel, 1995, Schulze et al., 2019, Bouriaud et al., 2019). Nach Luysaert et al. (2008) haben Nettoprimärproduktion, NPP, und Nettoökosystemproduktion, NEP, ein Minimum in sehr jungen und sehr alten Beständen und erreichen ein Maximum zwischen 30 und 100 Jahren. In bewirtschafteten Wäldern hält ein Stadium hoher Biomasse etwa zwei bis drei Jahrzehnte an, bis sich eine Verjüngung eingestellt hat. Wir erwarten, dass als Folge des Klimawandels die Fähigkeit von Landschaften, Kohlenstoff zu speichern, aufgrund einer Zunahme von Waldtypen mit geringerem Kohlenstoffspeicherpotenzial abnehmen wird. Hochbevorratete Waldökosysteme werden mit zunehmendem Alter in Zukunft immer mehr zu Quellen von Treibhausgasen. Je höher die Vorräte und je älter die Wälder, desto größer die potenziellen CO<sub>2</sub>-Emissionen (Allen et al., 2015, Hurteau et al., 2008, Millar und Stephenson, 2015, Schmidt et al., 2010, Seidl et al., 2014, Seidl et al. 2017, Thom und Seidl, 2016). Folglich sind die Kohlenstoffvorräte in nicht bewirtschafteten Waldökosystemen instabil, wie die Auswirkungen eines Trockenjahres 2018 zeigen (Thüringen Forst 2020). Die erwartete Zunahme großräumiger feuer-, wind- oder insektenbedingter Störungen deutet in der Tat darauf hin, dass die Holzvorräte auf Landschaftsebene wahrscheinlich abnehmen werden, was das Erreichen maximaler Vorräte weniger wahrscheinlich macht (Seidl et al., 2014, 2017, Mantero et al., 2020). Speicherung großer Kohlenstoffvorräte im Wald ist riskant, wie kürzlich durch eine UNESCO-Studie über die Welt-Naturerbe-Wälder veranschaulicht wurde, wo viele der Wälder zu Netto-Kohlenstoffquellen wurden (UNESCO 2021). Je nach Schwere der Störung kann ihre Regenerationsfähigkeit gering sein (Kuuluvainen et al., 2017) und eine langanhaltende degradierende Wirkung haben. Daher ist eine „Proforestation“-Strategie (Moomaw et al., 2019) für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung im Sinne des Klimaschutzes nicht zu rechtfertigen. Die „Speicherung“ von Kohlenstoff in Waldbiomasse ist unter den Bedingungen des Klimawandels ein großes Risiko, und der Eigentümer muss auch finanziell dafür haften. Die Akkumulation von Kohlenstoffvorräten in Waldökosystemen über ein bestimmtes Maß hinaus beinhaltet das Risiko, dass der Kohlenstoff aufgrund der globalen Erwärmung in den nächsten Jahrzehnten wieder emittiert wird. Seltsamerweise werden Kohlenstoffschulden und Amortisationszeit bei den „Speicher“-Strategien nicht diskutiert, obwohl die Beziehung zwischen hohen Vorräten und hohen Verlusten unmittelbar ist. Umgekehrt erfordert die Erhöhung bzw. Sicherung der vorhandenen Vorräte aktive Maßnahmen, die auf eine höhere Stabilität und Resilienz ausgerichtet sind (Dobor et al., 2020, Zimová et al., 2020).

**Tab. 2:** Durchschnittliche und maximale Biomasse, Bestandsalter und Zuwachs von bewirtschaftetem und unbewirtschaftetem Laub- und Nadelwald (Schulze et al. [2020](#)).

	Broadleaved (Fagus)			coniferous (Picea)		
	un-managed	managed	significance	un-managed	managed	significance
average stocks (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> live&dead wood)	435±34, n=332	366±6, n=9104	***	421±37, n=308	425±6, n=15073	n.s.
Maximum stocks (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> live&dead wood, >94.Perzcentile)	981±148, n=46 of 732	919±195, n=776 of 15519	n.s.	1118±202, n=43 of 859	1098±201, n=1456 of 29113	n.s.
area weighted age (yrs)	115	101		94	69	
increment (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> yr <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	***

Wälder verringern mit zunehmendem Alter ihre Nettokohlenstoffaufnahme (Luysaert et al., [2008](#); Paul et al., [2021](#)). Selbst wenn „Old-growth forests“ ohne Störungen eine Kohlenstoffs Senke bleiben können, ist ihre Nettosenken-Kapazität im Vergleich zu jungen Beständen gering. Somit führt die Strategie der Alterung der Wälder relativ kurzfristig zu einer Verringerung der Kohlenstoffaufnahme der Wälder. Die Kohlenstoffaufnahme ist in Europa derzeit hoch (Ciais et al., [2020](#)) aufgrund einer ungleichmäßigen Altersstruktur, die auf jüngere Altersklassen ausgerichtet ist (Forest Europe, [2016](#)). Der Waldzuwachs wird derzeit außerdem überwiegend für die Holzversorgung genutzt (BMEL, [2015](#)), und das Wachstum wird durch eine steigende CO<sub>2</sub>-Konzentration und erhebliche Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre gefördert (Schulze et al., [2019](#)). Die Nutzung von Holz hat daher zur Folge, dass Wälder in einem Zustand hoher Nettoproduktivität mit aktiver atmosphärischer CO<sub>2</sub>-Absorption gehalten werden, die zweifellos höher ist als bei alten oder unbewirtschafteten Wäldern.

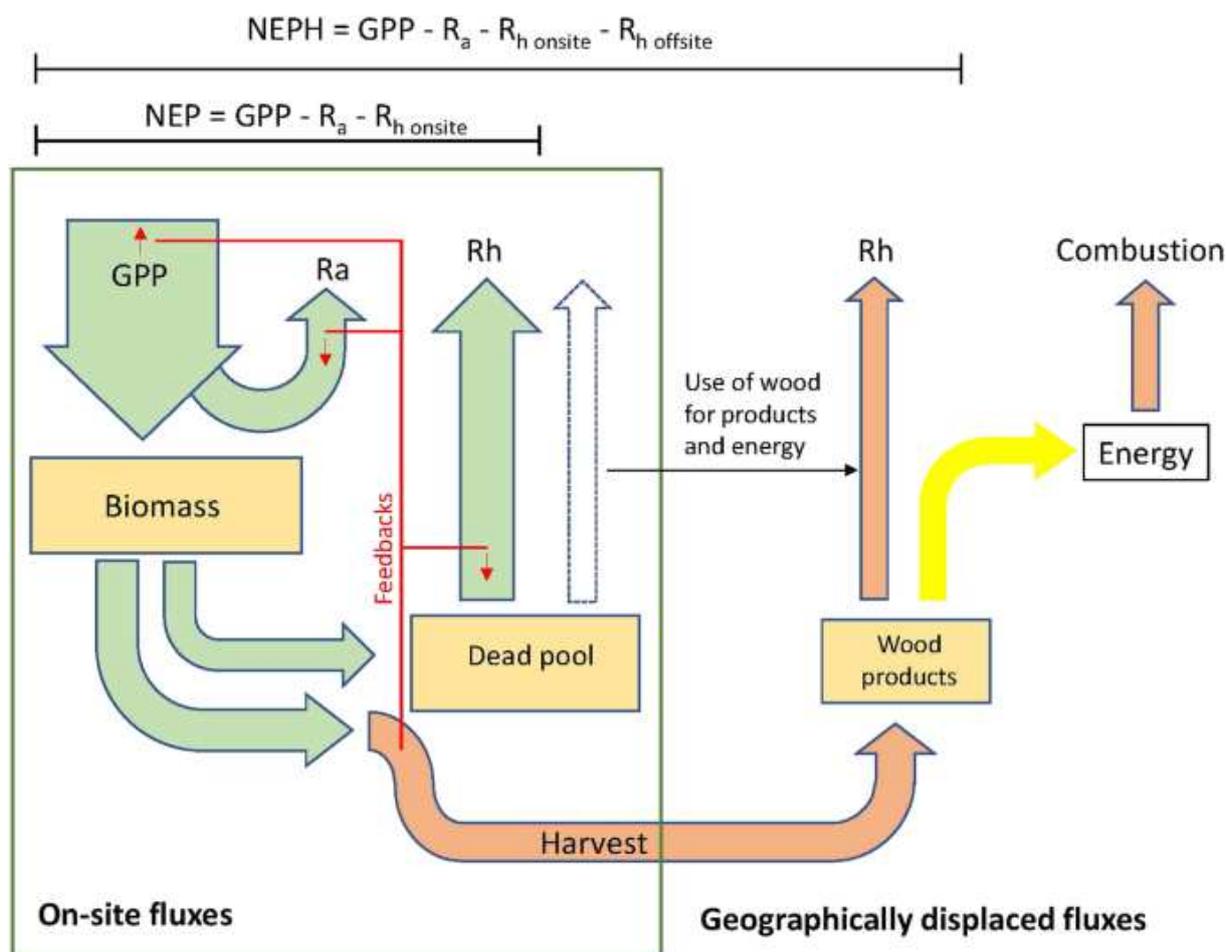
### 3. Holznutzung und Substitutionseffekte fossiler Emissionen

Ungeachtet der Unsicherheiten bei der Schätzung der Speicherung auf der Basis von Ökosystemflüssen zeigt es sich, dass der gesamte Kohlenstoff, der in den Erntepfad gelangt, in die Atmosphäre zurückkehrt. Die Holznutzung ist insofern ein Beipass der natürlichen Zersetzung. In diesem Zusammenhang werden die Halbwertszeiten (z. B. die Zeit für 50 % Abbau des ursprünglichen Trockengewichts) von Kohlenstoff im Ernte- und Nicht-Ernte-Pfad wichtig. Schulze et al. ([2021](#)) zeigten, dass die Halbwertszeiten von Produkten ähnlich den Halbwertszeiten von Holz während der natürlichen Zersetzung sind.

#### 3.1 Auswirkungen auf die Substitution

Kohlenstoff in Produkten und Produktumsatz sind Teil des Biosphäre-Atmosphäre-Kohlenstoffkreislaufs, wobei die Umlaufzeiten unabhängig sind von der Höhe des Kohlenstoffspeichers im Ökosystem sowie unabhängig davon, dass Holz weniger Energie enthält als fossile Brennstoffe. Somit ist die Verwendung von Holz für Produkte (stoffliche Substitution) und die Verbrennung von Holz zur Energieerzeugung (energetische Substitution) CO<sub>2</sub>-neutral, was die Ergebnisse von Taerøe et al. ([2017](#)) und Sjølie und Solberg ([2011](#)) bestätigt, solange die Bedingungen der Nachhaltigkeit erfüllt sind. Zudem trägt die Erhöhung des Holzvolumens im Wald (Speicherung) nicht zur Reduktion des Einsatzes fossiler Brennstoffe bei (Abb. [3](#)). Fossile Brennstoffe werden nur durch stoffliche und energetische Substitution vermieden (Nabuurs et al., [2017](#)). Schulze et al. ([2020](#))

zeigten auf nationaler Ebene für Deutschland, dass die energetische Nutzung der geernteten Holzbiomasse aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern unter Berücksichtigung der Effizienz der Energieumwandlung zu einer Nettoeinsparung von 2,9–3,2 t CO<sub>2</sub> äquiv. ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> führt. Diese Menge beinhaltet noch nicht die Energieeinsparung durch die Herstellung von Holzprodukten anstelle von Produkten aus Eisen, Aluminium, Glas oder Beton. Die stoffliche Substitution wurde auf 2,8–4,9 t CO<sub>2</sub>-äquiv. ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> geschätzt und liegt damit sogar höher als die energetische Substitution (Knauf et al., 2016, Schulze et al., 2020). Nach Roux et al. (2020) entspricht dies etwa 10 bis 14 % der deutschen Emissionsbilanz (Schulze et al., 2021).



**Abb. 3:** Schematische Darstellung der Auswirkungen von Bewirtschaftung und Nicht-Bewirtschaftung auf die atmosphärische CO<sub>2</sub>-Konzentration.

Der Substitutionseffekt variiert von Land zu Land, da er von der Art und Weise der Energieerzeugung abhängt. In Deutschland beispielsweise ist der Substitutionseffekt größer als z.B. in Frankreich, wo ein großer Teil der elektrischen Energie durch Kernkraftwerke erzeugt wird. Gleichzeitig erreicht Deutschland aufgrund eines höheren Anteils an Nadelbäumen und eines günstigeren Klimas bei einer geringeren Waldfläche ein höheres Erntenniveau als in Frankreich.

Bei nachhaltig bewirtschafteten Wäldern können die Autoren keine „Kohlenstoffschuld“ erkennen, da der im geernteten Holz enthaltene Kohlenstoff durch die nachwachsende Biomasse auf Landschaftsebene wieder assimiliert wird (siehe Cowie et al., 2021). Die Zeit bis zu einem Gleichgewicht in der C-Bilanz von

Holz hängt davon ab, welche Energie es ersetzt (Repo et al., [2012](#)), und sie hängt ab von der Produktivität der Waldbestände. Bewirtschaftung verkürzt diesen Zeitraum (Ter-Mikaelian et al., [2014](#)). Der Hauptindikator für Nachhaltigkeit auf Landschaftsebene ist, dass die Kohlenstoffvorräte konstant bleiben, was eine nachhaltige Forstwirtschaft von Nutzungen unterscheidet, bei denen die Ernte das Wachstum übersteigt. Bedingungen für die CO<sub>2</sub>-Neutralität der Nutzung von Holz zur Energieerzeugung beinhalten daher, dass die Ernte nicht die Menge an Biomasse überschreitet, die ansonsten natürlich verrottet wäre (Ter-Mikaelian et al., [2015](#)). Dies setzt de facto einen stationären Zustand der landschaftsbezogenen Biomasse voraus. In Europa haben die Bestandesvolumina trotz Waldnutzung in den letzten Jahrzehnten aber zugenommen (Ciais et al., [2008](#)). Im Gegensatz zu dem im Ökosystem gespeicherten Holz, das nur das atmosphärische fossile CO<sub>2</sub> „kompensiert“, ohne die Emissionen fossiler Brennstoffe zu ändern, trägt das geerntete Holz zu einer Reduktion der Nutzung fossiler Brennstoffe bei. Darüber hinaus ist die Vermeidung der Nutzung fossiler Brennstoffe durch stoffliche und energetische Substitution permanent im Unterschied zur risikoreichen Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem (Raymer, [2006](#), Forzieri et al., [2021](#)).

### 3.2 Die Nutzung von Holz für Bioenergie

Die energetische Nutzung von Holz wird wegen der geringeren Energiedichte in Frage gestellt (Spiegel, [2020](#)). Tabelle 3 zeigt, dass der Energiegehalt von unverarbeitetem Holz niedriger ist als der von den meisten fossilen Brennstoffen, aber höher als der Energiegehalt von landwirtschaftlichen Reststoffen. Ethanol auf Maisbasis hat weniger Energie pro Liter, als zu seiner Herstellung benötigt wird (Pimentel et al., [2009](#)). Holzprodukte sind deutlich günstiger. Dieser Unterschied verschwindet bei der Betrachtung der CO<sub>2</sub>-Emissionen verschiedener Energiequellen weitgehend. Die Emissionen von flüssigen fossilen Brennstoffen sind geringer und von landwirtschaftlichen Reststoffen höher als die von Holz. Bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe gelangt Kohlenstoff aus Lagerstätten in der Erdkruste in den Kreislauf Biosphäre-Atmosphäre, während der Kohlenstoff im Holz bereits Bestandteil dieses Kreislaufs ist. Da es das politische Ziel ist, die Nettoemissionen hauptsächlich durch die Verringerung der Emissionen fossiler Brennstoffe zu reduzieren, ist der Vergleich mit fossilen Brennstoffen nicht angemessen. Die Verwendung von Holz als Energiequelle bleibt effektiver als die Verwendung von landwirtschaftlichen Reststoffen. Tatsächlich nutzen kleine Waldbesitzer in ländlichen Gebieten ihren Wald hauptsächlich zur Erzeugung von Brennholz und verbrauchen somit keine fossile Energie zum Heizen. Diese Landeigentümer erfüllen bereits heute die angestrebte Reduzierung des Verbrauchs fossiler Brennstoffe.

**Tab. 3:** Vergleich verschiedener Energieträger hinsichtlich ihres Energiegehalts und ihrer CO<sub>2</sub>-Emissionen (FNR [2018](#)).

Energy source	Energy content (kWh/kg)	CO <sub>2</sub> -emission (kg CO <sub>2</sub> /kWh)
Natural gas	12,5	0,20
Diesel	11,8	0,27
Hard coal	7,4	0,34
Lignite	5,3	0,35
Wood	5,2	0,35
Straw, Hay	3,9	0,47

Bioenergieholz fällt als Nebenprodukt bei der Ernte von Bauholz an. Ein geernteter Stamm enthält immer einen Anteil, der nur energetisch genutzt werden kann. Außerdem fallen bei der Holzverarbeitung Nebenprodukte (Sägemehl, Späne) an, die derzeit vor allem energetisch genutzt werden. Es könnte sein, dass diese Nebenprodukte in Zukunft in einer Kaskadennutzung zunächst für andere Produkte verwendet werden, aber auch diese werden letztendlich in Energie umgesetzt. Aus diesen Gründen bleiben die Nutzung heimischer Wälder und ein regionaler Brennholzmarkt ein Grundbaustein des Klimaschutzes. In Deutschland stammen etwa 8 % der gesamten Energieerzeugung aus Biomasse (FNR, [2018](#)). Aufgrund des geringen Energiegehalts ist der Transport von Brennholz (z. B. in Form von Pellets) über sehr lange Strecken keine effiziente Option (FNR, [2018](#)). Darüber hinaus wird eine Reduzierung des Holzaufkommens in Europa zwangsläufig zu einem verstärkten Import von Holz und Pellets aus entfernten Regionen (z. B. aus Kanada) führen, mit nachteiligen Auswirkungen auf die Emissionen und auf die produktivitätsschwächeren Bestände dieser Regionen (Schulze et al., [2016](#)), oder es erfordert einen erhöhten Einsatz fossiler Brennstoffe. Die Nutzung von Holz aus außereuropäischen Wäldern ist in der Regel nicht CO<sub>2</sub>-neutral (vgl. Köhl et al., [2020](#)). Agaven und andere Arten werden derzeit in Mexiko für die Herstellung von Spanplatten getestet (Moreno-Anguiano et al., [2021](#)), was angesichts der Schutzbestrebungen der EU (EU, [2020](#)) bedenklich erscheint. Eine Erhöhung der Holznutzung in Wäldern mit hoher biologischer Vielfalt und geringeren Schutzmaßnahmen hätte direkte und irreversible nachteilige Auswirkungen auf die globale Artenvielfalt zur Folge.

Das Problem der Bilanzierung ergibt sich aus den IPCC-Richtlinien, wo der Forstsektor vom Energiesektor getrennt wird. So kann die Forstwirtschaft in den nationalen IPCC-Berichten nur Holz berücksichtigen, das als Biomasse in den Wäldern und in Holzprodukten gespeichert wird. Es ist der Energiesektor, der einen Rückgang des Verbrauchs fossiler Brennstoffe verbucht. Da Bioenergie nicht nur aus forstwirtschaftlichen Quellen stammt, wurde mit dem Kyoto-Protokoll ein vereinfachtes Bilanzierungsschema eingeführt: Jede Holzernte wird unabhängig von der Lebensdauer der Produkte als sofortige Emission im Forstsektor verbucht. Emissionen aus Bioenergie bleiben im Energiesektor unberücksichtigt. Um den Beitrag der Forstwirtschaft zum Klimaschutz abzuschätzen, sollte die eingesparte Menge an fossilen Brennstoffen durch Produkte und Biokraftstoffe nicht im Forst als unmittelbare Emission, sondern als Leistung des Forstsektors verbucht werden. Eine angemessene Berücksichtigung des Beitrags der Wälder durch Produkte und Bioenergie würde folglich die geschätzten Kosten für die Erfüllung der EU-Treibhausgasziele (d. h. Reduzierung der Treibhausgasemissionen um 80–95 % bis 2050) verändern, die derzeit offensichtlich in Richtung Speicherung tendieren (Vass und Elofsson, [2016](#)).

Die Bilanzierung der Ernte als Emission verhindert die Möglichkeit, die Ernte in Zertifizierungssysteme zum Ausgleich von Emissionen aus fossilen Brennstoffen einzubeziehen. Ernte ist in diesem Zusammenhang kein Kohlenstoffverlust, sondern ein positiver Beitrag zur Substitution. Der Verlust von Kohlenstoff aus der Biosphäre erfolgt nur bei der natürlichen Zersetzung und bei der Verbrennung von Biomasse. Die fehlende Anerkennung von Produkten aus der Waldernte als positiver Beitrag zur Klimaschutzpolitik untergräbt die Bereitschaft von Eigentümern, nachhaltig zu wirtschaften.

Die Nachhaltigkeitsdefinition der EU umfasst neben der Waldstruktur auch soziale und ökonomische Parameter (Resende et al., [2021](#)). Es würde den Rahmen dieser Studie sprengen, den ökologischen und sozialen Nutzen von Wäldern im Sinne der Nachhaltigkeit zu diskutieren.

#### 4. Schlussfolgerungen

Die Quantifizierung der Kohlenstoffflüsse bleibt auch heute noch eine Herausforderung, und die Analyse der verfügbaren Daten weist auf eine Diskrepanz bei der Schätzung der Hauptflüsse und ihrer Reaktion auf die Ernte hin. Durch das Fällen von Bäumen sollte die Kohlenstoffbilanz von Waldökosystemen unverändert bleiben. Die Energie, die durch die Emissionen von geerntetem Holz repräsentiert wird, wird an einem anderen Ort als auf der Waldfläche freigesetzt. Diese Energie wird aber durch die Photosynthese auf der Waldfläche wieder ersetzt. Daher ist die Verwendung von Holz aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern CO<sub>2</sub>-neutral. Wenn Holz nicht verbrannt wird, wird der Kohlenstoff im Holz durch Zersetzung in die Atmosphäre gelangen, ohne fossile Brennstoffe zu ersetzen. Die Halbwertszeit von Produkten ist ähnlich der Halbwertszeit von Holz während der Zersetzung. Unter nachhaltiger Bewirtschaftung ist auf Landschaftsebene keine „Kohlenstoffschuld“ erkennbar.

Wir geben zu bedenken, dass Steigerungen der Waldkohlenstoffvorräte auf Landschaftsebene im Wald ein riskantes Ziel darstellen. Die Vorräte sollten bei nachhaltiger Bewirtschaftung und in einem Gleichgewichtszustand der natürlichen Waldentwicklung auf gleichem Niveau bleiben. Wenn geerntete Bäume zu Holzprodukten verarbeitet werden, entsteht ein zusätzlicher Kohlenstoffvorrat außerhalb des Waldes. Eine Verringerung der Holzversorgung aus heimischen Wäldern durch Nicht-Nutzung könnte sich nachteilig auf den globalen Klimaschutz auswirken.

Der Hauptbeitrag zur Eindämmung nachhaltiger Waldbewirtschaftung ist keine „Sofortige Emission“, sondern ein Ersatz fossiler Brennstoffe durch nachwachsende Rohstoffe. Es ist die Vermeidung des Einsatzes fossiler Brennstoffe zur Energieerzeugung, die klimawirksam ist. Dies ist unabhängig von der Energiedichte von Holz.

Holzernte soll als Klimaschutzstrategie anerkannt werden.

#### Literatur

- Achat DL, Fortin M, Landmann G et al (2015) Waldbodenkohlenstoff wird durch intensive Biomasseernte bedroht. Sci Rep 5:15991, [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Allen CD, Breshears DD, McDowell NG (2015) Über die Unterschätzung der globalen Anfälligkeit für Baumsterblichkeit und Waldsterben durch heißere Dürren im Anthropozän. Ökosphäre 6: 1–55, [Google Scholar](#)
- Aubinet M, Grelle A, Ibrom A, Rannik Ü, Montcrieff J, Foken T, Kowalski AS, Martin PH, Berbigier P, Bernhofer C, Clement R, Elbers J, Granier A, Grünwald T, Morgenstern K, Pilgaard K, Rebmann C, Snijders W, Valentini R, Vesala T (2000) Schätzungen des jährlichen Netto-Kohlenstoff- und Wasseraustauschs von Wäldern: Die EUROFLX-Methodik. Adv Ecol Res. 30: 113-175.

- Baker JS, Wade CM, Sohngen BL, Ohrel S, Fawcett AA (2019) Potenzielle Komplementarität zwischen Anreizen zur Kohlenstoffbindung in Wäldern und dem Ausbau der Energie aus Biomasse. *Energiepolitik* 126:391–401, [CAS](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Barba J, Cueva A, Bahn M, Barron-Gafford GA, Bond-Lamberty B, Hanson PJ, Jaimes A, Kulmala L, Pumpanen J, Scott RL, Wohlfahrt G (2018) Vergleich von Ökosystem und Bodenatmung: Überprüfung und zentrale Herausforderungen von Turm- und Bodenmessungen. *Agric For Meteorol* 249: 434–44, [Google Scholar](#)
- BMEL (2015) Der Wald in Deutschland: Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur, BMEL, Bonn, S. 52
- Bouriaud O, Don A, Janssens IA, Marin G, Schulze ED (2019) Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf Biomassebestände in rumänischen Buchenwäldern. *Für Ecosyst* 6(1):19, [Google Scholar](#)
- Brunner I, Bakker MR, Björk RG, Hirano Y, Lukac M, Aranda X, Börja I, Eldhuset TD, Helmisaari HS, Jourdan C, Konopka B, López BC, Miguel Pérez C, Persson H, Ostonen I (2013) Fine- Wurzelumsatzraten europäischer Wälder erneut untersucht: eine Analyse von Daten aus sequentiellen Kernbohrungen und Einwachskernen. *Pflanzenerde* 362: 357–372, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Burschel P, Huss J (2003) Grundriss des Waldbaus. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 487, [Google Scholar](#)
- Cain M, Lynch J, Allen MR et al ( 2019 ) Verbesserte Berechnung erwärmungsäquivalenter Emissionen für kurzlebige Klimaschadstoffe. *NPJ Clim Atmos Sci* 2:29. <https://doi.org/10.1038/s41612-019-0086-4>, [CAS](#) [Artikel](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Ciais P, Schelhaas MJ, Zaehle S, Pião SL, Cescatti A, Liski J, Luysaert S, Le-Maire G, Schulze ED, Bouriaud O, Freibauer A, Valentini R, Nabuurs GJ (2008) Kohlenstoffakkumulation in europäischen Wäldern. *Nat Geosci* 1:425–429. <https://doi.org/10.1038/ngeo333>, [CAS](#) [Artikel](#) [Google Scholar](#)
- Ciais P, Yao Y, Gasser T, Baccini A, Wang Y, Lauerwald R, Canadell JG (2020) Empirische Schätzungen regionaler Kohlenstoffbudgets implizieren eine verringerte globale heterotrophe Bodenatmung. *Nat Sci Rev* 8(2):nwaa145, [Google Scholar](#)
- Clemmensen KE, Bahr A, Ovaslainen O, Dahlberg A, Ekblad A, Wallander H, Stenlid J, Finlay RD, Wardle DA, Lindahl BD (2013)Wurzeln und assoziierte Pilze treiben die langfristige Kohlenstoffbindung in borealen Wäldern voran. *Wissenschaft* 339: 1615–1618, [CAS](#) [PubMed](#) [Google Scholar](#)
- Cowie AL, Berndes G, Bentsen NS et al (2021) Anwendung einer wissenschaftsbasierten Systemperspektive, um Missverständnisse über Klimaauswirkungen von Waldbioenergie auszuräumen. *Glob Chance Biol Bioenergie* 13: 1210–1231, [Google Scholar](#)
- Dobor L., Hlásny T., Rammer W., Zimová S., Barka I., Seidl R. (2020). *J Appl Ecol* 57(1):67–76, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Ehbrecht M, Seidel D, Annighöfer P, Kreft H, Köhler M, Zemp DC, Püttmann K, Nilus R, Babweteera F, Willim K, Striers M, Soto D, Boehmer HJ, Fisichelli N, Burnett M, Juday G, Stephens SL , Ammer C (2021) Globale Muster und klimatische Kontrolle der strukturellen Komplexität von Wäldern. *Nat Commun* 12:519, [CAS](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Ekblad A, Wallander H, Godbold DL, Cruz C, Johnson D, Baldrian P, Björk RG, Epron D, Kieliszewska-Rokicka B, Kjöllner R, Kraigher H, Matzner E,

- Neumann J, Plassard C (2013) Die Produktion und der Umsatz von extrametrischem Myzel von Ektomykorrhizapilzen in Waldböden: Teil im Kohlenstoffkreislauf. Pflanzenerde 366: 1–27, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- EU (2009) Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG . Aus J Eur Union 5:2009, [Google Scholar](#)
  - EU (2020) EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. In: COM (2020) 380 final. EU, Brüssel, [Google Scholar](#)
  - Resende TC, Gibbs D, Harris N, Osipova E. (2021) Welterbewälder: Kohlenstoffsinken unter Druck. UNESCO, Weltnaturschutzunion, World Resources Institute. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000379527>
  - Favero A, Daigneault A, Sohngen B (2020) Wälder: Kohlenstoffbindung, Biomasseenergie oder beides? Sci Adv 6(13):eaay6792, [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
  - FNR (2018) Basisdaten Bioenergie Deutschland, FNR, Gülzow, S. 51
  - Foken T (2017) Energie- und Stoffflüsse eines Fichtenwaldökosystems. Ecol Gestüt 229:532, [Google Scholar](#)
  - Forest Europe (2016) Zustand der europäischen Wälder, Forest Europe, Madrid
  - Forzieri G., Girardello M., Ceccherini G., Spinoni J., Feyen L., Hartmann H., Beck PSA, Camps-Valls G., Chirici G., Mauri A., Cescatti A. (2021) Emergente Verwundbarkeit gegenüber klimabedingten Störungen in europäischen Wäldern. Nat Commun 12:1081, [CAS](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
  - FVA Baden-Württemberg (2018) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit – Abschlussbericht zum Projekt, Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa). Berichte Freiburger Forstliche Forschung 101:375, [Google Scholar](#)
  - Granier A, Ceschia E, Damesin C, Dufrene E, Epron D, Gross P, Lebaube S, Le Dantec V, Le Goff N, Lemoine D, Lucot E, Ottorini JM, Pontailier JY, Saugier B (2000) The carbon balance of ein junger Buchenbestand. Funktion Ecol 14:312–325, [Google Scholar](#)
  - Grossmann M (2020) <https://www.nationalpark-hainich.de/de/aktuelles/aktuelles-presse/einzelansicht/disput-um-zahlen-erlaeuterungen-zur-waldinventur-im-hainich.html>
  - Gundersen P, Thybring EE, Nord-Larsen T, Vesterdal L, Nadelhoffer KJ, Johannsen VK (2021) Old-growth forest carbon sinks overestimated. Natur 591:E21–E23, [PubMed](#) [Google Scholar](#)
  - Hainich (2012) Waldentwicklung im Nationalpark Hainich. Erforschen 3:1–166, [Google Scholar](#)
  - Hanson PJ, Edwards NT, Garten CT, Andrews JA (2000) Trennung des Beitrags von Wurzel- und Bodenmikroben zur Bodenatmung: eine Übersicht über Methoden und Beobachtungen. Biogeochemie 48: 115–146, [CAS](#) [Google Scholar](#)
  - Herbst M, Mund M, Tamrakar R, Knohl A (2015) Unterschiede in der Kohlenstoffaufnahme und Wassernutzung zwischen einem bewirtschafteten und einem unbewirtschafteten Buchenwald in Mitteldeutschland. Für Ecol Manag 355: 101–108, [Google Scholar](#)

- Hurteau MD, Hungate BA, Koch G (2008) CO<sub>2</sub>-Schutz und Reduzierung des Brandrisikos: Hin zu einer vollständigen Bilanzierung des CO<sub>2</sub>-Ausgleichs von Wäldern. *Front Ecol Environ* 6(9):493–498, [Google Scholar](#)
- IPCC-Richtlinien (2006) IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>, [Google Scholar](#)
- Irslinger R (2021) Fossile Emissionen vermeiden statt sie in Wäldern zu speichern. *AFZ-DerWald* 21(2021):39–42, [Google Scholar](#)
- Jandl R, Spathelf P, Bolte A, Prescott CE (2019) Waldanpassung an den Klimawandel: Ist Nicht-Management eine Option? *Ann For Science* 76:48, [Google Scholar](#)
- Johnson DW, Curtis PS (2001) Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die C- und N-Speicherung im Boden: Metaanalyse. *Für Ecol Manag* 140:227–238, [Google Scholar](#)
- Knauf M, Joosten R, Frühwald A (2016) Bewertung der Substitution fossiler Brennstoffe durch Holznutzung auf Basis von Langzeitsimulationen. *Kohlenstoffmanagement* 7(1-2):67–77, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Köhl M, Ehrhart HP, Knauf M (2020) Ein praktikabler Indikatoransatz zur Bewertung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Bezug auf Kohlenstoffemissionen und -abbau. *Ecol Ind.* 111:106057, [Google Scholar](#)
- Körner C (2020) Biodiversität, Kohlenstoffkreislauf und Klimawirkung sind im Wald eng verknüpft. *Forum für Wissen* 2020: 65–70, [Google Scholar](#)
- Korpel S (1995) Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, [Google Scholar](#)
- Kramer H (1988) Wald-Wachstumslehre. Paul Parey, Hamburg, S. 374, [Google Scholar](#)
- Kruhlov I, Thom D, Chaskovskyy O, Keeton WS, Scheller RM (2018) Zukünftige Waldlandschaften der Karpaten: Vegetation und Kohlenstoffdynamik unter dem Klimawandel. *Reg Environ Chang* 18:1.555–1.567, [Google Scholar](#)
- Kuuluvainen T et al (2017) Nordfennoskandische Bergwälder: Geschichte, Zusammensetzung, Störungsdynamik und die unvorhersehbare Zukunft. *Für Ecol Manag* 385(1):140–149, [Google Scholar](#)
- Leon E., Vargas R., Bullock S., Lopez E., Panosso AR, La Scala Jr. N. (2014) Hotspots, heiße Momente und räumlich-zeitliche Kontrollen des CO<sub>2</sub>-Ausflusses aus dem Boden in einem wasserbegrenzten Ökosystem. *Boden Biol Biochem* 77: 12–21, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Lindroth A, Holst J, Heliasz M, Vestin P, Lagergren F, Biermann T, Cai Z, Mälder M (2018) Auswirkungen geringer Durchforstung auf Kohlendioxidflüsse in einem gemischten hemiborealen Wald. *Agric For Meteorol* 262: 59–70, [Google Scholar](#)
- Loisel P (2020) Unter dem Risiko eines zerstörerischen Ereignisses, gibt es Unterschiede zwischen Waldbau, der auf Holzeinnahmen und auf Kohlenstoffbindung basiert. *Für Policy Econ* 120:102269, [Google Scholar](#)
- Luysaert S, Marie G, Valade A, Chen YY, Djomo SN, Ryder J, Otto J, Naudts K, Lanso AS, Ghattas J, McGrath MJ (2018) Kompromisse bei der Nutzung europäischer Wälder zur Erreichung der Klimaziele. *Natur* 562:259, [CAS](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Luysaert S, Schulze ED, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P, Grace J (2008) Urwälder als globale Kohlenstoffsinken. *Natur* 455: 213–215, [CAS](#) [PubMed](#) [Google Scholar](#)

- Mantero G., Morresi D., Marzano R., Motta R., Mladenoff DJ, Garbarino M. (2020) Der Einfluss der Landaufgabe auf Waldstörungsregime: eine globale Übersicht. *Landsc Ecol* 35(12):2723–2744, [Google Scholar](#)
- Mayer M, Sandén H, Rewald B, Godbold DL, Katzensteiner K (2017) Zunahme der heterotrophen Bodenatmung durch Temperatur führt zu einem Rückgang der organischen Kohlenstoffvorräte im Boden nach Waldwindwurf in einem Gebirgsökosystem. *Funktion Ecol* 31(5):1163–1172, [Google Scholar](#)
- Millar CI, Stephenson NL (2015) Gesundheit der gemäßigten Wälder in einer Ära aufkommender Megastörungen. *Wissenschaft* 349: 823–826, [CAS](#) [PubMed](#) [Google Scholar](#)
- Moomaw WR, Masino SA, Faison EK (2019) Intakte Wälder in den Vereinigten Staaten: Aufforstung mindert den Klimawandel und dient dem höchsten Wohl. *Front für Glob Chang.* 2:27 <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00027> [Artikel](#) [Google Scholar](#)
- Moore DJ, Trahan NA, Wilkes P, Quaife T, Stephens BB, Elder K, Desai AR, Negrón J, Monson RK (2013) Anhaltend reduzierte Ökosystematmung nach Insektenstörung in Hochgebirgswäldern. *Ecol Lett* 16(6):731–737, [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Moreno-Anguiano O, Carrillo-Parra A, Rutiaga-Chinone JG, Wehenkel C, Pompa-García M, Marquez-Montesino F, Pintor-Ibarra LF (2021) Chemische Zusammensetzung von *Luffa aegyptiaca* Mill., *Agave durangensis* Gentry und *Pennisetum* sp. *PeerJ* 9:e10626, [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Nabuurs GJ, Delacote P, Ellison D, Hanewinkel M, Hetemäki L, Lindner M (2017) Bis 2050 könnte sich der Minderungseffekt der EU-Wälder durch klimafreundliche Forstwirtschaft nahezu verdoppeln. *Wälder* 8:484, [Google Scholar](#)
- Nave LE, Vance ED, Swanston CW et al (2010) Auswirkungen der Ernte auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden in gemäßigten Wäldern. *Für Ecol Manag* 259(5):857, [Google Scholar](#)
- Noormets A, Epron D, Domec JC, McNulty SG, Fox T, Sun G, King JS (2015) Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf Produktivität und Kohlenstoffbindung: eine Überprüfung und Hypothese. *Für Ecol Manag* 355: 124–140, [Google Scholar](#)
- Oren R, Werk KS, Schulze ED, Meyer J, Schneider BU, Schramel P (1988) Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. befindet sich in verschiedenen Phasen des Niedergangs. VI. Nährstoffkonzentration. *Oecologia* 77:1–162, [PubMed](#) [Google Scholar](#)
- Paul T, Kimberley MO, Beets PN (2021) Natürliche Wälder in Neuseeland – ein großer terrestrischer Kohlenstoffspeicher in einem nationalen Gleichgewichtszustand. *Für Ecosyst* 8:34, [Google Scholar](#)
- Phillips CL, Bond-Lamberty B, Desai AR, Lavoie M, Risk D, Tang J, Todd-Brown K, Vargas R (2017) Der Wert von Bodenatmungsmessungen für die Interpretation und Modellierung des terrestrischen Kohlenstoffkreislaufs. *Pflanzenerde* 413(1-2):1–25, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Pimentel D, Marklein A, Toth MA, Karpoff MN, Paul GS, McCormack R, Kyriazis R, Krueger T (2009) Food versus Biofuels: Environmental and Economic Costs. *Hum Ecol* 37(1): 1–12, [Google Scholar](#)
- Pretzsch H (2019) Übergang von Monokulturen zu komplexen Waldbeständen in Mitteleuropa: Prinzipien und Praxis. Burleigh Dodds Science Publishing Limited, Cambridge, [Google Scholar](#)

- Raymer AKP (2006) Ein Vergleich vermiedener Treibhausgasemissionen bei der Nutzung verschiedener Arten von Holzenergie. *Biomasse Bioenergie* 30(7):605–617, [Google Scholar](#)
- Repo A, Känkänen R, Tuovinen JP, Antikainen R, Tuomi M, Vanhala P, Liski J (2012) Die Auswirkungen von Waldbioenergie auf das Klima können verbessert werden, indem die Entfernung von Waldresten zugewiesen wird. *GCB Bioenergie* 4(2):202–212, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Roe S, Streck C, Beach R, Busch J, Chapman M, Daioglou V, Deppermann A, Doelmann J et al (2020) Landbasierte Maßnahmen zur Minderung des Klimawandels: Potenzial und Durchführbarkeit nach Ländern. *Global Change Biol.* 27(23):6025–6058. <https://doi.org/10.1111/gbc.15873>, [Artikel](#) [Google Scholar](#)
- Roux A, Coolin A, Dhôte JF, Schmitt B (2020) Filière Forêt-Bois et Attenuation du Changement Climate: Entre Sequestration du Carbone en Forêt et développement de la Bioéconomie. Verdailles, Ausgabe Quae, S. 170, [Google Scholar](#)
- Rüter S (2011) Projektion der Netto-Emissionen aus geernteten Holzprodukten in europäischen Ländern für den Zeitraum 2013-2020. Arbeitsbericht aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie:1
- Saunders M, Tobin B, Black K, Gioria M, Nieuwenhuis M, Osborne BA (2012) Ausdünnungseffekte auf den Netto-Ökosystem-Kohlenstoffaustausch eines Sitka-Fichtenwaldes sind temperaturabhängig. *Agric For Meteorol* 157: 1–10, [Google Scholar](#)
- Savill PS, Evans J (2004) Verdünnung. In: Burley J, Evans J, Youngquist J (Hrsg.) *Encyclopedia of Forest Science*, Bd. 2. Elsevier, Oxford, S. 845–850, [Google Scholar](#)
- Schall P, Ammer C (2013) Wie lässt sich die Waldbewirtschaftungsintensität in mitteleuropäischen Wäldern quantifizieren? *Eur J For Res* 132:379–396, [Google Scholar](#)
- Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Schuck A (2013) Natürliche Störungen in den europäischen Wäldern im 19. und 20. Jahrhundert. *Globaler Wandel Biol.* 9:1.620–1.633. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x>, [Artikel](#) [Google Scholar](#)
- Schmidt M, Hanewinkel M, Kändler G, Kublin E, Kohnle U (2010) Ein inventarbasierter Ansatz zur Modellierung von Einzelbaum-Sturmschäden: Erfahrungen mit dem Wintersturm 1999 in Südwestdeutschland. *Can J For Res.* 40:1636–1652, [Google Scholar](#)
- Schulze ED, Beck E, Buchmann N, Clemens S, Müller-Hohenstein K, Scherer Lorenzen M (2019) *Pflanzenökologie*. Springer-Verlag Heidelberg, [Google Scholar](#)
- Schulze ED, Boch S, Müller J, Levick SR, Schuhmacher J (2016) Seltene und gefährdete Pflanzen wachsen im Laubwald überall. *AFZ-DerWald* 13(2016):35–38, [Google Scholar](#)
- Schulze ED, Luyssaert S, Ciais P, Freibauer A, Janssens IA, Soussana JF, Grace J, Levin I, Thiruchittampalam B, Heimann M, Dolman AJ, Valentini R, Bousquet P, Peylin P, Peters W, Rödenbeck C, Etiope G, Vuichard N, Wattenbach M, Nabuurs GJ, Poussi Z, Nieschulze J, Gach JH (2009) Bedeutung von Methan und Lachgas für die terrestrische Treibhausgasbilanz Europas. *Nat Geosci* 2:842–850, [CAS](#) [Google Scholar](#)

- Schulze ED, Rock J, Kroiher F, Egenolf V, Wellbrock N, Irslinger R, Bolte A, Spellmann H (2021) Klimaschutz mit Wald. BIUZ 2021(1):46–64, [Google Scholar](#)
- Schulze ED, Sierra CA, Egenolff V, Woerdehoff R, Irslinger R, Baldamus C, Stupak I, Spellmann H (2020) Die Klimaminderungswirkung von Bioenergie aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern in Mitteleuropa. GCB Bioenergie 12: 186–197, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Schulze ED – Sierra C, Egenolf V, Woerdehof R, Irslinger R, Baldamus C, Stupak I, Spellmann H (2020) Forest management trägt zur Klimaminderung bei, indem der Verbrauch fossiler Brennstoffe reduziert wird: Eine Antwort auf den Brief von Welle et al. (2021) GCB-Bioenergy 13:288–290, <https://doi.org/10.1111/gcbb.12754>
- Seidl R, Schelhaas MJ, Rammer W, Verkerk PJ (2014) Zunehmende Waldstörungen in Europa und ihre Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung. Nat Clim Chang 4: 806–810, [CAS](#) [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Seidl R, Thom D, Kautz M, Martin-Benito D, Peltoniemi M, Vacchiano G, Wild J, Ascoli D, Petr M, Honkaniemi J, Lexer MJ, Trotsiuk V, Mairota P, Svoboda M, Fabrika M, Nagel TA, Reyer CPO (2017) Waldstörungen unter dem Klimawandel. Nat Clim Chang 7: 395–402, [PubMed](#) [PubMed Central](#) [Google Scholar](#)
- Sierra CA, Crow SE, Heimann M, Metzger H, Schulze ED (2021) Der Klimanutzen der Kohlenstoffbindung. Biogeowissenschaften 18: 1029–1048, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Sjølie HK, Solberg B (2011) Auswirkungen der Verwendung von norwegischen Holzpellets auf Treibhausgasemissionen: eine Sensitivitätsanalyse. Environ Sci Policy 14(8):1028–1040, [Google Scholar](#)
- Söderberg C, Eckerberg K (2013) Zunehmende politische Konflikte in Europa um Bioenergie und Forstwirtschaft. Für Policy Econ 33:112–119, [Google Scholar](#)
- Speckman HN, Frank JM, Bradford JB, Miles BL, Massman WJ, Parton WJ, Ryan MG (2015) Waldökosystemrespiration geschätzt aus Eddy-Kovarianz- und Kammermessungen unter hoher Turbulenz und erheblicher Baumsterblichkeit durch Borkenkäfer. Global Change Biol 21(2):708–721, [Google Scholar](#)
- Spiegel (2020) Auf dem Holzweg. Spiegel 52:110, [Google Scholar](#)
- Stillhard J, Hobi ML, Brang P, Brändli UB, Korol M, Pokynchereda V, Abegg M (2021) Strukturelle Veränderungen in einem Urbuchenwald in der Landschaftslandschaft. Für Ecol Manag 504:119836, [Google Scholar](#)
- Taerøe A, Mustapha WF, Stupak I, Rauland-Rasmussen K (2017) Verringern Wälder die CO<sub>2</sub>-Emissionen am besten, indem sie sie für die Maximierung der Kohlenstoffspeicherung oder durch Bewirtschaftung zur Substitution fossiler Brennstoffe beiseite legen. J Environ Manag 197: 117–129, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Ter-Mikaelian MT, Colombo SJ, Chen J (2015) Die brennende Frage: Reduziert Waldbioenergie die Kohlenstoffemissionen? Ein Überblick über häufige Missverständnisse über die Kohlenstoffbilanzierung von Wäldern. J Für 113(1):57–68, [Google Scholar](#)
- Ter-Mikaelian MT, Colombo SJ, Lovekin D, McKechnie J, Reynolds R, Titus B, Laurin E, Chapman AM, Chen J, MacLean HL (2014) Carbon Debt Repayment or Carbon Sequestration Parity? Lehren aus einer Fallstudie zur

Waldbioenergie in Ontario, Kanada. *Global Change Bioenergy* 7(4):704–716, [Google Scholar](#)

- Thom D, Rammer W, Garstenauer R, Seidl R (2018) Vermächtnisse vergangener Landnutzung haben in einer gemäßigten Waldlandschaft einen stärkeren Einfluss auf den Kohlenstoffaustausch von Wäldern als zukünftige Klimaänderungen. *Biogeowissenschaften* 15:5699–5713, [CAS](#) [Google Scholar](#)
- Thom D, Seidl R (2016) Auswirkungen natürlicher Störungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität in gemäßigten und borealen Wäldern. *Biol. Rev.* 91: 760–781, [PubMed](#) [Google Scholar](#)
- Thüringen Forst (2020) Rechenschaftsbericht, Thüringen Forst, Erfurt, S. 60
- UNESCO (2021) International Union for Conservation of Nature, World Resources Institute World Heritage forests: carbon sink under pressure. ISBN 978-92-3-100480-3, 31. (<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000379527.locale=en> )
- Vass MM, Elofsson K (2016) Ist die Waldkohlenstoffbindung auf Kosten von Bioenergie und Waldprodukten in der EU-Klimapolitik bis 2050 kosteneffizient? *J Für Econ* 24:82–105, [Google Scholar](#)
- Vesala T, Suni T, Rannik Ü, Keronen P, Markkanen T, Sevanto S, Grönholm T, Smolander S, Kulmala M, Ilvesniemi H, Ojansuu R, Uotila A, Levula J, Mäkelä A, Pumpanen J, Kolari P, Kulmala L, Altimir N, Beringer F, Nikinmaa E, Hari P (2005) Wirkung der Ausdünnung auf Oberflächenflüsse in einem borealen Wald. *Globale Biogeochem-Zyklen* 19: 1–11, [Google Scholar](#)
- von Carlowitz HC (1730) *Sylvicultura Oeconomica*. Oder Haußwirtschaftliche Nachricht und naturgemäße Anweisung zur wilden Baumzucht. Verlag Johann Friedrich Braun, Leipzig, S. 248, [Google Scholar](#)
- Wellbrock N, Bolte A (2019) Zustand und Dynamik des Waldes in Deutschland. *Ökologische Studien* 237, Springer Verlag, S. 384
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., Fankhänel, A. (2009) Altbestandswalddefinitionen: eine pragmatische Sichtweise. Kapitel 2 in *alten Wäldern*. *Ecol Stud* 207: 11–33, [Google Scholar](#)
- Zimová S, Dobor L, Hlásny T, Rammer W, Seidl R (2020) Reduzierung des Rotationsalters zur Bewältigung zunehmender Störungen in Mitteleuropa: Potenzial und Grenzen. *Für Ecol Manag* 475:118408, [Google Scholar](#)

## Danksagungen

RV wurde vom Ministerium für Wissenschaft und Hochschulbildung der Russischen Föderation mit dem Stipendium t № 075-15-2020-905 unterstützt.

## Informationen zu den Autoren

### Zugehörigkeiten

1. Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena, Deutschland  
Ernst Detlef Schulze
2. Laboratoire d'Inventaire Forestier, IGN, Nancy, Frankreich  
Olivier Bouriaud
3. Universität Stefan cel Stute von Suceava, Suceava, Rumänien  
Olivier Bouriaud
4. Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg, Schadenweilerhof, Rottenburg aN, Deutschland  
Roland Irslinger

5. Universität Tuscia, Abteilung für Waldumwelt und -ressourcen, 01100, Viterbo, Italien  
Riccardo Valentini
6. Russische Staatliche Universität für Landwirtschaft (RSTAU), Moskau, Russische Föderation  
Riccardo Valentini

### **Beiträge**

Konzept und Originalentwurf: Schulze, Methodik: Bouriaud, Produktsubstitution: Irslinger, Eddy-Kovarianz: Valentini. Die Autoren haben das endgültige Manuskript gelesen und genehmigt.

### **Korrespondierender Autor**

Korrespondenz mit [Ernst Detlef Schulze](#).

### **Ethik-Erklärungen**

#### **Ethik-Zustimmung und Zustimmung zur Teilnahme**

Die Autoren erklären, dass sie sich an die Regeln guter wissenschaftlicher Praxis halten. Die Autoren erklären, dass die Studie nicht an gefährdeten oder bedrohten Arten durchgeführt wurde.

#### **Zustimmung zur Veröffentlichung**

Alle Autoren haben dieser Veröffentlichung und ihrem Inhalt zugestimmt.

#### **Konkurrierende Interessen**

Die Autoren erklären, dass sie keine konkurrierenden Interessen haben.

#### **Zitieren Sie diesen Artikel**

Schulze, ED, Bouriaud, O., Irslinger, R. *et al.* Die Rolle der Holzernte aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern im Kohlenstoffkreislauf. *Annals of Forest Science* **79**, 17 (2022). <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01127-x>.

#### **Schlüsselwörter**

- Bioenergie
- Klima
- Kohlenstoffzyklus
- Holznutzung für Produkte und Energie
- Kohlenstoffspeicherung
- Atmosphärisches Kohlendioxid
- Biodiversität