

Klimaschutz durch Waldwirtschaft

Eine Analyse und Quantifizierung der Klimawirkungen nachhaltiger Holznutzung in Deutschland

Ausgangslage

Nach dem Stand der Wissenschaft ist es falsch, zu behaupten, Nutzungsverzicht im Wald diene dem Klimaschutz (z.B. Nabu 2019). 2018 hat das Öko-Institut die Studie "Waldvision" als Auftragsgutachten von Greenpeace vorgestellt. "Waldvision" fordert einen Umgang mit dem Wald, der mit weniger Waldpflege auskommt, dafür mehr natürliche Prozesse zulässt und zusätzlich auf 17% der Wäldfläche vollständig auf Holznutzung verzichtet. Die Modellrechnungen der Studie suggerieren, der so behandelte Wald habe eine bessere Klimaschutzwirkung als ein naturnah bewirtschafteter Wald. Bei genauem Hinsehen entpuppen sich „Speicherwald“ und "Waldvision" allerdings als gefährliche Zeitbombe für Wald und Klima.

Die in der Wissenschaft herrschende Sichtweise soll hier erläutert werden. Diese ist international grundsätzlich unwidersprochen und wissenschaftlicher Konsens. Naturschutzpolitik sollte sich wie Klimaschutzpolitik innerhalb naturwissenschaftlicher Forschungsergebnisse bewegen, genauso wie Fridays-for-Future dies fordert. .

Prozessschutz bedeutet das Zulassen natürlicher Prozesse (JEDICKE, E. 1998), unter dem Einfluss von Prozessen der Sukzession soll Ökosystem-Dynamik anthropogen unbeeinflusst ablaufen dürfen. Prozessschutz kann segregativ sein, also völlig ungesteuert, wie dies in Deutschland erstmals im Nationalpark Bayerischer Wald umgesetzt wurde. Prozessschutz kann aber auch integrativ sein, wobei nur gewisse Prozesse zugelassen werden. Naturnaher Waldbau ist integrativer Prozessschutz, natürliche Prozesse werden mehr oder weniger stark in die Bewirtschaftungsstrategie einbezogen. Merkmal naturnahen Waldbaus ist beispielsweise die Baumartenwahl auf Basis der natürlichen Waldgesellschaften.

Forderungen nach vermehrter Ausdehnung reiner Prozessschutzgebiete im Wald sind naturschutzpolitisch riskant, weil sie die Trennung des Waldes in Prozessschutzwälder einerseits und reine Wirtschaftswälder fördern. Im Zuge einer segregativen Forstwirtschaft könnte der integrative Prozessschutz und damit der Waldnaturschutz in den bisher naturnah genutzten Wäldern unter die Räder kommen. Die USA und Neuseeland sind typische Beispiele einer segregativen Forstpolitik, wo den wenigen noch vorhandenen Urwäldern riesige Flächen mit echten Plantagenwäldern gegenüberstehen. Das Ende der Waldkulturlandschaft in Mitteleuropa wäre damit besiegelt, Hochwasserschutz und weitere Wohlfahrtswirkungen der Wälder könnten nicht mehr gewährleistet werden.

Die als „Prozessschutzwaldbau“ propagierte Strategie lässt lediglich ein Minimum an waldbaulicher Steuerung bei entsprechend geringerer Holznutzung zu, sie hat ihren Ursprung im Lübecker Stadtwald, wo Dr. Lutz Fähser, protegiert von Greenpeace, diese Art Waldbau 1994 einführte. Das Öko-Institut prognostiziert für den Wald in Deutschland im Falle der Anwendung des Prozessschutzwaldbau-Konzeptes im Jahr 2102 einen unrealistisch hohen Waldspeicher. Nirgendwo gibt es solche Referenzwälder, um die verwendeten Modelle zu kalibrieren, Primärwälder taugen dazu nicht. Die Parametrisierung der verwendeten Waldwachstumsmodelle ist weder klima- noch trophiesensitiv, der Dynamik des Waldwachstums unter den sich verändernden Klimabedingungen wird keinerlei Rechnung getragen, steigende

Waldbrandrisiken werden ignoriert, immer trockener werdende Sommer kommen im Modell nicht vor (vgl. auch WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT 2018). Eine solche vage Prognose der Waldpolitik bis ins 22. Jahrhundert zugrunde zu legen, ist dreist. „Waldvision“ wäre dann vorteilhaft für's Klima, wenn die modellierte Senkenleistung des Prozessschutzwaldes höher wäre als der Verzicht auf das Potenzial der Substitutionsleistung des Mindereinschlages an Holz. Dieses Ziel ist bei Weitem nicht zu erreichen.

Würde man Prozessschutzwaldbau in allen Wäldern Deutschlands einführen, käme dies einem Nutzungsverzicht von 15 bis 30 Millionen m³ Holz pro Jahr gleich. Im Strategiepapier von Bündnis90/Die Grünen „Waldschutz ist Klimaschutz ist Waldschutz“ (Bündnis90/Die Grünen 2019) fordern die AutorInnen eine „Urwald-Offensive“. Wälder sollen wieder bis zur natürlichen Zerfallsphase alt werden dürfen. 5% der deutschen Waldfläche sollen vollständig aus der Nutzung genommen werden, Länder und Kommunen sollen mit einem Anteil von 10% „Wildnisflächen“ vorangehen.

Nutzungsverzicht im Wald führt gegenüber naturnaher Waldwirtschaft zu zusätzlichen Emissionen an Treibhausgasen, die, wollen wir Klimaschutz ernst nehmen, an anderer Stelle eingespart werden müssen. Dabei ist Waldwirtschaft in Deutschland nicht überall naturnah. Statt Waldflächen in großem Umfang aus der Nutzung zu nehmen, sind wir besser beraten, Waldwirtschaft dort, wo es nötig ist, naturnäher zu gestalten.

Eine Quantifizierung der Klimaschutzwirkung von Waldökosystemen beruht auf vier Säulen:

1. Waldspeicher
2. Holzproduktspeicher
3. Stoffliche Substitution
4. Energetische Substitution.

Der Waldspeicher

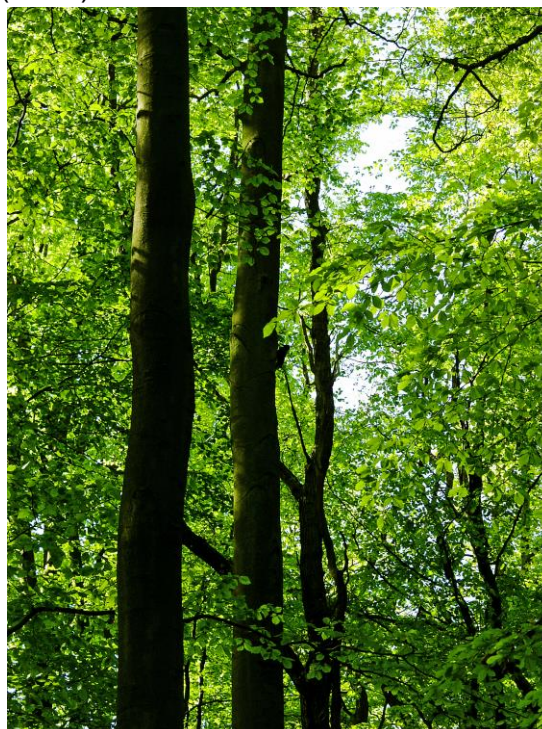
Sowohl sich selbst überlassene Waldökosysteme als auch bewirtschaftete Wälder können im Einzelfall sehr hohe Biomasse- und damit Kohlenstoffvorräte aufbauen. Eine Beurteilung der Höhe des Kohlenstoffspeichers im Wald muss allerdings auf Landschaftsebene erfolgen, um eine klimapolitische Aussage treffen zu können. Bei einer Fläche des Waldes (Holzbodenfläche) in Deutschland von rund 11 Mio Hektar (ha) bedeuten 5% Nutzungsverzicht eine Fläche von 550.000 ha. Diese Fläche ist so groß, dass eine Betrachtung auf Landschaftsebene anstelle einer Betrachtung von Einzelbeständen längst geboten ist, selbst wenn man nur die Staatswaldfläche zugrunde legen würde (29% oder 160.000 ha).

KORPEL, S. (1995) hat Langzeit-Muster unbewirtschafteter Wälder untersucht und festgestellt, dass diese Wälder Zyklen von Akkumulation und Zusammenbruch durchlaufen (vgl. auch Mosaik-Zyklus-Theorie; REMMERT, H. 1991). Bei KORPEL (1995) kommen „Zerfallsstadien“ im Buchen-Urwald auf 42% bis 45% der Urwaldfläche vor, während die „Optimalphase“ mit maximalen Holzvorräten auf 20% bis 22% der Fläche auftritt. In Einzelfällen können Stürme oder Trockenperioden auch Urwaldökosysteme bereits vor Erreichen der „Optimalphase“ treffen, so beispielsweise der Sturm im Nationalpark Hohe Tatra am 19. November 2004, der den Wald auf 12.000 ha komplett „zerstört“ und weitere 12.000 ha stark beschädigt

hat. Auch diese Ereignisse verlangen eine Betrachtung auf Landschaftsebene. Der Flächenanteil der einzelnen Entwicklungsstadien ändert sich bei konstanten Klimabedingungen mit der Zeit nicht. Die von KORPEL, S. (2015) untersuchten Buchen-Urwälder der Ost-Slowakei stocken meist im submontanen Bereich bei relativ hohen Jahresdurchschnittsniederschlägen und meist guter Basenversorgung, also bei besten Voraussetzungen für das Gedeihen der Buche, ein Entwicklungszyklus dauert dort durchschnittlich 230 bis 250 Jahre. Man darf vermuten, dass die Stabilität der dortigen Urwälder höher ist als die vergleichbarer Prozessschutzwälder in Mitteleuropa, da die Waldböden hierzulande seit dem Mittelalter erheblich unter Devastationseinflüssen zu leiden haben.

Um die Kohlenstoffvorräte bzw. die Senkenfunktion sich selbst überlassener Wälder einschätzen zu können, müssen auf lange Sicht sämtliche Stadien der Urwaldzyklen in der Gesamtschau berücksichtigt werden und nicht nur die vorratsreichen bzw. die aktuell stark akkumulierenden. Beispielsweise müssen die aktuell durch Trockenheit absterbenden Buchenbestände im Nationalpark Hainich in Thüringen in die durchschnittlichen Kohlenstoffvorräte unbewirtschafteter Wälder einbezogen werden. Vergleicht man die durchschnittlichen Vorräte unbewirtschafteter Wälder pro Hektar einschließlich des Totholzes über den kompletten Zyklus mit den durchschnittlichen Vorräten bewirtschafteter Wälder auf der Basis der Erhebungen von KORPEL, S. (1995), so ergibt sich kein grundsätzlicher Unterschied. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen HÖLLERL, S. et al. (2012). Im Bereich des Totalreservates „Heilige Hallen“ in Mecklenburg, wo seit 150 Jahren keine Bewirtschaftung stattfindet, liegen die Hektarvorräte 2015 im Durchschnitt bei 370 bis 557 Vfm (NATIONALPARK HAINICH 2015). In Deutschland liegt der Holzvorrat mit 3,7 Mrd. m³ oder 336 m³ pro ha inzwischen auf Rekordniveau (BWI-3 2012), in Baden-Württemberg beispielsweise liegt der Durchschnitt über alle Standorte und Baumarten hinweg mit 377 m³ pro ha noch deutlich darüber.

Der Waldspeicher mitteleuropäischer naturnah bewirtschafteter Wald-ökosysteme ist also ähnlich hoch wie er ohne Bewirtschaftung wäre. Gelegentlich werden SCHULZE, E.D. et al. (2012) fälschlicherweise als Nachweis dafür angeführt, dass Waldwirtschaft klimaschädlich sei. Diese Autoren beschreiben nicht nachhaltiger Nutzung, bei dem infolge Nutzung mit deutlich reduzierten („*additional biomass*“) auf beflächte gearbeitet wird. steht in Deutschland das Gegenteil ist der Fall und damit die Kohlenstoffvorräte haben in Deutschland in den letzten Jahren sogar um 58 Millionen Tonnen CO₂ pro Jahr zugenommen (HEUER, E. et al. 2016).



Naturnah bewirtschafteter Buchenwald mit Schwarzspecht in Schleswig-Holstein. Foto: R. Irslinger, 2005

Von Kritikern des Wirtschaftswaldes wird auch das Argument angeführt, die Holznutzung würde das Nährstoffpotenzial der Waldböden schmälern, z.B. hinsichtlich der auf Ökosystemebene basisch wirksamen Elemente Calcium, Kalium und Magnesium. Der Basenentzug durch die Holzernte orientiert sich an den Bodenvorräten bzw. der Basenbilanz des Waldbodens. Mitteleuropäische Waldböden unterliegen zwar aktuell einem starken Versauerungsdruck, dieser ist aber in erster Linie auf die Eutrophierung der Wälder zurückzuführen, deren Ursache je zur Hälfte etwa die Landwirtschaft und der Autoverkehr ist.

Reduzierte Biomassenutzung würde den aktuellen Versauerungsdruck auf die Waldböden nicht verringern, da der mit der nicht geernteten Biomasse im Wald verbleibende Stickstoff als Nitrat ausgewaschen wird und dabei seinerseits dem Boden Calcium, Kalium und Magnesium entzieht (Nitrat als Kationenschlepper; Elektroneutralitätsprinzip). Fehlender Stickstoffentzug durch Biomassenutzung kann in eutrophierten Waldgebieten auch die Trinkwassergefährdung erhöhen (FVA 2018). Bei der Nutzung von Waldbiomasse wird auch von der Nährstoffseite her streng auf eine nachhaltige Erhaltung der Bodenvorräte Wert gelegt (FVA 2018). Die Entrindung des geernteten Holzes im Wald sollte, soweit dies technisch möglich ist, alsbald praktiziert werden, um die Basenvorräte der Böden zusätzlich zu schonen (HEPPELMANN et al. 2016). Die Grenze der Nutzungsintensität in den Wäldern muss die Gewährleistung der Standortsnachhaltigkeit sein, Klimaschutz sollte nicht über diesem Kriterium stehen.

Beurteilt man einzelne sich selbst überlassene Waldökosysteme in einer Akkumulationsphase (KNOHL, A. et al. 2003), so ist man geneigt, diesen Wäldern im Einzelfall eine hohe Bedeutung beim Klimaschutz zuzuordnen. Aber auch diese Sicht ist nur vordergründig tragfähig. Die Mitteltemperaturen in Deutschland werden sich in den nächsten hundert Jahren um ein bis zwei Grad erhöhen, begleitet von langanhaltenden trockenen Sommern. Was dann passiert, konnten wir 2018 und 2019 ansatzweise deutschlandweit beobachten, inzwischen auch in sich selbst überlassenen Buchenwäldern wie z. B. im Hainich in Thüringen. Auch die alten Buchen im Waldschutzgebiet „Heilige Hallen“ im Bereich der Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg leiden wie nicht anders zu erwarten extrem unter der Trockenheit der vergangenen Jahre. Die „Heiligen Hallen“ dürfen wegen Lebensgefahr inzwischen nicht mehr betreten werden!



Buchen-Totalreservat Heilige Hallen in der Zerfallsphase (Gemeinde Feldberger Seenlandschaft, Mecklenburg). Foto: R. Irslinger, 2002

Waldspeicher sind labil! Wälder sind aufgrund ihrer Langlebigkeit und daher eher geringen Anpassungsfähigkeit an kurzfristige Änderungen der Umweltbedingungen in besonderem Maße von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen (siehe auch z.B. USBECK, T. et al. 2010). Wir dürfen den Waldspeicher nicht zu hoch werden lassen, weder im Wirtschaftswald noch bei Nutzungsverzicht.

Extreme Trockenheit führt nicht nur zum Absterben von Bäumen und Wäldern, sondern damit verbunden zur Freisetzung von CO₂ aus den Waldökosystemen. Auch Feuer werden künftig verstärkt unsere Wälder bedrohen, die häufigen Waldbrände im mediterranen Raum mögen als Vorahnung dienen, was auch hierzulande in absehbarer Zukunft passieren wird. Hoch bevorratete Waldökosysteme, vor allem Prozessschutz-Waldökosysteme, werden damit künftig verstärkt zur Quelle von Treibhausgasen werden, sie werden zur tickenden Zeitbombe für das Klima, je höher die Vorräte sind, desto stärker. Das Zusammenbrechen von Wäldern schlägt sich unmittelbar in der nationalen Treibhausgasbilanz Deutschlands nieder und gefährdet die Pariser Klimaziele.

Für bewirtschaftete Bestände heißt das, die Vorräte auf einem moderaten Niveau zu halten und Zuwächse durch Holznutzung rechtzeitig abzuschöpfen, um durch Substitution Treibhausgase einzusparen und Risiken für die Zukunft zu begrenzen. Fossile Emissionen, die durch Substitution verhindert werden, sind ein für alle Mal gar nicht erst entstanden und können die nationale Treibhausgasbilanz auch nie mehr belasten!

Waldwirtschaftskritiker beziehen sich auch oft auf eine Arbeit von MAUSOLF, K. et al. (2018), indem sie behaupten, dichtere Wälder würden dem Klimawandel besser standhalten als Wirtschaftswälder, in denen durch Waldpflege immer wieder Bäume entnommen werden. Wirtschaftswälder wie Urwaldökosysteme haben gewisse Grenzen der Toleranz, z.B. gegen Klimaeinflüsse. Die Übertragung der Ergebnisse der Arbeit von MAUSOLF, K. et al. (2018) auf das uns erwartende Klimageschehen ist allerdings nicht möglich, weil die dort analysierten Schwankungen innerhalb dieser Toleranzgrenzen liegen. Die Autoren haben die Reaktion des Durchmesserwachstums von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern auf Witterungsschwankungen untersucht, dabei findet das Klima auch nach extremen Jahren immer wieder auf sein ursprüngliches Niveau zurück.

Wir werden in den nächsten Jahrzehnten aber nicht nur starke Witterungsschwankungen mit trocken-heißen Sommern haben, sondern einen Klimatrend, das Klima strebt einem neuen Zustand zu, der wenigstens ein bis zwei Grad über dem der Untersuchungen von MAUSOLF, K. et al. (2018) liegt, eine Rückkehr des Klimas in den ursprünglichen Zustand wird dabei nicht mehr stattfinden. Einzelne Hitzesommer können schon jetzt 4 Grad C (!) über den heutigen Mittelwerten liegen. Diesem Trend kann sich kein Ökosystem entziehen, die sterbenden Buchen im Nationalpark Hainich und in den „Heiligen Hallen“ sprechen genau diese Sprache. Weil Prozessschutzwälder zunächst dichter und so auch dunkler werden, verschwinden zudem die lichtbedürftigen Eichen, die man in wärmeren Zeiten so dringend für den Walderhalt brauchen wird.

Wenn sich der Wasserhaushalt unserer Waldstandorte in den nächsten hundert Jahren um ein bis zwei Stufen verschlechtert, wird sich auch die natürliche Baumartenzusammensetzung entsprechend ändern. Wir werden zunehmend Trockenwald-Ökosysteme bekommen, wie wir sie von der Schwäbischen Alb, vom Kaiserstuhl oder von Norditalien her kennen. Auch sich selbst überlassene Waldökosysteme sind diesem Trend unterworfen. Trockenwaldökosysteme weisen geringere Holzvorräte und demgemäß geringere C-Speicher auf als die meisten unserer heutigen Waldökosysteme in Mitteleuropa. Dieser Anpassungsprozess kann nicht verhindert werden.

Wenn 150-jährige Buchenwälder mit einer Oberhöhe von 35 Metern künftig in Phasen von Trockenstress verstärkt absterben werden, heißt das im Übrigen nicht, dass die Buchen auf diesem Standort ganz verschwinden werden. Vielmehr kann sich über natürliche Verjüngung eine neue ökologisch angepasste Generation von Buchen etablieren, die im Alter von 150 Jahren eine Oberhöhe von nur noch 25 Metern haben wird. Die natürliche Baumartenzusammensetzung würde sich, unabhängig von der jeweiligen Phase, in diesem Fall von einem (mäßig) frischen zu einem trockenen, buchendominierten Wald hin verändern. Dieser Anpassungsprozess läuft zwangsläufig über ein Absterben des ursprünglichen Waldbestandes ab. Extensivierte oder aussetzende Waldpflege kann diesen Prozess niemals verhindern, waldbauliche Eingriffe können im Gegenteil die Anpassung beschleunigen.

Wir müssen uns rechtzeitig überlegen, wohin die Reise geht und mit welcher natürlichen Baumartenzusammensetzung wir es auf welchen Standorten im Jahr 2150 mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu tun haben werden. Referenzflächen sind sicherlich geeignet, um das Geschehen beobachten zu können und wichtig für

die Forschung. Die forstliche Planung muss aber der Zeit voraus sein, um ein großflächiges Absterben von Wäldern mit Folgen z.B. für Hochwasserereignisse und die Emission großer Mengen von Treibhausgasen aus den sich auflösenden Waldökosystemen in Grenzen zu halten. Damit Wälder auch langfristig ihre Klimaschutzleistungen erbringen können, kommt der aktiven Anpassung der Wälder an den Klimawandel eine große Bedeutung zu.

Der Holzproduktspeicher

Werden Bäume im Rahmen der nachhaltigen Waldpflege geerntet und zu Holzprodukten verarbeitet, bleibt der Kohlenstoff zunächst einmal im verarbeiteten Holz gespeichert. Insofern stellt der Holzproduktspeicher eine Erweiterung des Waldspeichers dar. Im Unterschied zu direkter energetischer Nutzung der Biomasse erfolgt die energetische Verwertung des Holzes in den Holzprodukten Jahre oder Jahrzehnte später, wobei dabei, abhängig vom jeweiligen Energiemix, fossile Brennstoffe substituiert werden. Holz, das im Wald verrottet, setzt dieselbe Menge an CO₂ frei wie Holz, das energetisch genutzt wird, allerdings ohne fossilen Kohlenstoff zu substituieren. Im Wald verbleibendes Totholz weist dabei zum Teil ähnlich lange Zeiträume auf wie langlebige Holzprodukte. Die Arbeiten von KNAUF, M. et al. (2015) und SCHULZE, E.D. et al. (2019) berücksichtigen deshalb auch die Totholz mengen und die Geschwindigkeiten ihrer Zersetzung in den Waldökosystemen.

Beim Holzproduktspeicher kommt es also darauf an, möglichst langlebige Holzprodukte wie z.B. Holzhäuser herzustellen, die den Kohlenstoff sehr lange speichern. Die Verwendung des im Wald geernteten Holzes zur Herstellung von Holzprodukten ist der unmittelbaren thermischen Verwertung deshalb vorzuziehen. Nach Abzug der Ernteverluste im Wald werden etwa 30% des geernteten Holzes direkt energetisch genutzt (JOCHER, D. et al. 2015), etwa weitere 30% bauen den Produktspeicher auf, 30% entstehen als Verschnitt bei der Holzbe- und -verarbeitung und werden ebenfalls rasch energetisch verwertet. Die restlichen 10% verbleiben im Zuge der Holzernte im Wald. Damit werden insgesamt 60% des geernteten Holzes der unmittelbaren thermischen Verwertung zugeführt. Dieser Wert erscheint vielen Kritikern zu hoch, die technischen Möglichkeiten, diesen Wert zu verringern, sind jedoch begrenzt. Wobei Nadelbaumarten gegenüber Laubbaumarten den Vorteil haben, dass sie eine höhere Ausbeute bei der Produktherstellung ermöglichen.

Bleibt der Holzproduktspeicher über die Zeit konstant, ist dieser Zustand vergleichbar mit der Betrachtung von Urwaldökosystemen bzw. nachhaltig bewirtschafteten Waldökosystemen auf Landschaftsebene. Methoden und Problematik bei der Herleitung und Berechnung des Produktspeichers sind ausführlich dokumentiert, z.B. RÜTER, S. (2017); RÜTER et al. (2016).

Stoffliche und energetische Substitution

Waldökosysteme sind offene Systeme, sie tauschen mit der Atmosphäre u.a. CO₂ aus. Da die CO₂-Konzentration der Atmosphäre in engem Zusammenhang mit menschlichen Aktivitäten steht, muss die Anthroposphäre zwangsläufig in die Bilanzierung der Klimaschutzwirkung von Ökosystemen eingehen. Dies gilt nicht nur für Waldökosysteme, sondern beispielsweise auch für Weideökosysteme oder Moore. So werden bei der Ökobilanzierung von Fleisch bekanntlich die Herstellung des Futters oder die Weidehaltung mit eingerechnet, auch wenn diese sich auf einem anderen Kontinent abspielen. Schließlich gilt es, den anthropogenen

Treibhauseffekt abzumildern. CO₂ verteilt sich global in der Atmosphäre, folglich müssen auch die Systemgrenzen der Ökobilanzierung global und nicht am Waldrand gezogen werden.

Auch im Gutachten zum potenziellen Nationalpark im Nordschwarzwald (PRICEWATERHOUSECOOPER und Ö:KONZEPT 2013) wird dieser Systemansatz angewandt und von IRSLINGER, R. und SCHMINCKE, E. 2013 sowie SCHMINCKE, E. und IRSLINGER, R. 2013 kommentiert. Werden nur Waldspeicher und Holzproduktspeicher berücksichtigt, ist die Beurteilung des Systems unvollständig und darauf basierende naturschutz- und klimapolitische Entscheidungen gegebenenfalls kontraproduktiv. Trotzdem werden bei Naturschutzdiskussionen die Substitutionspotenziale meist nicht genannt. Auch NAUDTS, K. et al. (2016) ignorieren die Substitution und missachten die Regeln der Ökobilanzierung (KLÖPFER, W. und GRAHL, B. 2009).

Werden aus dem geernteten Holz Holzprodukte hergestellt, ist dieser Prozess beim aktuellen Energiemix mit weniger fossilen CO₂-Emissionen (Prozessemissionen) verbunden, als wenn diese Produkte aus Stahl, Aluminium, Glas oder Beton hergestellt werden. Die Studien z.B. von CHEN, J. et al. (2017), LESKINEN, P. et al. (2018), SATHRE, R. und GUSTAVSSON, L. (2009), SATHRE, R. und O'CONNOR, J. (2010a) sowie SATHRE, R. und O'CONNOR, J. (2010b) geben einen Einblick in die Substitutionsforschung von Holzprodukten, vgl. hierzu RÜTER, S. (2011). Die Autoren werten zahlreiche internationale Studien zur Ökobilanzierung von Holzprodukten aus. Für kanadische Verhältnisse leiten diese Autoren einen durchschnittlichen Substitutionsfaktor von 2,1 tC/tC ab. Das bedeutet, dass pro Tonne C in Holzprodukten 2,1 Tonnen fossiles C eingespart (substituiert) werden gegenüber der Herstellung von Nicht-Holzprodukten derselben funktionellen Einheit. KNAUF, M. und FRÜHWALD, A. (2013) legen ihrer Studie für Nordrhein-Westfalen diesbezüglich den konservativen Wert von 1,5 tC/tC zugrunde.

Die ÖKOBAUDAT des Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat (BMI; BMUB 2015) enthält auf dem Stand vom 28.10.2019 1.210 Datensätze für Holzwaren, auf deren Basis ein detaillierter Vergleich mit anderen Materialien möglich ist. Daraus lassen sich Substitutionsfaktoren im Detail ableiten.

Ein m³ waldfresh geernteten Holzes bindet durchschnittlich 0,917 t CO₂, entsprechend 0,250 t C. Etwa 30% des geernteten Holzes bauen den Produktspeicher auf. Ein m³ geerntetes Holz substituiert im Falle seiner Verwendung zur Herstellung von Holzprodukten auf der Basis des aktuellen Energiemixes in Deutschland und eines Substitutionsfaktors von 1,5 tC/tC 0,413 t fossiles CO₂, bei einem Substitutionsfaktor von 2,1 wären dies 0,578 t CO₂. Da der Verschnitt bei Nadelbaumarten deutlich geringer ist als bei Laubbaumarten, besteht in dieser Hinsicht ein deutlicher Unterschied zwischen diesen beiden Baumartengruppen. Der Anteil von 30% der geernteten Holzmenge am Aufbau des Holzproduktspeichers lässt sich nur sehr schwer steigern, da ja bereits der gesamte Verschnitt bei der Herstellung der Holzprodukte einkalkuliert ist. Dieser Verschnitt wird größtenteils thermisch verwertet. Über die Treibhausgasbilanz von Holzgebäuden und eine Analyse des Substitutionspotenzials der Holzhausbauweise berichten HAFNER, A. et al. (2017). Ein Rindenanteil von 10% des geernteten Holzes, der ebenfalls energetisch genutzt wird, soll hier unberücksichtigt bleiben im Hinblick auf die

Option, diese Biomasse aus Bodenschutzgründen künftig vermehrt in den Waldökosystemen zu belassen. Darauf wurde oben bereits hingewiesen.

Ein weiterer Klimavorteil von Holzprodukten ist, dass sie den gebundenen Kohlenstoff 1:1 fixieren. Wird ein m³ im Wald geerntetes Holz verbaut, so speichert das daraus gefertigte Holzprodukt 0,917 t CO₂ pro m³ Holz. Wird dieses Holz dagegen sofort verbrannt, beträgt das Substitutionspotenzial durchschnittlich 0,614 t CO₂. Dieser Unterschied verstärkt die Klimaschutzbedeutung von Holzprodukten gegenüber der thermischen Verwertung und untermauert die Holzbauinitiativen verschiedener Bundesländer. Realisiert wird die energetische Substitution von 0,614 t CO₂ pro m³ erst, wenn die Holzprodukte am Ende ihres Lebenszyklus verbrannt werden. Wir sollten diesen Umstand nutzen, indem wir vermehrt Holzhäuser aus heimischem Holz bauen, um „tipping-points“ im Klimasystem hinauszuschieben oder möglichst gar nicht zu erreichen.



**Eichen-Brennholz im Schönbuch, Baden-Württemberg.
Foto: R. Irslinger, 2002**

Letztendlich werden 90% des geernteten Holzes energetisch verwertet (30 % sofort, 30 % aus Verschnitt zeitnah nach der Holzernte, 30% aus Produkten am Ende von deren Lebenszyklus). Nach KNAUF, M. und FRÜHWALD, A. (2013) beträgt der Substitutionsfaktor bei der thermischen Verwertung 0,67 tC/tC, das ergibt 0,614 t CO₂ pro m³ waldfrisch geernteten Holzes.

Gelegentlich wird argumentiert, Holzhäuser, die heute gebaut werden, würden ja erst in fünfzig oder hundert Jahren der energetischen Verwertung zugeführt und dann würde unsere Energieversorgung ja zu hundert Prozent auf erneuerbarer Energie beruhen. Dabei sind CO₂-Neutralität und Substitution zweierlei. Die CO₂-Neutralität gilt heute und in Zukunft unabhängig vom jeweiligen Energiemix. Natürlich wird die Substitutionsleistung im Zuge der Verbrennung umso geringer, je mehr der Energiemix aus erneuerbarer Energie besteht. Sollten die Erneuerbaren im Jahr 2050 oder später 100% ausmachen, wäre die Substitution durch die Verbrennung von Holz Null. Trotzdem ist Holz als Energielieferant auch unter dieser Bedingung weiterhin CO₂-neutral, d.h., die Verbrennung von Holz hält den CO₂-Gehalt der Atmosphäre bei nachhaltiger Waldbewirtschaftung auf einem gleichbleibenden Niveau. Ob wir im Jahr 2050 wirklich so viel erneuerbare Energien haben, dass wir auf Holz als Energielieferant verzichten können, ist zu bezweifeln.

Leider führt die Trägheit der aktuellen Klimapolitik zu der Befürchtung, dass, wenn wir unsere Energiebasis auf (nahezu) Null-CO₂-Emission umgestellt haben werden, der CO₂-Gehalt der Atmosphäre gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu hoch geworden sein wird, so dass die globale Durchschnittstemperatur auf einem nicht tolerierbaren Niveau über dem Bezugspunkt liegt. Über die Photosynthese den CO₂-Gehalt der Atmosphäre wieder zu reduzieren, ist unter den bislang bekannten Technologien die effektivste und billigste Möglichkeit. „Burying biomass-“ oder BECCS (Bio-energy with carbon capture and storage)-Technologien werden dann trotzdem einen erheblichen Beitrag zur Schaffung negativer CO₂-Emissionen leisten müssen.

Negative CO₂-Emission bedeutet, dass der genutzte und wieder nachwachsende Teil des C im Waldspeicher in einen zusätzlichen unterirdischen C-Speicher überführt wird. Atmosphärischer C wird so zu unterirdischem C, wodurch der C-Gehalt der Atmosphäre verringert wird. Der unterirdische Speicher ist in diesem Fall die Senke, die durch nachhaltige Waldbewirtschaftung aufrechterhalten wird. Dass dies von der Größenordnung her nicht utopisch ist, zeigen die Untersuchungen der ETH Zürich zur Frage globaler Aufforstung. Es sei noch darauf hingewiesen, dass BECCS-Strategien global wirksam sind, d.h., wenn wir in Europa BECCS betreiben, reduzieren wir CO₂ global und erledigen damit die Arbeit für Regionen, die technologisch oder strukturell diese noch nicht leisten können. Auch im Jahr 2100 werden unsere Waldökosysteme deshalb noch bewirtschaftet werden müssen, um das Klima zu stabilisieren. Die Stabilisierung der Basenvorräte in den Waldböden erhält auch unter diesem Aspekt einen hohen Stellenwert. Allerdings muss davor gewarnt werden, diese Option des Geo-Engineering bereits jetzt in klimapolitische Entscheidungen einfließen zu lassen.

Gesamt-Ökobilanz des Waldökosystems

Nach der beispielhaften Rechnung im Anhang belaufen sich stoffliche und energetische Nutzung zusammen somit auf 0,966 t CO₂ je m³ (Substitutionsfaktor energetische Verwertung: 1,5 tC/tC) bzw. auf 1,131 t CO₂ je m³ (Substitutionsfaktor energetische Verwertung: 2,1 tC/tC). Rechnet man diese Menge auf 75,7 Mio m³ (durchschnittliche Rohholznutzung in Deutschland pro Jahr im Zeitraum von 2002 bis 2012; BWI-3 2012) hoch, ergibt sich eine CO₂-Einsparung durch Substitution fossilen Kohlenstoffs von 73.126.200 t CO₂ pro Jahr bzw. 85.616.700 t CO₂ pro Jahr. Der ungenutzte Zuwachs von 15,3 Mio m³ pro Jahr ergibt durch einen Holz-Vorratsaufbau im Wald eine zusätzliche jährliche CO₂-Fixierung von 14.030.100 t CO₂, dazu kommen im Rechenbeispiel geschätzte 3.000.000 t CO₂ pro Jahr durch den Aufbau eines Holzproduktspeichers. Insgesamt ergibt sich eine Klimaschutzleistung durch Waldwirtschaft in Deutschland in Höhe von 90.156.300 t CO₂ bzw. 102.646.800 t CO₂ pro Jahr. Um diese Beträge wären die Treibhausgasemissionen jährlich höher als in den Statistiken zur nationalen Treibhausgasbilanz für Deutschland ausgewiesen. Die Treibhausgasemissionen in Deutschland würden 2018 ohne die Substitutionseffekte der Waldwirtschaft statt bei etwa 870 Mio t CO₂ (UBA 2019) bei 960 bis 970 Mio t CO₂ liegen. Die Waldbewirtschaftung in Deutschland verringert die Treibhausgasemissionen in Deutschland also jährlich um 9,4 % bzw. 10,3 % (vgl. auch HEUER, E. et al. 2016).

Demgegenüber wird in der Beispielsrechnung im Anhang eine langfristige Einbindung von CO₂ in Prozessschutz-Waldökosysteme von 1 m³ Holz (0,917 t

CO₂), damit deutschlandweit 10.087.000 t CO₂ pro Jahr, angenommen. Dieser Durchschnittswert von 1 m³ pro Jahr und Hektar bezieht sich auf alle Altersstadien von Prozessschutzwäldern einschließlich der Zerfallsstadien. Im Nationalpark Hainich wurde bei der Buche ein entsprechender Wert von nur 0,4 m³ (0,37 t CO₂) pro Jahr und Hektar gemessen (NATIONALPARK HAINICH 2015). Langfristig tendiert dieser Wert gegen Null und wird im Zuge des Klimawandels negative Werte annehmen, Prozessschutz-Waldökosysteme werden dann zur CO₂-Quelle und belasten das Klima. Die „Heiligen Hallen“ sind ein aktuelles Beispiel für diese unter Prozessschutzbedingungen nicht zu verhindernde Entwicklung. Die Rate der Zunahme der Bodenvorräte an C (Humus; vgl. SCHRUMPF, M. et al. 2008) ist vernachlässigbar gering und wird deshalb hier nicht berücksichtigt („slow in, rapid out“ – KÖRNER, C. 2003).

Für die Beurteilung der Klimaschutzwirkung des Waldes ist die Differenz zwischen der mittel- bis langfristigen CO₂-Einbindungsrate unter Nutzungsverzicht und der Summe der CO₂-Flüsse der Bereiche Waldspeicher, Holzproduktspeicher, stoffliche und energetische Substitution entscheidend. Insgesamt lässt sich dabei feststellen, dass die Nettoeinbindung von Kohlenstoff in Prozessschutz-Waldökosysteme mittelfristig in Deutschland eine deutlich geringere Klimaschutzleistung aufweisen würde als durch Waldbewirtschaftung. Die durch Waldwirtschaft ermöglichten Prozesse der Substitution fossilen Kohlenstoffs, die Differenz in der gesamten Klimaschutzleistung zwischen Prozessschutzwald und Wirtschaftswald, vergrößern sich im Laufe der Zeit immer mehr (SCHULZE, E.D. et al. 2019; vgl. WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT 2016). Zwischen Waldbewirtschaftung und Prozessschutz klafft eine Lücke von rund 80 bis 90 Mio t CO₂ pro Jahr!

Man kann die dieser Beispielsrechnung zugrunde gelegten Zahlen noch nach unten bzw. nach oben korrigieren, es wird aber immer eine gewaltige Lücke bleiben. Das bedeutet, dass die Klimaschutzwirkung der Waldwirtschaft nicht wegzudiskutieren ist. Kein anderer Sektor in Deutschland leistet einen so hohen Beitrag zum Klimaschutz. Ohne Waldwirtschaft in Deutschland sind die Pariser Klimaziele Makulatur. Sind 10% der deutschen Waldfläche aus der Nutzung genommen, dann müssen 8 bis 9 Millionen Tonnen CO₂ anderweitig eingespart oder kompensiert werden. Und das sollte auch öffentlich so kommuniziert werden. Zum Vergleich: der gesamte innerdeutsche Flugverkehr ist „nur“ für 2,5 Mio t CO₂-Äquivalente pro Jahr verantwortlich!

Im Rahmen einer ordnungsgemäßen Ökobilanzierung (KLÖPFER, W. und GRAHL, B. 2009) beziehen sich die Begriffe „Quelle“ und „Senke“ auf das Waldökosystem-Atmosphäre-System (Waldspeicher - Holzproduktspeicher - stoffliche Substitution - energetische Substitution) und nicht auf den Waldspeicher allein. „Quelle“ und „Senke“ sind Flussgrößen, der „Speicher“ ist eine Zustandsgröße. Wälder sind nur so lange Kohlenstoff-Senken, wie der Waldspeicher größer wird. Umgekehrt können sie C-Quellen sein, z.B. in Trockenperioden wie 2018 und 2019. Für den Holzproduktspeicher gilt diese Aussage sinngemäß. Werden mehr Holzhäuser gebaut mit der Folge eines steigenden Produktspeichers, ist dieser eine Senke.

Eine dauerhafte CO₂-Senke kann ein Waldökosystem nur sein, wenn durch Nutzung ein kontinuierlicher C-Fluss vom atmosphärischen Pool in das Waldökosystem möglich ist. Da der C-Speicher in allen Wäldern letztendlich durch die maximal mögliche Menge an Holzvorrat limitiert ist (vgl. HÖLLERL, S. et al. 2012; KORPEL,

S. 1995), kann die Senke Wald nur durch laufende anthropogene Intervention aufrechterhalten werden, indem Wälder in einer Phase kräftigen Zuwachses gehalten werden. Es ist nicht der in einem Waldökosystem akkumulierte C-Vorrat, sondern die kontinuierliche C-Sequestrierung (Aufnahme und Speicherung atmosphärischen Kohlenstoffs durch die Photosynthese der Bäume) durch laufendes Wachstum, die den CO₂-Anstieg in der Atmosphäre bremst. Diese Senke kann ausschließlich durch stoffliche und energetische Substitution bzw. BECCS dauerhaft aufrechterhalten werden. Ein nachhaltig bewirtschafteter Wald wird im Unterschied zum Prozessschutzwald also dauerhaft zur Kohlenstoff-Senke, obwohl sich sein durchschnittlicher Holzvorrat über die Jahrhunderte nicht verändert. Das ist der entscheidende Unterschied! Das geht nur durch Waldbewirtschaftung!

Wird ein Prozessschutzwald beispielsweise durch einen Waldbrand zerstört oder kommt in die Zerfallsphase, dann gelangt der im Holz gebundene Kohlenstoff nach und nach als Kohlendioxid in die Atmosphäre. Der Wald ist in diesem Fall zunächst eine CO₂-Quelle. Das dabei freigesetzte CO₂ wird im Idealfall, d.h., bei konstantem Klima, durch das nachwachsende Waldökosystem wieder gebunden, der Wald ist in dieser Phase dann eine CO₂-Senke. Quellen- und Senkenleistung gleichen sich unter der Voraussetzung eines gleich bleibenden Klimas über die Jahrhunderte aus, die Bilanz ist Null. Prozessschutzwälder sind demnach völlig untaugliche Instrumente, um den Klimawandel zu bremsen. Der durchschnittliche C-Vorrat in diesem Waldökosystem schützt das Klima nur insofern, als dass sich eine immer gleichbleibende Menge an Kohlenstoff in der Wald-Biomasse befindet statt in der Atmosphäre. Eine zusätzliche Klimaschutz-Wirkung in Zeiten steigenden CO₂-Gehaltes hat der Prozessschutzwald wegen der fehlenden Substitutionswirkungen aber nicht.

Lokal schützen – global verschmutzen! Das kann nicht Inhalt verantwortlicher Umweltpolitik sein!

Nutzungsverzicht in Prozessschutzwäldern belastet den Holzmarkt. Würden wir die entstehende Lücke mit Holz aus Wäldern Osteuropas füllen, wäre die Substitution, verringert um die Transportemissionen, prinzipiell genau so hoch wie bei heimischem Holz. Allerdings würden diese Holz mengen von dort aus Primärwäldern stammen. Auch wenn die hierzulande ausfallenden Holz mengen nicht eins zu eins auf den Import von Rohholz umgerechnet werden können, wären die Schäden durch die Zerstörung von Urwaldhabitaten in Osteuropa und Asien enorm (vgl. SCHULZE, E.D. et al. 2016). Die in diesem Fall ins Ausland exportierte Habitatzerstörung würde die mutmaßlichen ökologischen Gewinne einer Wildnis-Offensive hierzulande um ein Vielfaches übertreffen, ein typisches Verhalten reicher Nationen, die so ihren ökologischen Fußabdruck ins Ausland verlagern (JORGENSEN, A.K. and RICE, J. 2005). Daheim schreiben wir uns den Naturschutz auf die Fahnen, das schmutzige Geschäft überlassen wir den Osteuropäern und den dortigen Biodiversitätsverlust importieren wir quasi mit dem eingeführten Holz (vgl. LESSENICH, S. 2018). Im Interesse des Naturschutzes liegt dies mit Sicherheit nicht.

Außerdem würden zusätzlich große Mengen an CO₂ aus dem Humus der dortigen Waldböden freigesetzt, da die dortigen Urwälder noch nie eine menschliche Nutzung erfahren haben (‘slow in, rapid out’ - JANDL, R. et al. 2007; KÖRNER, C. 2003). Aufgrund der geringen Störungsintensität der in Deutschland praktizierten naturnahen Waldwirtschaft mit trotz Holzernte stabilen Vorräten an Bodenkohlenstoff (vgl. HOLTSMARK, B. 2012; SCHRUMPF, M. et al. 2011) wird es kaum Holzimporte

geben können, die für den gleichen Verwendungszweck eine gleiche oder höhere Substitution aufweisen (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT 2016). In mitteleuropäischen Waldböden ist, verursacht durch die über tausendjährige Nutzungsgeschichte, ein relevanter Einfluss der Holznutzung auf den Humusgehalt der Waldböden unter aktuellen Bedingungen nicht zu beobachten (vgl. hierzu auch SCHULZE, E.D. et al. 2016). Auf einen Konsumverzicht und Nachfragerückgang nach Holzprodukten zu hoffen, ist angesichts der aktuellen Tendenzen der Globalisierung und des fehlenden Schutzes osteuropäischer Wälder blauäugig. Nutzungsverzicht in Mitteleuropa führt unweigerlich zu einem Anstieg der globalen Treibhausgasemissionen.

Vermeidung vor Substitution

Der Grundsatz jeder Klimapolitik muss zunächst die Vermeidung von Treibhausgasemissionen sein. Jedes Land sollte alle zur Verfügung stehenden Mittel aufwenden, um Treibhausgas-Emissionen gar nicht erst entstehen zu lassen. Substitution bedeutet Vermeidung der Emission von Treibhausgasen. Unterlassung der Waldbewirtschaftung auf 10% der Waldfläche in Deutschland bedeutet nichts anderes als die Missachtung dieses Prinzips, nämlich eine zusätzliche Belastung der nationalen Treibhausgasbilanz Deutschlands mit 5 bis 10 Mio t CO₂ pro Jahr, der WISSENSCHAFTLICHE BEIRAT (2016) kommt noch auf deutlich höhere Werte. Bund und Länder sind in Deutschland mit rund 3,7 Mio ha (34 %) am Waldbesitz beteiligt, ein Nutzungsverzicht auf 10% dieser Fläche belastet die nationale Treibhausgasbilanz immer noch mit mindestens 1,7 - 3,4 Mio t CO₂ pro Jahr.

Nutzungsverzicht im Wald ist keine zielführende Klimaschutzstrategie, da das geringere Substitutionspotenzial im Vergleich zur konventionellen Nutzung zu höheren CO₂-Emissionen führt, die auch durch einen höheren Kohlenstoffspeicher im Wald nicht ausgeglichen werden können (BAUHUS et al. 2017). Nutzungsverzicht auf Waldflächen, auch im Rahmen des Öko-Kontos, sind klimapolitisch eindeutig kontraproduktiv.

Es wäre daher nur konsequent, Waldbesitzer mit einem CO₂-Preis je m³ verkauften Holzes für ihre Umweltleistung zu entlohnen. Das wären ab 2021 22,93 € je m³ Holz mit künftig steigender Tendenz. Brennholz sollte davon ausgenommen werden, um der stofflichen Substitution Vorrang einzuräumen. Alternativ sollten aus der Nutzung genommene Flächen künftig mit dem jeweiligen CO₂-Preis pro m³ Nutzungsverzicht für die verhinderte Substitution belastet werden. Auch ist es an der Zeit, die Handhabung des Prinzips der Ausgleichsflächen im Rahmen eines Ökokontos zu überdenken und an die Erfordernisse des Klimaschutzes anzupassen.

Ein anderer Lösungsansatz wäre, wenn Aufforstungsprojekte z.B. in Afrika ins Leben gerufen würden, um die aufgrund der Stilllegung von Waldflächen die Atmosphäre belastenden CO₂-Mengen wieder zu kompensieren (z.B. VOHRER, M. und IRSLINGER, R. 2007), beispielsweise unter Zertifizierung durch den Gold-Standard des WWF (THE GOLD STANDARD 2019). Damit wäre wenigstens die mit dem Nutzungsverzicht verbundene zusätzliche Belastung der Erdatmosphäre kompensiert, die Externalisierung der Zerstörung von Waldhabitaten nach Osteuropa jedoch könnte damit nicht verhindert werden.

Nutzungsverzicht im Wald hat nicht grundsätzlich positive Auswirkungen auf die Multidiversität der Waldökosysteme (SABATINI, F.M. et al. 2019). Der aktuelle

Rückgang an Arthropoden im Wald ist abhängig von der Nähe zur Landwirtschaft und nicht eine Folge forstlicher Bewirtschaftung (SEIBOLD, S. et al. 2019). Zudem ist die Frage erlaubt, welche Natur wir schützen wollen, denn unsere Waldökosysteme werden sich in den nächsten Jahrzehnten dramatisch verändern. Abschließend sei die Bemerkung erlaubt, dass sich der Verfasser dieser Zeilen nicht grundsätzlich gegen Nutzungsverzicht im Wald aus Gründen des Naturschutzes ausspricht. Vielmehr müssen künftig die Klimaschutz-Wirkungen der Wälder die gleiche Beachtung finden wie die Erfordernisse des Naturschutzes.

Zusammenfassende Studien zur Frage „Waldbewirtschaftung versus Prozessschutz“ finden Sie bei BAUHUS, J. et al. (2017); MUND, M. et al. (2015); IRSLINGER, R. (2011); IRSLINGER, R. (2019); IRSLINGER, R. und SCHMINCKE, E. (2013); KNAUF, M. (2015); KNAUF, M. (2016); KNAUF, M. et al. (2015); KNAUF, M. et al. (2016); SCHMINCKE, E. und IRSLINGER, R. (2013); SCHULZE, E.D. et al. (2019); WERNER, F. et al. (2010); WÖRDEHOFF, R. et al. (2011). Die Studie von MUND, M. et al. (2015) wurde unter der Regie der Bundesanstalt für Naturschutz durchgeführt. Auch das IPCC kommt zu dem Ergebnis, dass die nachhaltige Nutzung der Wälder bei gleichzeitigem Erhalt der Kohlenstoffvorräte langfristig die effektivste Mitigationsstrategie darstellt (NABUURS, G.J. et al. 2007). Weitere Studien zu diesem Thema sind in Bearbeitung. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Klimaschutzleistung nicht bewirtschafteter Waldökosysteme deutlich hinter der Klimaschutzleistung nachhaltig genutzter Wälder zurückbleibt. Daher sollten bei der Ausweisung von Flächen mit Nutzungsverzicht und Waldschutzgebieten Aspekte des Klimaschutzes stärker als bisher berücksichtigt werden.

Referenzen

- BAUHUS, J.; ROCK, J.; SPELLMANN, H.; DIETER, M.; LANG, F.; RICHTER, K.; BOLTE, A.; RÜTER, S.; BÖSCH, M.; ENTENMANN, S. (2017) Beiträge der Forst- und Holzwirtschaft zum Klimaschutz. AFZ-DerWald 3, S. 11.
- BMUB (2015) Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau- und Reaktorsicherheit: Ökobaudat. Informationsportal Nachhaltiges Bauen: Datenbank ökobaudat. <http://www.oekobaudat.de/datenbank/browser-oekobaudat.html> [Stand: 28.10.2019].
- BÜNDNIS90/DIE GRÜNEN (2019) Das grüne Klimawaldprogramm : Waldschutz ist Klimaschutz ist Waldschutz. 14. August 2019, Berlin.
- BWI-3 (2012). <https://www.bundeswaldinventur.de> [Stand: 28.10.2019].
- CHEN, J.; TER-MIKAELIAN, M.T.; YANG, H.; COLOMBO, S.J. (2017) Assessing the greenhouse gas effects of harvested wood products manufactured from managed forests in Canada. *Forestry* 91, S. 193–205.
- FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG, ABTEILUNG BODEN UND UMWELT) (2018) Holznutzung und Nährstoffnachhaltigkeit – Abschlussbericht zum Projekt „Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland (EnNa)“. In: BERICHTE FREIBURGER FORSTLICHE FORSCHUNG, H. 101, Freiburg i. Brsg., 375 S.
- HAFNER, A.; RÜTER, S.; EBERT, S.; SCHÄFER, S.; KÖNIG, H.; CRISTOFARO, L.; DIEDERICHS, S.; KLEINHERZ, M.; KRECHEL, M. (2017): Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden - Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer

- Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau). 148 S. Forschungsprojekt: 28W-B-3-054-01 Waldklimafonds. BMEL/BMUB. ISBN: 978-3-00-055101-7.
- HAUßMANN, D. 2019: Holzverwendung ist Klimaschutz . Interview mit Prof. Roland Irlinger. In: Staatsanzeiger von Baden-Württemberg 33, S. 14.
- HEPPELMANN, J.B., LABELLE, E.R., SEELING, U., WITTKOPF, S. (2016) Evaluation the debarking efficiency of modified harvesting heads on European tree species. Proceedings of the 49th FORMEC Symposium, September 4-7, Warsaw, Poland, 49-52.
- HEUER, E.; BALDAUF, T.; SCHMITZ, F.; RÜTER, S. (2016): Was tragen Wald und Holz zum Klimaschutz in Deutschland bei? AFZ-DerWald 15, S. 22-23.
- HÖLLERL, S. et al. (2012) Wie hoch ist der „natürliche Holzvorrat“ in Buchenwäldern? : Kaspische Buchenurwälder widersprechen SRU-Umweltgutachten. AFZ-DerWald 18, S. 27-29.
- HOLTSMARK, B. (2012) Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon dept. Clim. Change 112, S. 415-428.
- IRSLINGER, R. (2011): Die mögliche Rolle des Waldes in der deutschen Klimaschutzpolitik. Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg (Umweltakademie). Schriftenreihe, Heft 24: Klimawandel : wie sieht die Zukunft unserer Wälder aus? Auf dem Weg zu stabilen Waldökosystemen : Proceedings einer Tagung am 18.03.2010 an der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg; Hrsg.: Hutter, C.P.; Luick, R.; Schweineköper, K., S. 12-22.
- IRSLINGER, R. (2019) Greenpeace-“Waldvision“ schadet Wald und Klima : Ein Beitrag zur Debatte um das Bundes-Klimaschutzgesetz. Holz-Zentralblatt 27, S. 594.
- IRSLINGER, R.; SCHMINCKE, E. (2013) Holznutzung gehört zur CO2-Bilanz der Forstwirtschaft : wie man besser nicht für einen geplanten Nationalpark argumentiert; eine Entgegnung zu Luick und Reif (2013). Holz-Zentralblatt 11, S. 274.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D.W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K.A. (2007) How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137, S. 253-268.
- JEDICKE, E. (1998) Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften, Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (1998), S. 229, 233.
- JOCHEM, D.; WEIMAR, H.; BÖSCH, M.; MANTAU, U.; DIETER, M. (2015) Estimation of wood removals and fellings in Germany: a calculation approach based on the amount of used roundwood. European Journal of Forest Research 134, S. 869-888.
- JORGENSON, A.K.; RICE, J. (2005) Structural dynamics of international trade and material consumption : a cross-national study of the ecological footprints of less-developed countries. Journal of World-Systems Research 11 (1), S. 57 – 77.
- KLÖPFER, W.; GRAHL, B. (2009) Ökobilanz (LCA) : Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.
- KNAUF, M. (2015) A multi-tiered approach for assessing the forestry and wood products industries' impact on the carbon balance. Carbon Balance and Management 10, S. 4.
- KNAUF, M. (2016) The wood market balance as a tool for calculating wood use's climate change mitigation effect - An example for Germany. Forest Policy and Economics 66, S. 18-21.

- KNAUF, M. ; FRÜHWALD, A. (2013) Beitrag des NRW Clusters ForstHolz zum Klimaschutz. Studie von Knauf Consulting und Prof. Dr. Arno Frühwald (Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg) in Kooperation mit Prof. Dr. Michael Köhl (Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg) im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und des Landesbetriebs Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Hrsg. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Münster, Mai 2013.
- KNAUF, M.; JOOSTEN, R.; FRÜHWALD, A. (2016) Assessing fossil fuel substitution through wood use based on long-term simulations. *Carbon Management* 7, S. 1-2, 67-77.
- KNAUF, M.; KÖHL, M.; MUES, V.; OLSCHOFKY, K.; FRÜHWALD, A. (2015) Modeling the CO₂-effects of forest management and wood usage on a regional basis. *Carbon Balance and Management* 10, S.13.
- KNOHL, A.; SCHULZE, E. D.; KOLLE, O.; BUCHMANN, N. (2003) Large carbon uptake by an unmanaged 250-year old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, S. 151-167.
- KÖRNER, C. (2003) Slow in, rapid out - Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science* 300, S.1242.
- KORPEL, S. (1995) Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- LESKINEN, P.; CARDELLINI, G.; GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; HURMEKOSKI, E.; SATHRE, R.; SEPPÄLÄ, J.; SMYTH, C.; STERN, T.; VERKERK, P.J. (2018) Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. *From Science to Policy* 7. European Forest Institute, 27 S.
- LESSENICH, S. (2018) Neben uns die Sintflut : Wie wir auf Kosten anderer leben. Piper Verlag. München.
- MAUSOLF, K.; WILM, P.; HÄRDTLE, W.; JANSEN, K.; SCHULDT, B.; STURM, K.; OHEIMB, G.v.; HERTEL, D.; LEUSCHNER, C.; FICHTNER, A. (2018) Higher drought sensitivity of radial growth of European beech in managed than in unmanaged forests. *Science of the Total Environment* 642, S. 1201-1208.
- MUND, M.; FRISCHBIER, N.; PROFFT, I.; RAACKE, J.; RICHTER, F.; AMMER, C. (2015) Klimaschutzwirkung des Wald- und Holzsektors : Schutz- und Nutzungsszenarien für drei Modellregionen in Thüringen. BfN-Script 395.
- NABU (2019): Das Projekt Speicherwald : wie Naturwälder dem Klimaschutz nutzen [Url:<https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/waelder/aktivitaeten/22218.html>, 29.12.2019].
- NABUURS, G.J.; O MASERA, K.; ANDRASKO, P.; BENITEZ-PONCE, R.; BOER, M.; DUTSCHKE, E.; ELSIDDIG, J.; FORD-ROBERTSON, P.; FRUMHOFF, T.; KARJALAINEN, O.; KRANKINA, W.A.; KURZ, M.; MATSUMOTO, W.; OYHANTCABAL, N.H.; RAVINDRANATH, M.J.; SANZ SANCHEZ, M.J.; ZHANG, X. (2007) Forestry. Metz, B.; Davidson, O.R.; Bosch, P.R.; Dave, R.; Meyer, L.A. (Hrsg.) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC)*, Cambridge University Press, Cambridge.
- NATIONALPARK HAINICH (2015) Waldentwicklung im Nationalpark Hainich : Ergebnisse der ersten Wiederholung der Waldbiotopkartierung, Waldinventur und der Aufnahme der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. Erforschen, Bd. 3, Langensalza.

- NAUDTS, K.; CHEN, Y.; McGRATH, M.J.; RYDER, J.; VALADE, A.; OTTO, J. et al. (2016) Europe's forest management is not mitigating climate warming. *Science* 351, S. 597-600.
- ÖKO-INSTITUT e. V. (2018) Wenn Wälder wieder wachsen, eine Waldvision für Klima, Mensch und Natur, basiert auf der Studie: Waldvision Deutschland, Beschreibung von Methoden, Annahmen und Ergebnissen, , im Auftrag von Greenpeace, Februar 2018.
- PRICEWATERHOUSECOOPER; Ö:KONZEPT (2013): Gutachten zum potenziellen Nationalpark im Nordschwarzwald. Gutachten zu Händen des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz des Landes Baden-Württemberg. Berlin.
- REMMERT, H. (1991) Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz - eine Übersicht. *Laufener Seminarbeiträge* 5, S. 5-15.
- RÜTER, S. (2011) Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ-DerWald* 15, S. 15-18.
- RÜTER, S. (2017) Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz zum Klimaschutz - Das Modell WoodCarbonMonitor. Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Dissertation, 270 S.
- RÜTER, S.; WERNER, F.; FORSELL, N.; PRINS, C.; VIAL, E.; LEVET, A.L. (2016) *ClimWood2030, Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030 - Final Report*. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 142 S, Thünen Rep 42.
- SABATINI, F.M.; DE ANDRADE, R.B.; PAILLET, Y.; ÓDOR, P.; BOUGET, C.; CAMPAGNARO, T.; GOSSELIN, F.; JANSSEN, P.; MATTIOLI, W.; NASCIMBENE, J.; SITZIA, T.; KUEMMERLE, T.; BURRASCANO, S. (2019) Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology* 25, S. 536-548.
- SATHRE, R.; GUSTAVSSON, L. (2009) A state-of-the-art review of energy and climate effects of wood product substitution. *Ecotechnology*, Mid Sweden University Östersund.
- SATHRE, R.; O'CONNOR, J. (2010a) *A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts*, 2nd Edition. Vancouver, B.C, Canada, 117 S, Technical Report No. TR-19R.
- SATHRE, R.; O'CONNOR, J. (2010b) Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution, *Environmental Science & Policy*, Vol 13, Issue 2, S. 104-114.
- SCHMINCKE, E.; IRSLINGER, R. (2013): PWC-Gutachten bestätigt Klimaproblematik : Stellungnahme zu dem Gutachten der Landesregierung von Baden-Württemberg zum potenziellen Nationalpark im Schwarzwald. *Holz-Zentralblatt* 22, S. 527-528.
- SCHRUMPF, M.; SCHUMACHER, J.; SCHOENING, I.; SCHULZE, E.D. (2008) Monitoring carbon stock changes in European soils : process understanding and sampling strategies. *Ecological Studies* 203, S. 153-189.
- SCHRUMPF, M.; SCHULZE, E.D.; KAISER, K.; SCHUMACHER, J. (2011) How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories. *Biogeosciences* 8, S. 1-20.
- SCHULZE, E.D.; FRÖR, O.; HESSENMÖLLER, D. (2016): Externe ökologische Folgen von Flächenstilllegungen im Wald. *AFZ-DerWald* 15, S. 24-26.

- SCHULZE, E.D.; KÖRNER, C.; LAW, B.; HABERLAND, H.; LUYSSAERT, S. (2012): Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *Global Change Biology*, 4, S. 611-616.
- SCHULZE, E.D.; STUPAK, I.; HESSENMÖLLER, D. (2019): The climate mitigation potential of managed versus unmanaged spruce and beech forests in Central Europe. *Bioenergy with Carbon Capture and Storage: Using Natural Resources for Sustainable Development*. Eds: José Carlos Magalhães Pires, Ana Luísa Da Cunha Gonçalves, Academic Press, S. 131-149, ISBN 9780128162293.
- SEIBOLD, S.; GOSSNER, M.M.; SIMONS, N.K.; BLÜTHGEN, N.; MÜLLER, J.; AMBARLI, D.; AMMER, C.; BAUHUS, J.; FISCHER, M.; HABEL, J.C.; LINSENMAIR, K.E.; NAUSS, T.; PENONE, C.; PRATI, D.; SCHALL, P.; SCHULZE, E.D.; VOGT, J.; WÖLLAUER, S.; WEISSER, W.W. (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, S. 671-688.
- THE GOLD STANDARD (2019): Online im Internet (URL: https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Forest_Carbon_Standards_Assessment_Guide.pdf). [Stand: 28.10.2019].
- UBA (2019): Gemeinsame Pressemitteilung vom Umweltbundesamt und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit Klimabilanz 2018. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/klimabilanz-2018-45-prozent-weniger> [Stand: 28.10.2019].
- USBECK, T.; WOHLGEMUTH, T.; DOBBERTIN, M.; PFISTER, C.; BÜRG, A.; REBETEZ, M. (2010) Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. *Agricultural and Forest Meteorology* 150, S. 47-55.
- VOHRER, M. ; IRSLINGER, R. (2007): Klimaschutzprojekt schafft Wälder in Uganda. Angesichts steigender Nachfrage nach Energie- und Bauholz wächst der Druck zur Wiederbewaldung des Landes. *Holz-Zentralblatt* 133, S. 562.
- WERNER, F.; TAVERNA, R.; HOFER, P.; THÜRIG, E.; KAUFMANN, E. (2010): National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios : a model-based assessment. *Environmental Science and Policy* 13, S. 72-85.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT AGRARPOLITIK, ERNÄHRUNG UND GESUNDBHEITLICHER VERBRAUCHERSCHUTZ UND WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT WALDPOLITIK BEIM BMEL (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten. Berlin.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR WALDPOLITIK BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2018): „Waldvision Deutschland“ - Orientierung oder Irrweg für eine nachhaltige multifunktionale Forstwirtschaft? Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates Waldpolitik zur Studie „Waldvision Deutschland“ des Öko-Instituts e. V. im Auftrag von Greenpeace e. V.
- WÖRDEHOFF, R., SPELLMANN H., EVERS J., NAGEL J. (2011) Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 6. Universitätsverlag Göttingen.

Prof. a.D. Roland Irslinger (irslinger@gmx.de) war bis 2014 Professor für Waldökologie an der Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg am Neckar.

Anlage

Beispiel zur Berechnung der Klimaschutzwirkung durch Waldbewirtschaftung in Deutschland

(ohne Rindennutzung, ohne natürliche Zersetzung von Produkten)

(1) stoffliche Substitution (30%)							
Holznutzungen [m ³]	C-Gehalt [t/m ³]	C-Gehalt [t]	Anteil an Nutzung [Faktor]	Anteil an Nutzung [in tC]	Substitutionsfaktor [tC/tC]	C substituiert [t]	CO ₂ substituiert (tC*44tCO ₂ /12tC) [t CO ₂]
1	0,25	0,25	0,3	0,075	1,50	0,113	0,413
1	0,25	0,25	0,3	0,075	2,10	0,158	0,578
(2) energetische Verwertung (90%)							
1	0,25	0,25	0,9	0,225	0,67	0,151	0,553
Summe Substitution (1,5)							0,966
Summe Substitution (2,1)							1,131

Klimaschutz durch Waldbewirtschaftung

	Einsparung an tCO ₂ -eq pro Jahr
Summe Substitution (stofflich + energetisch) bei 75,7 Mio m ³ (1,5)	73.126.200
Summe Substitution (stofflich + energetisch) bei 75,7 Mio m ³ (2,1)	85.616.700
Vorratsaufbau im Wald (15,3 Mio m ³)	14.030.100
Holzproduktspeicher-Aufbau (Holzhausbauweise geschätzt)	3.000.000

Summe Substitutionseffekte (stofflich + energetisch)

Bei Substitutionsfaktor "Stoffliche Substitution" von 1,5 tC/tC **90.156.300**

Bei Substitutionsfaktor "Stoffliche Substitution" von 2,1 tC/tC **102.646.800**

CO₂-Bindung Prozessschutzwald langfristig bis 2150 bei 11 Mio ha Holzbodenfläche

(1 m³ / Jahr und ha (Holzvorratszunahme abzgl. Zerfall auf Landschaftsebene)

10.087.000

Der Klimawandel wird das Waldwachstum durch Trockenheit und Rückgang der Eutrophierung verlangsamen und den natürlichen Zerfall von Prozessschutzwäldern beschleunigen!

Klimavorteil der Waldwirtschaft in Deutschland langfristig pro Jahr **80 bis 90 Mio t CO₂-eq**

Klimavorteil im Durchschnitt pro ha Holzbodenfläche **7,3 bis 8,2 t CO₂-eq**

10% Flächenstillegung **8 bis 9 Mio t CO₂-eq**

Vergleich: Der innerdeutsche Flugverkehr verursacht jährliche Treibhausgasemissionen von 2,5 Mio t CO₂-eq.