

# Wälder sind Kohlenstoffspeicher Holzverbrennung ist nicht klimaneutral

Hintergrundpapier anlässlich des Filmbeitrags

„Klimaschutz auf dem Holzweg Wird unser Wald verheizt?“

von Güven Purtul (Frontal 21, ZDF) <https://www.zdf.de/politik/frontal-21/holzverbrennung-100.html>

---

Pierre L. Ibisch<sup>1,3</sup>, Torsten Welle<sup>2</sup>, Jeanette S. Blumröder<sup>1</sup>, Jörg Sommer<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centre for Econics and Ecosystem Management,  
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

[Pierre.ibisch@hnee.de](mailto:Pierre.ibisch@hnee.de)

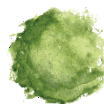
<sup>2</sup> Naturwald Akademie

<sup>3</sup> Deutsche Umweltstiftung

---



Hochschule  
für nachhaltige Entwicklung  
Eberswalde



Naturwald  
Akademie



Deutsche  
Umweltstiftung

Eberswalde/Lübeck/Berlin 31. März 2020

# Wälder sind Kohlenstoffspeicher

## Holzverbrennung ist nicht klimaneutral

---

### Übersicht

Die Annahme, dass die Nutzung des Waldes und der Holzverbrauch einen Beitrag zum Klimaschutz darstellen, ist weit verbreitet und auch in der aktuellen Diskussion zur Waldkrise in aller Munde. Inzwischen wird sogar im Namen des Klimaschutzes offensiv gegen Wald-Schutzgebiete argumentiert. Natürliche Wälder und Naturschützer werden regelrecht als Klimaproblem dargestellt. Derartige Positionen sind nicht durch Fakten oder wissenschaftliche Studien abgesichert. Vielmehr ignorieren sie sogar überaus deutliche Befunde. In diesem Hintergrundpapier werden entsprechende wissenschaftliche Ergebnisse zusammengefasst.

- **Der Wald ist ein effektiver Kohlenstoffspeicher:** Dies gilt gerade auch für alte funktionstüchtige Waldökosysteme mit bedeutenden Speichern in lebenden Baumbeständen, im Totholz und im Boden. Die intensive Holznutzung hat auch in Deutschland die Kohlenstoffspeicher und die Kohlenstoffspeicherkapazität reduziert. Das Belassen des lebenden und toten Holzes in Kombination mit dem ‚Nachwachsenlassen‘ (Vorratserhöhung) wären kurzfristig die effektivste Form des Klimaschutzes im Wald.
- **Holzverbrennung ist nicht klimaneutral:** Energetische Nutzung von Holz trägt vor allem kurzfristig zum Treibhausgasemissionsanstieg bei. In Deutschland trägt sie zur Verschlechterung des Zustands der Laubwälder bei.
- **Mehr Holznutzung bedeutet nicht automatisch mehr Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten:** Die Idee, dass das Ersetzen von energieintensiven Materialien durch Holz zum Klimaschutz beitragen könnte (Substitutionseffekt durch Holz-Produktspeicher) ist vor dem Hintergrund komplexer Stoffströme (Importe, Exporte, etc.) und des gesamten Lebenszyklus‘ der Holzprodukte (Ernte, Transport, Lebensdauer) überaus fragwürdig.
- **Schlechte Anpassung an den Klimawandel und zu starke Nutzung:** Es besteht das Risiko, dass die Forstwirtschaft durch ungeeignete waldbauliche Strategien und zu starke Holznutzung dazu beiträgt, dass die Wälder zukünftig zur Quelle von Treibhausgasen werden.

### Schlussfolgerungen

Im Zuge der Energiewende in Deutschland ist auch förderpolitisch ein Irrweg beschritten worden. Im Wald geerntetes Holz darf auf keinen Fall als vermeintlich klimaneutraler Brennstoff genutzt werden. Allenfalls sollte Altholz im Zuge einer Kaskadennutzung und ggf. Schnittgrün aus Städten oder Landschaftspflegeholz energetisch genutzt werden. Holzkraftwerke tragen kurzfristig zum Treibhauseffekt bei und befördern in Deutschland die Übernutzung von Laubwäldern. Es darf keine Option sein, Kohlekraftwerke mit Holz zu befeuern. Holz ist ein Wertstoff, der in langlebigen und wertvollen Holzprodukten eingesetzt werden muss. Wenn Holznutzung die Schwächung von Wäldern im Klimawandel weiter vorantreibt, ist sie kein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung und schon gar nicht zum Klimaschutz.

## **Der Wald ist ein effektiver Kohlenstoffspeicher**

Wälder gehören zu den wichtigsten Kohlenstoffspeichern des Planeten. Die Klimaschutzwirkung der Wälder ist eine Funktion von Waldfläche und Biomasse. Weltweit sind die waldbunden Kohlenstoffspeicher erheblich reduziert worden, dies gilt auch für Deutschland. Dabei ist die einfachste Option Biomasse in den Wäldern anzureichern, um einen langfristigen Kohlenstoffspeicher aufzubauen. Eine relevante Größe ist hierbei die forstwirtschaftliche Nutzung: Weniger Holzeinschlag bewirkt mehr Biomasseakkumulation im Wald und somit eine höhere Klimaschutzwirkung. Gerade in Deutschland sind die Wälder aufgrund der intensiven Nutzung, dem Anbau ökosystemfremder Arten, einfachen Waldstrukturen wie Monokulturen und der Senkung des Baumalters von einem reifen Waldökosystem weit entfernt.

Durch geringere Holzernte würden nicht nur existierende Bäume älter werden und weiterhin Kohlenstoff speichern, auch durch höhere Bestockung würden erhebliche Biomassezuwächse im Wald erzielt werden, nicht zuletzt dadurch, dass es weniger Waldwege bzw. weniger/keine Rückegassen gäbe (die ohne weiteres 20 % Verlust der zum Holzanbau zur Verfügung stehenden Fläche ausmachen können).

Die derzeitigen Holzvorräte in Deutschland (Biomasse im Schnitt ca. 350 Vorratsfestmeter/ha) sind im Vergleich mit europäischen Urwäldern als gering einzustufen. Diese können Vorräte zwischen 478 und 918 Vorratsfestmeter/ha erreichen (Schnell 2004, Commarmot 2013; Hobi et al. 2015, Knapp & Spangenberg 2007, Meyer et al. 2003, Commarmot et al. 2005, Drössler & Lüpke 2007). Die Wälder in Deutschland haben ihr natürliches Potential zur Biomasseanreicherung nicht ausgeschöpft bzw. noch lange nicht erreicht. Zu einer entsprechenden Erkenntnis kamen auch Erb et al. (2018), die für die gemäßigte Zone ein zusätzliches Biomassepotenzial von bis zu 34 % errechneten.

Zudem ist ein häufig kolportierter Mythos, dass in älteren Wäldern ein Gleichgewichtszustand zwischen Kohlenstoffdioxidaufnahme und -abgabe vorherrschen würde. Dies hat sich als nicht haltbar erwiesen, vielmehr sind insbesondere auch alte Waldökosysteme langfristige Kohlenstoffspeicher, sie binden noch ab 200 Jahren kontinuierlich CO<sub>2</sub>, im Schnitt 2,4 tC/ha/a (Luyssaert et al. 2008). Die Wälder in Deutschland sind im Durchschnitt nur 77 Jahre alt – selbst wenn sich die Kohlenstoffaufnahme im Alter abschwächen sollte, hätte man hat also noch lange Zeit, deren Kohlenstoffbindungspotential zu nutzen.

Vor allem in den gemäßigten Laubmischwäldern Deutschlands (und vergleichbarer Regionen) führt die Akkumulation von Humus und von Totholz zum Aufbau von erheblichen Kohlenstoff- sowie auch von Nährstoff- und Wasserspeichern. Eine großangelegte Studie zu temperaten und borealen Wäldern Nordamerikas (mit über 18.500 Untersuchungsflächen) zeigt, dass alte Wälder nicht nur effektive Kohlenstoffspeicher sowie –senken sind, sondern dass mit dem Biomassereichtum auch die Sensitivität gegenüber Klimawandel sinkt (Thom et al. 2019). Ein bemerkenswertes Ergebnis ist, dass der Gesamtökosystemkohlenstoffgehalt mit dem Waldalter stieg, v.a. jenseits von 130 Jahren. Die höchste

Waldwachstumsrate fand sich in den ältesten Wäldern. Die Biomasse im Wald spielt v.a. für die Resistenz eine Schlüsselrolle. Dies bedeutet, dass der im Wald verbleibende Kohlenstoff einen funktionalen Beitrag zur Walderhaltung leistet. Hieraus ergibt sich ein gewichtiges Argument, ‚Kohlenstoff‘ jenseits direkter Klimaschutzwirkungen im Ökosystem zu belassen: Im Ökosystem können positive Rückkopplungen einsetzen; biomassereiche Wälder mit hohen Humus- und Totholzvorräten wirken nicht nur günstig auf Bodenfeuchtigkeit und Baumwachstum, sondern auch auf Mikroorganismen, die dann ihrerseits Teil eines stabilen Kohlenstoff-Pools im Waldboden werden können (Magnússon et al. 2016).

Totholz im Wald ist keine kurzfristige Kohlenstoffquelle im Wald, da die Zersetzung des Stammholzes ein langwieriger, über Jahrzehnte ablaufender Prozess ist, der im Zusammenspiel mit dem Nachwachsen von jungen Bäumen treibhausgasneutral ist (Suzuki et al. 2019). Im direkten Vergleich können Holzprodukte keine längere, sondern eher eine kürzere Verweildauer als Totholz im Wald aufweisen (Beudert und Leibl 2020).

Eine wichtige und kürzlich erschienene Arbeit aus den USA weist darauf hin, dass für eine angemessene Beurteilung der Forstwirtschaft sehr sorgfältig allen Emissionen Rechnung zu tragen ist, und dass in Wäldern, die in der Vergangenheit stärker genutzt wurden, unter bestimmten Umständen die Einschränkung der Holzernte einen positiven Klimaschutzeffekt haben kann – die Holznutzung der Vergangenheit kann die aktuelle Senkenleistung erheblich reduziert haben (Hudiburg et al. 2019).

### **Holzverbrennung ist nicht klimaneutral**

Ein Drittel des in Deutschland geernteten Holzes (Frischholz) wird verbrannt. Dieser Anteil könnte ohne weiteres bei einer Nicht- Verbrennung als Biomasse im Wald verbleiben und als Kohlenstoffspeicher dienen. Die Einschätzung, Brennholz bzw. allgemein das Verbrennen von Biomasse sei klimaneutral basiert auf einer Reihe falscher Annahmen (siehe u.a. Artikel von Ter-Mikaelian et al. 2015, Booth 2018 und Agostini et al. 2014). Sie lässt eine große Zahl von Fakten außer Acht. Allein die fossile Energie, die bei der Waldbewirtschaftung, der Holzernte sowie für den Transport und die Verarbeitung (Zerkleinerung, Trocknung etc.) von Brennholz verbraucht wird, macht Holz zu einem eindeutig nicht CO<sub>2</sub>-neutralen Energieträger (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz o.D.).

Die Energiegewinnung aus Holz im Zuge der EEG-Richtlinie führt dazu, dass Emissionseinsparungen, die andernfalls durch Energiegewinnung aus Solar- oder Windkraft erfolgt wären, sich in eine CO<sub>2</sub>-Zunahme wandeln, die mindestens über Jahrzehnte in der Atmosphäre wirksam ist und dabei obendrein höher ausfällt, als wenn die entsprechende Energiemenge aus fossilen Energieträgern gewonnen worden wäre (Ståhls et al. 2011, Smyth et al. 2017, Soimakallio et al. 2016).

Holz hat im Vergleich mit fossilen Brennstoffen einen wesentlich geringeren Energie-Gehalt (1 kg Brennholz  $\cong$  0,5 SKE<sup>1</sup> (Beitz & Küttner 2013, Searchinger et al. 2018), 1 kg Braunkohlebriketts  $\cong$  0,7 SKE, 1 m<sup>3</sup> Erdgas  $\cong$  1,1 SKE, 1 kg leichtes Heizöl  $\cong$  1,5 SKE (BMW 2019, Beitz & Küttner 1995, Agostini et al. 2014). Die Verbrennung von Holz ist für das Klima teilweise bedeutend ungünstiger als die Verbrennung von Kohle (Matthews et al. 2014, Duffy et al. 2016, Beddington et al. 2018, Searchinger et al. 2018). Die energetische Substitution wirkt daher dem Klimaziel von 2050 eindeutig entgegen und trägt durch zur sofortigen CO<sub>2</sub>-Zunahme in der Atmosphäre und damit zu unumkehrbaren Klimaschäden bei (Beddington et al. 2018).

Das Autorenkollektiv um Searchinger hat 2018 in Nature Communications sehr deutlich vor der energetischen Holznutzung in Europa gewarnt. Auch Booth (2018) kam für die USA zum Ergebnis, dass die Verbrennung sogenannter Holz-Abfallstoffe nicht klimaneutral ist. Eine weitere deutliche Kritik der Energieholznutzung fassten Norton et al. (2019) in ihrer Studie: „*Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy*“ zusammen. Die Politik folge eindeutig nicht dem Stand der Wissenschaft.

Die Zeit, die von Wäldern benötigt wird, um die Kohlenstoffemissionen aus energetischer Nutzung wieder einzufangen, wird *payback*-Zeit oder Kohlenstoff-Schuld-Kompensationszeit (*carbon debt payment time*) bezeichnet und kann Jahrzehnte betragen oder gar ein Jahrhundert, bis der Zeitpunkt erreicht ist, an dem eine ausgeglichene Bilanz erreicht wird. Erst danach könnte sich überhaupt ein Netto-Klimaschutzeffekt ergeben. Die 'Rückzahlzeit' wird nicht nur davon beeinflusst, welche Art Holz verbrannt wird (feuchtes Frischholz, Säge-Abfallholz etc.), sondern auch, wie sich der Wald nach der Holzentnahme verhält. Dies hängt u.a. von der Art der Nutzung ab (z.B. große Kahlschläge oder Einzelbaumentnahme) und zudem zusehends auch vom Klima(wandel). Wenn sich in extrem trockenen und heißen Jahren die Wiederbewaldung oder das Nachwachsen verzögert oder gar stark beeinträchtigt ist, ergibt sich ein Negativeffekt.

Ein großes Problem bei der Verbrennung von Holz besteht darin, dass es eine erhebliche zeitliche Dringlichkeit für die CO<sub>2</sub>-Reduktion in der Atmosphäre gibt. Aber eine schnelle Reduktion kann die Holzenergie-Option grundsätzlich nicht leisten, denn eine erneute Bindung des Kohlenstoffs kann frühestens nach Jahrzehnten erfolgen.

### **Intensive Holznutzung: Boom der Holzverbrennung seit 2008 – Laubwälder in Deutschland besonders stark betroffen**

Besonders bedeutsam ist das rasche Wachstum der energetischen Verwendung. Seit 2008 werden ca. 50 % des Gesamtholzaufkommens energetisch verwendet. Die „einsetzenden Förderprogramme

---

<sup>1</sup> Steinkohleeinheit (SKE): 1 kg SKE entspricht der Energiemenge, die beim Verbrennen von 1 kg einer hypothetischen Steinkohle mit einem Heizwert von exakt 7.000 kcal/kg frei wird. 1 kg SKE = 0,7 kg ÖE (Öleinheit).

bewirkten Anfang des neuen Jahrtausends eine kräftige Belebung. (...) Die Nachfrage nach Energieholz lag 2016 bei 59,5 Mio. m<sup>3</sup>, was einem Zuwachs ggü. 1990 in Höhe von +219 % entsprach oder etwa +8,4 % pro Jahr“ (Mantau 2019).

Die energetische Nutzung hat einen deutlichen Einfluss auf den Einschlag in Deutschland: Im Jahr 2016 kam der Derbholzanteil am Energieholz auf 70,2 % oder 16,9 Mio. m<sup>3</sup> (Mantau 2019). Die Energieholznutzung betreffen zu 66,7 % Laubholz und 33,3 % Nadelholz. Dies bedeutet in der Konsequenz, dass das rasche Wachstum der Energienutzung vorrangig und überproportional die naturnäheren Laubwälder durch eine gesteigerte Holzernte betroffen hat.

Es gilt zu diskutieren und zu untersuchen, ob diese Nutzungsintensivierung die entsprechenden Wälder so geschwächt hat, dass diese nunmehr stärker unter den Witterungsextremen leiden, als zu erwarten gewesen wäre (s.u.).

### **Mehr Holznutzung bedeutet nicht automatisch mehr Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten**

Die Entwicklung neuer, langlebiger Holzprodukte aus Laubholz könnte einen richtigen Weg darstellen, um Holz als Wertstoff angemessen zu nutzen. Allerdings lässt sich kein entsprechender Trend aus der derzeitigen Holzverwendung ableiten. Deutschland produziert im 5-Jahresmittel zwischen 2013-2017 einen höheren Anteil kurzlebiger Holzprodukte als langlebige Holzprodukte (FAO 2019). Für die stofflichen Substitutionseffekte und die damit vermeintlich verbundene Klimaschutzwirkung ist das Nadelholz deutlich relevanter als das Laubholz. Derzeitig fällt sehr viel ‚Nadelschadholz‘ aus entsprechenden Monokulturen an, das gerade bei Beräumung und angesichts verstopfter Absatzmärkte nicht in gleichem Maße in langlebige Produktspeicher überführt werden kann wie zu Zeiten vor dem Nadelbaumsterben. Ein höherer Teil dürfte allenfalls für energetische Nutzung und kurzlebige Holzprodukte Verwendung finden.

Gerne wird darauf verwiesen, dass die Verwendung von Holzprodukten anstelle von energieintensiven Materialien wie Stahl oder Zement durch eine entsprechende Substitutionswirkung erhebliches Klimaschutzpotenzial berge. Diese Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten als Klimaschutzmaßnahme ist allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet, da die Auswirkungen des gesamten Lebenszyklus der Holzprodukte (Ernte, Trocknung, Transport, Anteil des Rundholzes am Holzprodukt) bewertet werden müssen (Ingerson 2011). Harmon (2019) zeigt in einer neuen Studie auf, dass Substitutionseffekte bei der Holznutzung um das 2 bis 100fache überschätzt wurden.

Des Weiteren wird häufig angenommen, dass kein Zusammenhang besteht zwischen der Lebensspanne eines Produktes (z.B. eines Gebäudes) und der Dauer der Substitutionswirkung, die meist als unbegrenzt angenommen wird. Auch wird nicht mit Verlusten bei der Materialsubstitution gerechnet, sodass die Substitutionswirkung scheinbar mit zunehmender Holzerntemenge ansteigt, was fälschlicherweise zum Schluss führt, dass kurze Einschlagsintervalle, und dadurch junge Wälder, dem Klimaschutz zuträglich seien (Oliver et al. 2014). Die geläufigen Annahmen, dass die Substitutionswirkung von Holz stetig steigt, es also weder zu Verlusten im Laufe der Substitution

kommt, noch zu einer Sättigung der substituierten Kohlenstoffmenge (Lippke et al. 2011, Hennigar et al. 2008, Eriksson et al. 2007; Gustavsson et al. 2006; Perez-Garcia et al. 2005; Glover et al. 2002, Börjesson und Gustavsson 2000, Buchanan und Levine 1999; Schlamadinger und Marland 1996, Bethel und Schreuder 1976) sowie dass die „Kohlenstoffschuld“, die bei der Holzernte entsteht, durch Substitutionswirkung ausgeglichen wird, sind nicht haltbar.

### **Immer mehr Holzimporte nach Deutschland - unklare Klimabilanzierung vor dem Hintergrund von komplexen Stoff- und Warenflüssen**

Die Bilanzierung des Klimaschutzpotenzials der Wälder in Deutschland, berücksichtigt nicht in angemessenem Maße die Komplexität der Stoffflüsse, die auch durch Import und Export von Holz bzw. Holzprodukten beeinflusst werden. Die Forst- und Holzwirtschaft bewegt große Menge an Holz und Holzprodukten, die erheblich über den Einschlag auf dem deutschen Territorium hinausgehen.

Das dem Bundeslandwirtschaftsministerium unterstellte Thünen-Institut berichtet regelmäßig über die Holzverwendung in Deutschland:

„Im Mittel der vergangenen drei Jahre beträgt der Anteil der Einfuhren 54 %. Der Anteil des Einschlags liegt bei 23 %. Die Inlandsaufkommen von Altpapier und Altholz haben Anteile von 18 bzw. 4 % am Gesamtaufkommen“ (Weimar 2018). „Der Holzeinschlag hat im Mittel der Jahre 2013 bis 2015 einen Anteil von 91 % am rechnerischen Inlandsverbrauch von Rohholz“ (Weimar 2018). Seit 2009 gibt es Nettoimporte von Nadelrohholz (in den Jahren 2013 und 2014 lag dieser Wert bei knapp 5,8 Mio. m<sup>3</sup> und im Jahr 2015 nach vorläufigen Angaben bei 5,4 Mio. m<sup>3</sup>; Weimar 2018), was insbesondere für die Berechnung der Substitutionseffekte relevant ist. „Die Einfuhren von Holz und Produkten auf Holzbasis belaufen sich im Jahr 2015 auf 133,1 Mio. m<sup>3</sup>(r). Gegenüber 2014 bedeutet dies einen Anstieg um 1,1 %. Im Jahr 2016 erhöhen sich die Einfuhren nochmals um 1,0 % auf 134,3 Mio. m<sup>3</sup>(r). Nach den vorläufigen Angaben der Außenhandelsstatistik erhöhen sich die Einfuhren im Jahr 2017 nochmals deutlich um 2,1 % auf 137,2 Mio. m<sup>3</sup>(r)“ (Weimar 2018).

Es stellt sich die Frage, wie die Holzgewinnung im Ausland (unter ggf. wenig nachhaltigen Umständen; z.B. in borealen Wäldern) sowie die sich aus Ernte, Transport und Verarbeitung ergebenden Treibhausgasemissionen darstellen und wie sie die nationale Bilanzierung des Forst- und Holzsektors beeinflussen.

Auch bei der Entwicklung von Zukunftsszenarien durch Forst- und Holzwirtschaft fehlt völlig, dass aktuelle und zukünftige Wachstumsraten der Holzindustrie gewürdigt und reflektiert werden. „Ab 2003 erfuhr der Aufschwung eine enorme Beschleunigung. Von 65 Mio. m<sup>3</sup> (Festmeteräquivalent) im Jahr 1990 stieg die Verwendung bis 2007 auf über 127 Mio. m<sup>3</sup> (Mantau 2019). Die Sägeindustrie war der größte Nachfrager: die Nachfrage wuchs seit 1990 bis 2016 um 49 % auf 36 Mio. m<sup>3</sup>; die Nachfrage der Holzwerkstoffindustrie wuchs sogar um 67 % (Mantau 2019).

Das hier skizzierte Wachstum ist wesentlicher Treiber der Versuche, die Nadelholzproduktion in Deutschland anzukurbeln. Das Nadelholzaufkommen wird allerdings zukünftig gerade auch wegen der außergewöhnlichen Kalamitäten in den Monokulturen stark sinken. Eine wichtige Frage ist entsprechend, von wo das nachgefragte Holz beschafft werden soll und wie die entsprechende Beschaffung auf die Kohlenstoffbilanz des Sektors wirken wird. Zusätzliche Importe aus dem Ausland sind zu erwarten.

### **Schlechte Anpassung an den Klimawandel und zu starke Nutzung: Forstwirtschaft (zukünftig) als Quelle von Treibhausgasen?**

Die Witterungsextreme der vergangenen Jahre können als Vorboten für Probleme gelten, die sich mit fortschreitendem Klimawandel verschärfen werden. Auf großen Flächen sterben derzeit v.a. von der Forstwirtschaft angelegte Monokulturen ab. Die Borkenkäfer-, Sturm- und Waldbrandkalamitäten sind zu einem guten Anteil durch das entsprechende Waldbaummodell bzw. die forstliche Behandlung der letzten drei Jahrzehnte mitverantwortlich, da hier immer noch zum Teil Monokulturen angebaut wurden und es versäumt wurde bestehende Nadelwaldbestände in naturnahe Laubmischwälder umzubauen. Beispielsweise sind die Voraussetzungen für einen Massenbefall von Borkenkäfer dann am günstigsten, wenn es sich um größere, zusammenhängende Wälder mit gleichförmigen reifen bis alten Baumbeständen von nur einer dominierenden Baumart handelt (Jakoby und Wermelinger 2018). Auch im Falle durch Hitze und Trockenheit geschädigter Waldflächen mit Laubbaumarten besteht der Verdacht, dass die Nutzung zu einer zusätzlichen Schwächung gegenüber dem Klimawandel beigetragen hat.

Die Situation dürfte sich in näherer Zukunft mit fortschreitendem Klimawandeleinfluss und verstärktem Aktionismus, Flächen mit abgestorbenen Bäumen gleich schnell ‚aufzuräumen‘ und durch Pflanzungen ‚wiederherzustellen‘ noch verschärfen. Es bedarf dringend einer neuen Berechnung des Klimaschutzpotenzials unterschiedlicher Wald- bzw. Forsttypen. Es braucht zudem eine quantitative Analyse der Waldschädigungen, ihrer räumlichen Verteilung und der Korrelation mit Nutzungs- und Besitzarten.

Bekannt ist also, dass die Biodiversität und die strukturelle Diversität die Anpassungskapazitäten und damit die ökologische Resilienz erhöhen. Somit hat die Bewirtschaftung einen direkten Einfluss auf den Zustand des Waldes, da sie die Dosis-Wirkungs-Beziehung beeinflussen kann, z.B. die Anfälligkeit für Windwurf oder die Folgen von Dürre (Yousefpour et al. 2012). Yücesan et al. (2019) beschreiben beispielsweise für einen Eichenwald, dass eine Verringerung des Kronenschlusses in Folge einer hohen Einschlagsintensität die Boden-Kohlenstoffvorräte verringert.

Es gibt deutliche Hinweise auf erhöhte Temperaturen in stärker genutzten Beständen (Norris et al. 2012, Ibisch und Blumröder 2018, eigene unveröffentlichte Daten: Blumröder et al. in prep). Daraus ergeben sich die Risiken geringerer Produktivität sowie des Eintritts von abiotischen und biotischen



Schädigungen dieser Bestände im Vergleich zu Wäldern mit stabilerem Mikroklima. Vielerorts traten Dürre- und Borkenkäferschäden besonders dort auf, wo zuvor schon Vorschädigungen entweder durch Windwurf, intensive Durchforstung oder durch Holzernte zu verzeichnen waren (Six und Bracewell 2015).

Es besteht die konkrete Befürchtung, dass die verbleibenden noch nicht geschädigten Bestände je anfälliger werden, umso mehr sie von geschädigten Flächen umgeben sind. Die Beräumung von Kalamitätsflächen und damit verbundene Bodenschädigung durch Befahrung und flächiger Abholzung führt zur stärkeren Erwärmung und Austrocknung derselben. Dies erhöht potenziell den Stress benachbarter noch nicht geschädigter Bestände. Da auf den geschädigten Flächen die noch vergleichsweise jungen Bestände schon vor der geplanten Nutzung abgängig waren, wird hier in näherer Zukunft eine verringerte Kohlenstofffixierung erfolgen. Daraus ergibt sich zumindest eine entgangene Kohlenstoffspeicherung, die trotz der Extremwitterung hätte erfolgen können, wenn ein anderes waldbauliches Modell verfolgt worden wäre. Lokal und regional zeigen Studien, dass beispielsweise Borkenkäferbefall dazu führt, dass die betroffenen Wälder weniger Kohlenstoff binden und vorübergehend von einer Senke zu einer Quelle werden (Seidl et al. 2008).

## Literatur

Agostini A, Giuntoli J, Boulamanti A. 2014. Carbon accounting of forest bioenergy: Conclusions and recommendations from a critical literature review. European Union. 978-92-79-25101-6 (print), 978-92-79-25100-9 (pdf)

Beddington J, Berry S, Caldeira K, Cramer W, Creutzig F, Duffy P, Kammen D, Lambin E, Levin S, Lucht W et al. 2018. Letter from Scientists to the EU Parliament Regarding Forest Biomass. URL <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/>. Abgerufen am 22. März 2020.

Beitz W, Küttner KH, eds. 1995. DUBBEL: Taschenbuch für den Maschinenbau. Band 1. 18. Auflage. Springer Berlin Heidelberg.

Bethel JS, Schreuder GS. 1976. Forest resources: an overview. *Science* 191:747 – 752.

Beudert B, Leibl F. 2020. Zur Klimarelevanz von Wirtschafts- und Naturschutzwäldern. *AFZ Der Wald*:35–38.

Booth MS. 2018. Not carbon neutral: Assessing the net emissions impact of residues burned for bioenergy. *Environmental Research Letters* 13(3): 035001.

Börjesson P, Gustavsson L. 2000. Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy* 28:575 – 588.

BMWi. 2019. Zahlen und Fakten Energiedaten – Nationale und Internationale Entwicklung, Excel-Datei, Tabellenblatt 0.3. URL <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Artikel/Energie/energiedaten-gesamtausgabe.html>. Abgerufen am 18. Dezember 2020.

Bracewell RR, Six DL. 2015. Experimental evidence of bark beetle adaptation to a fungal symbiont. *Ecol Evol.* 5(21):5109–5119.

Buchanan AH, Levine S. 1999. Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science & Policy* 2:427 – 437.

Commarmot B, Bürgi A, Shparyk Y, Zingg A. 2005. Structure of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland). *For Snow Landsc Res* 79:45–56.

Commarmot B. 2013. Inventory of the largest primeval beech forest in Europe: A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure. Birmensdorf: Swiss Federal Research Inst. WSL.

Drössler L, von Lüpke B. 2007. Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald-Reservaten der Slowakei. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 178:121–134.

Duffy PB, Moomaw WR, Schlesinger W. 2016. Letter to the senate on carbon neutrality of forest biomass. URL <http://empowerplants.files.wordpress.com/2018/01/scientist-letter-on-eu-forest-biomass-796-signatories-as-of-january-16-2018.pdf>. Abgerufen am 9. Januar 2020.

Erb KH, Kastner T, Plutzer C, Bais ALS, Carvalhais N, Fetzel T, Gingrich S, Haberl H, Lauk C, Niedertscheider M, et al. 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553:73–76.

Eriksson E, Gillespie AR, Gustavsson L, Langvall O, Olsson M, Sathre R, Stendahl J. 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research* 37:671–681.

FAO. 2019. FAOSTAT. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Abgerufen am 9. Januar 2020.

Glover J, White D, Langrish T. 2002. Wood versus concrete and steel in house construction: A life cycle assessment. *Journal of Forestry* 100:34–41.

Gustavsson L, Pingoud K, Sathre R. 2006. Carbon dioxide balance of wood substitution: Comparing concrete- and wood-framed buildings. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11:667 – 691.

Harmon ME. 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. *Environmental Research Letters* 14:065008.

Hennigar CR, MacLean DA, Amos-Binks LJ. 2008. A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. *Forest Ecology and Management* 256:786 – 797.

Hobi ML, Ginzler C, Commarmot B, Bugmann H. 2015. Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 6:15 p.

Hudiburg TW, Law BE, Moomaw WR, Harmon ME, Stenzel JE 2019. Meeting GHG reduction targets requires accounting for all forest sector emissions. *Environmental Research Letters* 14 (9):095005.

Ibisch, PL, Blumröder JS 2018. Ökosysteme unter Druck: eine stark beanspruchte Landschaft muss sich im Klimawandel behaupten. In: Ibisch, PL, Kloiber J, Hoffmann, MT: Barnim-Atlas. Lebensraum im Wandel. Eine Ökosystembasierte Betrachtung des Barnims zum Wohle der Menschen. Ehm-Welk-Verlag, Schwedt, 92 pp. (ISBN 978-3-946815-00-6). 63-64.

Ingerson A. 2011. Carbon storage potential of harvested wood. Summary and policy implications. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 16 (3):307–323. DOI: 10.1007/s11027-010-9267-5.

Jakoby O, Wermelinger B. 2018. Simulation der Buchdrucker-Entwicklung in der Schweiz [online]. [https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/insekten/wsl\\_buchdrucker\\_entwicklung/index\\_DE](https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/insekten/wsl_buchdrucker_entwicklung/index_DE) [03.09.2019]

Knapp HD, Spangenberg A. 2007. Europäische Buchenwaldinitiative. Serie: BfN-Skripten, Nr. 222.

Lippke B, Oneil E, Harrison R, Skog K, Gustavsson L, Sathre R. 2011. Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. *Carbon Management* 2:303–333.

Luyssaert S, Schulze ED, Börner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P, Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455:213–215.

Magnússon R I, Tietema A, Cornelissen JHC, Hefting MM & Kalbitz K. 2016. Tamm Review: Sequestration of carbon from coarse woody debris in forest soils. *Forest Ecology and Management* 377: 1-15.

Mantau U. 2019. Holzrohstoffbilanz Deutschland, Entwicklung des Holzaufkommens und der Holzverwendung 1987 bis 2016, Hamburg, 2019, 72 S.

Matthews R, Sokka L, Soimakallio S, Mortimer N, Rix J, Schelhaas MJ, Jenkins T, Hogan G, Mackie E, Morris A, et al. 2014. Review of literature on biogenic carbon and life cycle assessment of forest bioenergy: Final Task 1 report, DG ENER project, Carbon impacts of biomass consumed in the EU.

Meyer P, Tabaku V, von Lüpke B. 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwirtschaftliches Centralblatt* 122(1):47–58.

Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz. o.D. Biomassenutzung–Der Kohlenstoffkreislauf. URL [https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/energie/erneuerbare\\_energien/bioenergie/biomassenutzung/biomassenutzung-121352.html](https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/energie/erneuerbare_energien/bioenergie/biomassenutzung/biomassenutzung-121352.html). Abgerufen am 8. Januar 2020.

Norton, M et al. 2019. Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy. *GCB Bioenergy* 11(11):1256-1263.

Norris C, Hobson, P, Ibsch, PL. 2012. Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* 49(3):562-570.

Oliver CD, Nassar NT, Lippke BR, McCarter JB. 2014. Carbon, fossil fuel, and biodiversity mitigation with wood and forests. *Journal of Sustainable Forestry* 33:248–275.

Perez-Garcia J, Lippke B, Comnick J, Manriquez C. 2005. An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results. *Wood and Fiber Science* 37:140 – 148.

- Schnell A. 2004. Die Mär vom strukturarmen Buchenurwald: Literaturanalyse und Fallbeispiele aus Naturwaldreservaten. *LWF aktuell* 47:32–35.
- Schlamadinger B, Marland G. 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10:275 – 300.
- Searchinger TD, Beringer T, Holtsmark B, Kammen DM, Lambin EF, LuchtW, Raven P, van Ypersele JP. 2018. Europe’s renewable energy directive poised to harm global forests. *Nature Communications* 9:3741.
- Seidl R, Rammer W, Jäger D und Lexer MJ. 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management* 256:209–220.
- Smyth C, KurzWA, Rampley G, Lemprière TC, Schwab O. 2017. Climate change mitigation potential of local use of harvest residues for bioenergy in Canada. *GCB Bioenergy* 9:817–832.
- Soimakallio S, Brandão M, Ekvall T, Cowie A, Finnveden G, Erlandsson M, Koponen K, Karlsson PE. 2016. On the validity of natural regeneration in determination of land-use baseline. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21:448–450.
- Ståhls M, Saikku L, Mattila T. 2011. Impacts of international trade on carbon flows of forest industry in Finland. *Journal of Cleaner Production* 19:1842–1848.
- Suzuki, S T.A, Tsunoda, Nishimura N, Morimoto J, Suzuki J-I. 2019. Dead wood offsets the reduced live wood carbon stock in forests over 50 years after a stand-replacing wind disturbance. *Forest Ecology and Management* 432:94–101.
- Ter-Mikaelian MT, Colombo SJ, Chen J. 2015. The burning question: Does forest bioenergy reduce carbon emissions? A review of common misconceptions about forest carbon accounting. *Journal of Forestry* 113:57–68.
- Thom D, Golivets M, Edling L et al. 2019. The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal–temperate North America. *Glob Change Biol.* 25: 2446–2458.
- Weimar H. 2018. Holzbilanzen 2015 bis 2017 für die Bundesrepublik Deutschland und Neuberechnung der Zeitreihe der Gesamtholzbilanz ab 1995. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 26 p, Thünen Working Paper 101.
- Yousefpour R, Jacobsen JB, Thorsen BJ et al. 2012. A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science* 69:1-15.
- Yücesan Z, Hacisalihoğlu S, Kezik U, Karadağ H. 2019. Effects on soil erosion and carbon sequestration in a penduculate oak coppice stand during the conversion process into high forest. *Austrian Journal of Forest Science* 136 (1):45–66.