

forstarchiv 84, 52-64
(2013)

DOI 10.4432/0300-4112-84-52

© DLV GmbH

ISSN 0300-4112

Korrespondenzadresse:
hoellerls@forst.tu-
muenchen.de

Eingegangen:
30.08.2012

Angenommen:
22.12.2012

Die Kohlenstoffspeicherung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Fichtenbeständen unter Berücksichtigung von Ausfallrisiken – Aussagen nicht nur über Bestände der montanen Zone

Carbon storage of managed and unmanaged spruce stands (*Picea abies* [L. Karst.]) considering hazard risks – conclusions not only on stands of the montane zone

SEBASTIAN HÖLLERL und JUSTUS BORK

Lehrstuhl für Waldbau, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Deutschland

Kurzfassung

Wälder stellen im globalen Kohlenstoffhaushalt eine wichtige Kohlenstoffsенke dar. In der Vergangenheit wurde verschiedentlich untersucht, ob Bewirtschaftung eine positive oder eine negative Wirkung auf die Senkenleistung von Wäldern hat. In diesen Studien wurden jedoch mögliche Ausfälle durch Schneebruch, Windwurf oder Insektenbefall nicht berücksichtigt. Dies führt zu ungenauen Ergebnissen. Da beispielsweise Fichtenbestände sehr anfällig für Kalamitäten sind, stellt die vorliegende Untersuchung eine Kohlenstoffbilanz von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Fichtenbeständen in der montanen Zone auf und bezieht dabei Ausfallwahrscheinlichkeiten ein. Es wurden rechnerische Überlebenswahrscheinlichkeiten von Fichtenbeständen für zwei Risikoniveaus verwendet. Die Bilanzierung wurde mit dem Programm CO2FIX durchgeführt, in das zwei Wuchsreihen von behandelten und unbehandelten Fichtenbeständen bis zum Alter von 120 Jahren eingespeist wurden. Die in CO2FIX nicht berücksichtigte Materialsubstitution wurde ergänzend berechnet. Kalamitäten wurden für moderate und hohe Ausfallrisiken kalkuliert. Zusätzlich wurden drei verschiedene Intensitäten der Aufarbeitung von Schadholz (90 %, 50 %, 0 %) berücksichtigt. Hieraus ergaben sich 6 Varianten. Die Resultate zeigen, dass Kalamitäten grundsätzlich eine negative Auswirkung auf die Kohlenstoffsequestrierung von Waldbeständen haben. Aufgrund unterschiedlicher Eintrittsmöglichkeiten von Kalamitäten streuen die Werte der Sequestrierung zum Teil erheblich, und die Mittelwerte liegen generell unter der Variante ohne Schadereignis. Je geringer die Aufarbeitungsrate von Schadholz, desto niedriger fallen die Mittelwerte aus, und desto größer wird die Streuung. Dabei sind die Werte der unbehandelten Wuchsreihe stärker von den Kalamitäten beeinflusst. In 5 der 6 betrachteten Varianten liegt die Kohlenstoffsequestrierung der unbehandelten Reihe unter derjenigen der behandelten. Besonders groß wird die Differenz, wenn man eine konsequente Nutzungsvariante (90 % Schadholzaufarbeitung) einer Stilllegungsvariante mit 0 % Aufarbeitung gegenüberstellt. Bei moderatem Risiko liegt die Sequestrierung der Nutzungsvariante bei $302,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 7,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ gegenüber einer Speicherung von $268,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 27,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ in der Stilllegungsvariante, bei hohem Ausfallrisiko bei $299,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 17,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (behandelt) gegenüber $234,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 61,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (unbehandelt). Die Ergebnisse sind näherungsweise auf das Flachland übertragbar, weil die untersuchten Fichtenreinbestände auf sehr wuchskräftigen Standorten stocken. Die Volumenentwicklung entspricht der Oberhöhenbonität zwischen 32 und 36 nach Assmann und Franz (1963) für mittleres Ertragsniveau.

Schlüsselwörter: Bergwald, Kohlenstoffsequestrierung, CO₂, Kalamitäten, Ausfallrisiken, Produktspeicher, Materialsubstitution, Kohlenstoffbilanz

Abstract

In global carbon cycle forests are an important carbon sink. In the past it has been variously studied, whether management of forests lowers or raises this sequestration effect of forests. However possible hazards caused by snow breakage, windthrow or insects were not included in these surveys. This leads to imprecise results. Especially spruce stands are very susceptible to hazards. Therefore in this study a carbon balance of treated and untreated spruce stands in the montane zone of the Bavarian Alps was calculated including hazard risks. Calculative survival probabilities for two different levels of risk were used. The balance was calculated using the software CO2FIX. Two growths series of managed and unmanaged spruce stands up to the age of 120 years were entered into the program. As the substitution of energy intensive products by wood products is not included in CO2FIX this effect was calculated separately. Calamities were calculated using moderate and high hazard risks. Additionally three levels of salvage logging (90%, 50%, 0%) were considered. That makes six different scenarios. The results show that calamities basically have a negative effect on carbon sequestration of forests. Taking hazard risks into account the values of sequestration have a remarkable statistical spread. The mean values are generally lower than in calculations without hazard risk. The lower the rate of salvage logging the lower the mean values and the higher the statistical spread. The values of the unmanaged stands are more influenced by calamities. At five of six scenarios the carbon sequestration of unmanaged stands is lower than in managed stands. The difference is particularly high if one compares a management option with 90% salvage logging with an option of nature conservation with 0% salvage logging. At moderate hazard risk the management option reaches a sequestration of $302.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 7.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ compared to a sequestration of $268.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 27.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ in the nature conservation option, at high hazard risk $299.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 17.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (managed) compared to $234.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 61.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (unmanaged). The results are transferable to the plains as the surveyed montane spruce stands grow on good sites. The development of standing volume in this stands is comparable to the development in site class 32 to 36 after Assmann and Franz (1963).

Key words: mountain forest, carbon sequestration, CO₂, calamities, hazard risk, wood products, product substitution, carbon balance

Einleitung

Wälder spielen im globalen Kohlenstoffhaushalt eine entscheidende Rolle. Sowohl weltweit als auch in Deutschland sind große Mengen Kohlenstoff in Waldbeständen gebunden (Burschel et al. 1993, Dixon et al. 1993, FAO 2010).

In diesem Zusammenhang wird häufig die Frage aufgeworfen, ob bewirtschaftete oder unbewirtschaftete Bestände den größeren Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung leisten. Hierzu wurden in der Vergangenheit verschiedene Studien für ganz Deutschland (Burschel et al. 1993) oder einzelne Bundesländer (Böswald 1996, Fürstenau et al. 2007, Profft et al. 2007, Würdehoff et al. 2011) oder die Schweiz (Taverna et al. 2007, Hofer et al. 2008, Thürig und Kaufmann 2008, 2010, Werner et al. 2010) angefertigt. Auch Detailstudien auf Bestandesebene oder für bestimmte Wuchsgebiete sind zu finden (Mund und Schulze 2006, Thuille und Schulze 2006, Höllerl und Neuner 2011). Entscheidend für die Aussagekraft solcher Studien ist, dass neben dem im Waldbestand gespeicherten Kohlenstoff auch der Speicher in Holzprodukten sowie Energiesubstitution (Einsatz von Holz anstelle fossiler Brennstoffe) und Materials substitution (Einsatz von Holzprodukten oder -bauteilen anstelle von energetisch aufwendiger herzustellenden Produkten aus anderen Materialien) berücksichtigt werden (Böttcher et al. 2008, Thürig und Kaufmann 2010, Werner et al. 2010). Darüber hinaus können verschiedene Unsicherheiten und Risiken in diesen Kalkulationen eine entscheidende Rolle spielen. Hierzu wurden bisher Studien angefertigt, welche sich mit Messfehlern und anderen Unsicherheiten in der Informationsbeschaffung befassen (Böttcher et al. 2008, Weng et al. 2011). Unsicherheiten in der Kohlenstoffbilanzierung können jedoch auch durch Kalamitäten entstehen. Kurz et al. (2008) berechneten, dass die Schäden des Mountain Pine Beetle in British Columbia für die Freisetzung von umgerechnet insgesamt 270 Megatonnen (270×10^6 Mg C) Kohlenstoff in den Jahren 2000 bis 2020 verantwortlich sein werden. Die vorliegende Publikation setzt sich mit der Unsicherheit von Kohlenstoffbilanzen aufgrund des Risikos von Kalamitäten wie Schneebruch, Windwurf oder Insektenbefall in montanen Fichtenbeständen auseinander. Berücksichtigt man solche Ausfälle bei der Kohlenstoffbilanzierung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen, so ist es weiterhin von entscheidender Bedeutung, in welchem Umfang angefallenes Kalamitätsholz aufgearbeitet und verwertet wird oder im Waldbestand verbleibt und verrotet. Auch diesem Umstand wurde in einem Variantenvergleich Rechnung getragen.

Material und Methoden

Kohlenstoffbilanzen wurden für zwei Wuchsreihen von reinen Fichtenbeständen (bewirtschaftet und unbewirtschaftet) berechnet, die auf Versuchsflächen von Höllerl (2009a) in der montanen Zone der Bayerischen Alpen basieren. Es wurde ein Zeitraum vom Alter 0 bis 120 Jahren betrachtet. Die Bilanzierung wurde mit dem 1990 erstmals veröffentlichten und mehrfach weiterentwickelten Programm CO2FIX vorgenommen (Mohren und Klein-Goldewijk 1990, Maser et al. 2003, Schelhaas et al. 2004). Innerhalb der beiden Behandlungsszenarien wurden Ausfälle der Bestände aufgrund von Kalamitäten modelliert und unterschiedliche Grade an Aufarbeitung des Schadholzes unterstellt. Auch wenn die Wuchsreihen auf Bergwaldbeständen basieren und CO2FIX entsprechend den dortigen Gegebenheiten parametrisiert wurde, lassen sich die Ergebnisse in einigen Bereichen auch auf das Flachland übertragen, wie später noch diskutiert wird.

Wuchsreihen und Bestände

Zur Bildung der Wuchsreihen wurden 18 Fichten-Versuchsbestände (9 bewirtschaftete und 9 unbewirtschaftete) unterschiedlichen Alters in der Bergmischwaldzone der Bayerischen Alpen herangezogen, die in einer waldbaulichen Arbeit von Höllerl (2009a) Verwendung fanden (Tabelle 1 auf Seite 54). Mit Beständen der Stadien „Jugendstadium“, „Wachstumsstadium“ und „Reifestadium“ wurde ein Altersspektrum von 43 bis 90 Jahren abgedeckt. Sowohl die Entwicklung des Bestandesvorrates in beiden Behandlungsvarianten als auch die Größenordnung der Entnahmen waren bei Höllerl (2009a) aufgenommen und mittels Regressionsfunktionen zu Wuchsreihen zusammengefügt worden.

Parametrisierung von CO2FIX

Das Programm CO2FIX berechnet in sechs Modulen die Kohlenstoffspeicher im Wald- und Holzsektor samt Zu- und Abflüssen. Mit diesem Ansatz wird die Kohlenstoffdynamik ganzheitlich mit allen relevanten Flüssen und Orten der Fixierung abgebildet (Abbildung 1).

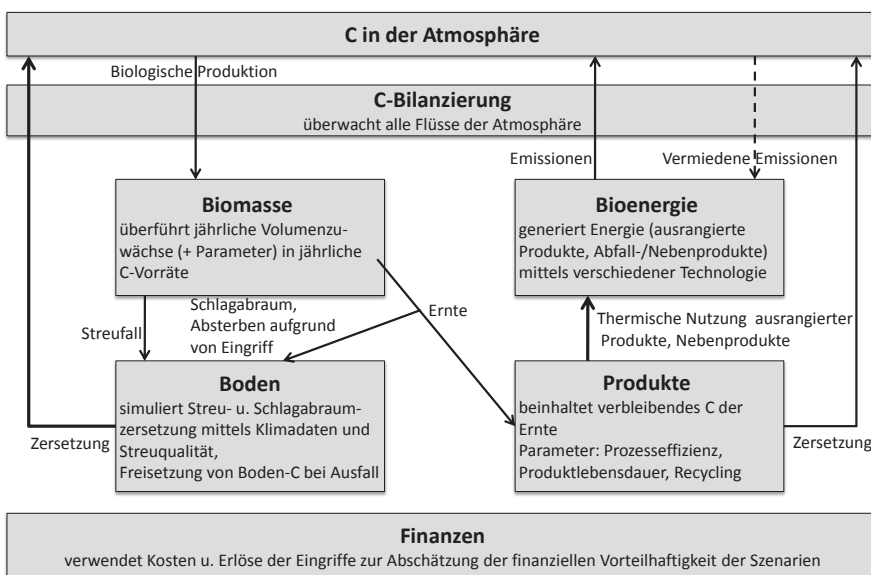


Abb. 1. Flussdiagramm zur Funktion von CO2FIX v3.2.0, nach Schelhaas et al. (2004).

Flow chart on functions of CO2FIX v3.2.0, after Schelhaas et al. (2004).

Tab. 1. Standörtliche und ertragskundliche Charakteristika der Versuchsflächen (J = Jugendstadium, W = Wachstumsstadium, R = Reifestadium, b = bewirtschaftet, u = unbewirtschaftet).

Site and yield characteristics of the research plots (J = development stage, W = growth stage, R = mature stage, b = managed, u = unmanaged).

Par- zelle	Alters- stufe	Behand- lung	Höhen- lage (mm ü. NN)	Geologie	Standort nach Ewald (1999)	Pflanzensoziologische Einheit nach Ewald u. Binner (2007)	Alter (Jahre)	Bonität nach Assmann/Franz	Volumen (Efm) o. R.
Ruhpolding									
111	J	b	940	Würmeiszeit, Grundmoräne	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	43	40,8	297
112	J	u	971	Würmeiszeit, Grundmoräne	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	50	30,6	350
121	W	b	1.016	Raibler Schichten	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	67	27,8	318
122	W	u	1.081	Raibler Schichten	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	65	29,1	477
131	R	b	1.025	Raibler Schichten	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	83	35,4	521
132	R	u	1.183	Wettersteinkalk	kB3/sB3	Aposerido-Fagetum typicum	85	34,0	742
Oberammergau									
211	J	b	1.058	Flysch: Ofterschwanger Schichten	SB4	Luzulo-Fagetum oxalidetosum	45	41,6	542
212	J	u	1.052	Flysch: Ofterschwanger Schichten	SB4	Luzulo-Fagetum oxalidetosum	45	40,6	450
221	W	b	1.073	Flysch: Piesenkopf- Serie	SB4/ST8	Luzulo-Fagetum oxalidetosum	64	32,8	368
222	W	u	1.044	Flysch: Ofterschwanger Schichten	SB4	Luzulo-Fagetum oxalidetosum	64	36,1	502
231	R	b	1.293	Flysch: Zementmergel- Serie	sb5	Galio-Fagetum adenostyletosum alliariae	90	33,5	754
232	R	u	1.350	Flysch: Zementmergel- Serie	sb5	Galio-Fagetum adenostyletosum alliariae	90	31,2	1083
Tölz									
311	J	b	1.106	Würmeiszeit, Grundmoräne	sB4	Galio-Fagetum polytrichetosum	39	45,2	274
312	J	u	1.211	mittlerer Jura	sB4	Galio-Fagetum polytrichetosum	40	38,2	470
321	W	b	1.086	Hangschutt	kB3/ST8	Aposerido-Fagetum typicum	68	35,2	469
322	W	u	1.091	Kössener Schichten	kB3	Aposerido-Fagetum typicum	66	34,3	557
331	R	b	1.114	Neokom-Aptychen- Schichten	sB5	Galio-Fagetum ranunculetosum lanuginosi	62	40,8	431
332	R	u	1.220	Neokom-Aptychen- Schichten	sB5	Galio-Fagetum ranunculetosum lanuginosi	60	39,9	499

Parametrisierung des Biomassemoduls

Der wichtigste Eingangsparameter für die Errechnung der Kohlenstoffsequestrierung ist der laufende jährliche Derbholzzuwachs (CAI – current annual increment) des Bestandes in Erntefestmetern pro Hektar und Jahr ohne Rinde (Efm o. R.). Dieser wurde aus den Wuchsreihen von Höllerl (2009a) berechnet und eingesetzt. Die Wuchsreihen, denen eine logarithmische Regression zugrunde liegt, beginnen jedoch erst im Alter 40. Aus diesem Grunde wurde die Vorratsentwicklung der Alter 0 - 39 Jahre geschätzt. Dies ist mit derselben logarithmischen Regression nicht möglich, da sie für in der Biologie typische sigmoide Wachstumsverläufe ungeeignet ist und gegen Alter 0 im negativen Bereich liegen würde. Es wurde auf

die bewährte dreiparametrische Wachstumsfunktion von Chapman-Richards (Pretzsch 2001) zurückgegriffen, die sich gut an verschiedene Wachstumsverläufe anpassen lässt (Abbildung 2, Tabelle 2).

Chapman-Richards Wachstumsfunktion (Pretzsch 2001):

$$y = a(1 - e^{-bt})^z \quad (1)$$

y = Dimensionsgröße von Baum oder Bestand, im vorliegenden Fall Volumen

t = Alter

a, b, z = Funktionsparameter

e = Euler'sche Zahl

Tab. 2. Parameter der Wachstumsfunktionen für die Wuchsreihen. Im Alter 0 - 39 Jahre: Chapman-Richards-Funktion, im Alter 40 - 100 Jahre: logarithmische Regression. Parameters of the Chapman-Richards equation (age 0 - 39 years) and the logarithmic regression equation (age 40 - 120 years).

Wuchsreihe	Alter 0 - 39 J.: Chapman-Richards-Funktion			Alter 40 - 120 J.: Logarithmische Regression		
	Parameter	a	b	z	b ₀	b ₁
behandelt		600	0,0419	4,388	-1257	406,26
Entnahme		225	0,035	3,545	-430	138,93
unbehandelt		810	0,039619	3,700	-1571	519,82

In dem nicht durch Versuchsflächen abgedeckten Teil wurden die Wuchsreihen mittels der Wachstumsfunktion von Chapman-Richards (Pretzsch 2001) ergänzt (Abbildung 2). Der Kohlenstoffgehalt der Holzmasse wurde mit 50 % der Trockenmasse angenommen und die Rohdichte von Fichte nach Bosshard (1982-1998) mit 430 kg Trockenmasse pro Kubikmeter Frischholz veranschlagt.

Die Verläufe der relativen Wachstumsraten von Nadeln, Ästen und Wurzeln wurden aus einem CO2FIX-Szenario für Mitteleuropa entnommen, welches bereits in Mohren et al. (1990) und Masera et al. (2003) veröffentlicht wurde. Dieses Szenario unterstellt Fichtenreinbestände auf guten Standorten in Mittelgebirgsregionen Mitteleuropas und stellt eine verwendbare Ausgangsbasis dar. Spezifischere Ausprägungen von relativen Wachstumsraten in den Bayerischen Alpen standen nicht zur Verfügung.

Umsatzraten (turnover rates) von Ästen und Nadeln erhoben Muukkonen und Lehtonen (2004) in südfinnischen Fichtenbeständen, die klimatisch mit den Bedingungen in der Bergmischwaldzone vergleichbar sind. Es wurden als mittlere Werte für den Nadelumsatz (foliage-turnover) $0,1 \text{ a}^{-1}$ und für den Astumsatz (branch-turnover) $0,0125 \text{ a}^{-1}$ angegeben. Die Werte bedeuten, dass 10 % der Nadeln pro Jahr ausfallen und 1,25 % der Äste. Diese Werte liegen etwa bei einem Drittel derer von Nabuurs et al. (2002) mit $0,3 \text{ a}^{-1}$ und $0,04 \text{ a}^{-1}$, welche im Szenario für Mitteleuropa Verwendung fanden.

Thürig et al. (2005) unterstellten für die gesamte Schweiz für *Picea abies* eine Nadellebensdauer von 10 Jahren, was ebenfalls einem Umsatz von $0,1 \text{ a}^{-1}$ entspricht und damit bezüglich der gesuchten Größe mit Muukkonen und Lehtonen (2004) übereinstimmt. Aufgrund der kongruenten Annahmen in klimatisch vergleichbaren Gebieten wurde für den Nadelumsatz in der vorliegenden Arbeit $0,1 \text{ a}^{-1}$ verwendet. Der Astumsatz wurde mit $0,04 \text{ a}^{-1}$ angenommen, was den Annahmen von Mohren et al. (1990), Nabuurs und Mohren (1993), Masera et al. (2003) sowie Thürig et al. (2005) entspricht.

Auch zur Berechnung der in CO2FIX anzugebenden Mortalität wurde auf Werte von Höllerl (2009a) zurückgegriffen. Hier wurde zumindest das stehende Totholz in den Beständen quantifiziert. Die Werte der einzelnen Flächen wurden mit der Wachstumsfunktion nach Bertalanffy ausgeglichen (Abbildung 3). Die resultierende Totholzentwicklung in den behandelten Beständen ist zwar niedriger als in den unbehandelten Beständen, aber für bewirtschaftete Bestände relativ hoch. Dieser Umstand sowie die generelle Anwendbarkeit der Bertalanffy-Funktion werden später diskutiert.

Unter dem Programmpunkt „thinning harvests“ wurden für die bewirtschaftete Variante Durchforstungs- bzw. Verjüngungseingriffe in den Altern 40, 60, 80 und 100 Jahre angegeben. Die Entnahmemengen ergaben sich aus der oben genannten Wuchsreihe (Abbildung 2). In der unbewirtschafteten Variante wurden keine regulären Nutzungen unterstellt. Für beide Nutzungsvarianten wurden jedoch Kalamitätsnutzungen kalkuliert, wie unter dem Punkt „Berücksichtigung von Ausfallrisiken und Aufarbeitungsgraden“ beschrieben.

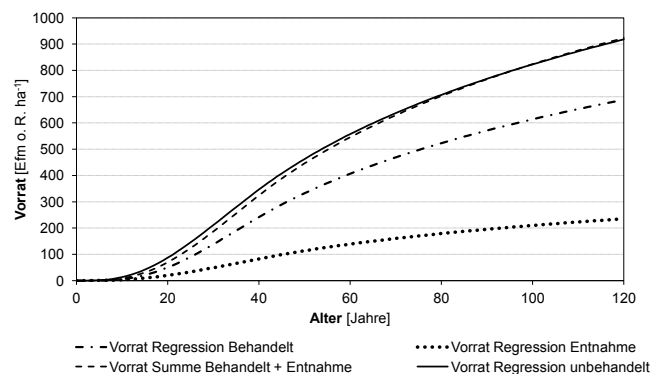


Abb. 2. Wuchsreihen der Vorräte in behandelten und unbehandelten Beständen sowie des Entnahmesatzes in den behandelten Beständen.

Growth series of stocks in treated and untreated stands and of the removed volume in treated stands.

Parametrisierung des Produktmoduls

Für das Produktmodul (raw material allocation) wurden Angaben über die Verteilung des anfallenden Holzes auf einzelne Verwertungslinien benötigt. Dazu gibt es mehrere Forschungsarbeiten (Burschel et al. 1993, Borchert 2005, Mantau et al. 2005, Bauer et al. 2006, Röder et al. 2008, Klein et al. 2013), die zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Hier wurde schließlich auf Angaben von Röder et al. (2008) und Klein et al. (2013) zurückgegriffen, welche die aktuelle Situation in Bayern am besten widerspiegeln.

CO2FIX berücksichtigt die angegebenen Produktlebenszeiten und unterstellt exponentielle Zerfallsreihen der jeweiligen Kohlenstofffixierungen. Hierbei ist die Halbwertszeit anzugeben, nach der noch 50 % Kohlenstoff vorhanden ist. Nach Nabuurs et al. (2002) ist sie mit der Nutzungsdauer gleichzusetzen. Bei der Halbwertszeit ist jeweils die Hälfte des gespeicherten Kohlenstoffs der angegebenen nachgelagerten Nutzung der Kaskade zugeführt worden oder ist bereits verrotten. Im Anhalt an Böswald (1996) und Nabuurs et al. (2002) wurden folgende Nutzungsdauern angenommen: langlebige Produkte (long term), also vor allem Holz im Bauwesen: 50 Jahre, mittelzeitige wie Möbel und Holz (medium term): 15 Jahre und kurzzeitige Produkte (short term; Papier, Verpackung): 1 Jahr. Der in Energieholz gebundene Kohlenstoff wird in einem eigenen Bioenergiemodul geführt. Die Halbwertszeiten von Stoffen auf Werkdeponien (millsite dump) wurden nach Nabuurs et al. (2002) mit 25 Jahren und auf Mülldeponien mit 50 Jahren angenommen.

Am Ende einer Produktlebensdauer ist die weitere Verwendung bzw. Entsorgung anzugeben. Hier erfolgt in Deutschland seit dem 1996 in Kraft getretenen Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz fast

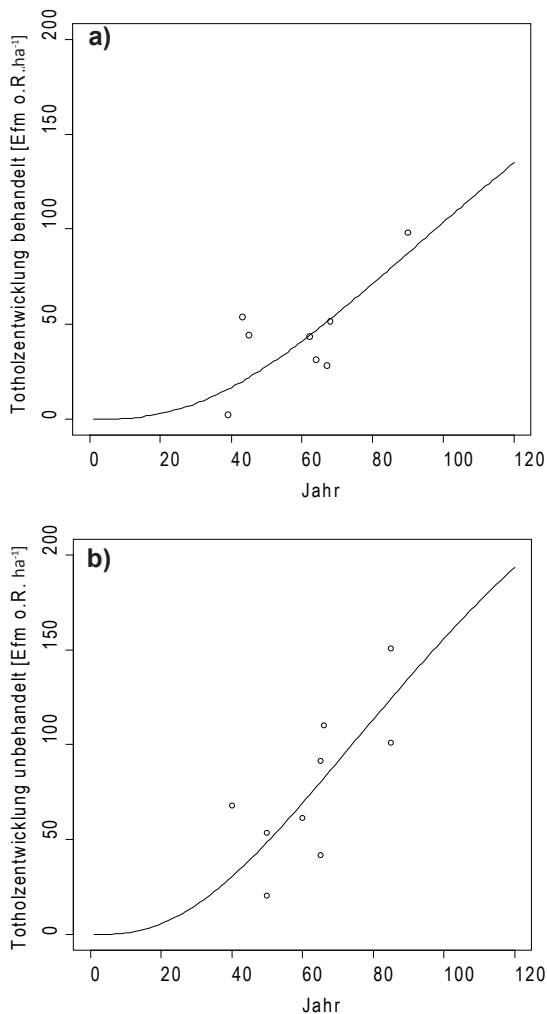


Abb. 3. Entwicklung des Totholzes in bewirtschafteten (a) und in unbewirtschafteten (b) Beständen.

Development of deadwood in managed (a) and in unmanaged (b) stands.

ausschließlich Recycling oder thermische Verwertung. Bezüglich der erforderlichen Parametrisierung von CO2FIX ist mit minimaler Deponieentsorgung zu rechnen. So gaben Marutzky und Seeger schon im Jahr 2002 hinsichtlich der Verwertungssituation von Holzreststoffen und Holzabfällen an, dass lediglich 2 % entsorgt werden müssen. Der Rest kommt einer inner- oder außerbetrieblichen Verwertung zu. Daher wurde angenommen, dass bis auf eine Ausnahme beim Holzwerkstoffrecycling alle betrachteten Holz- und holzbasierten Produkte am untersten Ende der Kaskadennutzung thermisch verwertet werden können und nicht deponiert werden müssen.

Der Verbleib der langlebigen Produkte wurde im Anhalt an Mantau et al. (2005) zu 30 % dem Recycling zugeordnet. Vor allem Bau- und Konstruktionsholz findet hier als Altholz meist in der Span- und Faserplattenherstellung erneut Verwendung. 70 % der langlebigen Produkte wurden als thermisch verwertbar definiert und 0 % als Deponiematerial.

Bei den Produkten mittlerer Lebensdauer wurde angenommen, dass mit 20 % etwas weniger recycelt werden können als bei den langlebigen Produkten, 70 % thermisch genutzt werden können und 10 % auf Deponien entsorgt werden. Auch bei den Holzwerkstoffen werden stetig neue Recyclingverfahren entwickelt, sodass Deponie-

material nur in sehr geringem Umfang vorkommt (Franke 1999). Trotzdem werden nach wie vor Holzwerkstoffe hergestellt, die Holz nebst anorganischen Bestandteilen in so eingebetteter Form enthalten, sodass sie auf Deponien entsorgt werden. Deshalb wurden 10 % Deponiematerial beim Recycling von Holzwerkstoffen als angemessen betrachtet und gutachtlich festgesetzt.

Bei den Kurzzeitprodukten wurde eine Recyclingrate von 70 % angenommen, während die restlichen 30 % als energetisch nutzbar definiert wurden. Des Weiteren ist in CO2FIX anzugeben, welcher Anteil der lang-, mittel- und kurzlebigen Produkte jeweils wieder zu lang-, mittel- und kurzlebigen Produkten recycelt wird.

Langlebiges Bau- und Konstruktionsholz wird hauptsächlich in Holzwerkstoffe recycelt (100 % medium-term). Mittellebige Holzwerkstoffe können durch moderne Verfahren häufig wieder der Holzwerkstoffproduktion zugeführt werden, in Ausnahmefällen auch zu kurzlebigen Produkten (80 % medium term, 20 % short term) (Marutzky und Seeger 2002).

Parametrisierung des Bodenmoduls

Dem Bodenmodul von CO2FIX liegt das Modell YASSO zur Modellierung von Bodenkohlenstoff zugrunde (Liski et al. 2005). Es wurde entwickelt, weil sich einerseits bei der Erfassung des Bodenkohlenstoffs messtechnische Schwierigkeiten ergeben und andererseits der Bodenkohlenstoff aufgrund seines beträchtlichen Anteils am Gesamtkohlenstoffhaushalt nicht vernachlässigt werden kann.

Das Modell beschreibt die Zersetzungsprozesse im Boden zusammen mit den bekannten Kohlenstoffflüssen auf gut wasserversorgten Standorten, d. h., es kann bei Böden Verwendung finden, in denen die Zersetzungsprozesse nicht aufgrund von Trockenheit oder Luftmangel limitiert sind. Dies trifft auf die Bergmischwaldzone des Nordalpenrandes mit hohen Jahresniederschlägen ohne Trockenperioden zu.

Das Modell ist geeignet, Kohlenstoffprozesse des Bodens sowohl von Nadel- als auch Laubholzbeständen zu simulieren. Insbesondere die Verwendung zur Abbildung von Klimaeffekten auf die Zersetzungsraten von Streu und Totholz wurde für eine weite ökologische Amplitude bestätigt (Liski et al. 2005, Palosuo 2008). Thürig et al. (2005) bestätigten eine gute Anwendbarkeit des Modells für Böden in der Schweiz, mit Ausnahme des Kantons Tessin aufgrund zu trockener Klimatönung.

Als Eingangsparameter in YASSO werden die Gradzahltag über 0 °C und die potenzielle Evapotranspiration in der Vegetationsperiode benötigt. Letztere lässt Schlüsse darüber zu, ob es in der Vegetationsperiode zu Trockenstress kommt. Dies wird berechnet, indem die potenzielle Evapotranspiration zwischen Mai und September vom Niederschlag subtrahiert wird. Da beide Größen bei Höllerl (2009a) nicht erfasst sind und auch nicht anderweitig repräsentativ für die Flächen verfügbar waren, wurde auf die in CO2FIX integrierte Berechnungsmöglichkeit zurückgegriffen. Das Programm berechnet die genannten Größen über die monatlichen Mitteltemperaturen, die dazugehörigen Niederschläge und die Angabe, ob der Monat in der Vegetationsperiode liegt. Angaben zu Niederschlägen und der Vegetationsperiode wurden aus Höllerl (2009a) entnommen. Die zur Berechnung der Gradzahltag noch fehlenden monatlichen Mitteltemperaturen wurden über das Klimamodell von Hera et al. (2012) ermittelt. Die Strommenge und -qualität werden aus den Bestandesdaten berechnet.

Bestehende Kohlenstoffvorräte im Boden können durch die Einstellung des „initial carbon“ berücksichtigt werden. Es handelt sich um jenen C-Vorrat, der schon vor der Akkumulation durch das simulierte Bestandeswachstum im Boden besteht. Das Modell YASSO simuliert die Streu- und Abraumzersetzung nach Eingriffen. Verbleibt beispielsweise durch geringere Aufarbeitung ein höherer Anteil Holz auf der Fläche, so findet dies Eingang in die Berechnung des

Bodenkohlenstoffs. Nachdem für die zugrunde liegenden Fichtenbestände keine „initial carbon“-Werte vorhanden waren, wurde eine Waldboden-Dauerbeobachtungsfläche gesucht, die den dortigen Verhältnissen möglichst nahekommt. Die Standorte (vgl. Tabelle 1) weisen als Ausgangsgestein vorwiegend tiefgründig verwitternde Geologien auf, bei denen auch zentralalpines Material enthalten ist (Grundmoräne, Hangschutt, Flysch). Die resultierende gute Nährstoffversorgung zusammen mit einer guten bis sehr guten Wasserversorgung führt zu wuchskräftigen Fichtenstandorten.

Als stellvertretender Bodentyp konnte daher für die 18 Versuchsflächen näherungsweise der Bodentyp Braunerde-Hangpseudogley verwendet werden, wie er auf der Waldboden-Dauerbeobachtungsfläche Nr. 46 in Oberammergau aufgenommen wurde (Schubert 2002). Als Substrat ist bei der Aufnahme „holozäner Hangschutt (Moränenmaterial, Flysch, Kalkgestein)“ angegeben worden, was mit den Substraten der Versuchsflächen gut übereinstimmt. Dort wurde ein Boden-C-Gehalt von 59 Mg C ha⁻¹ gemessen, wovon 5 Mg C ha⁻¹ (9 %) auf die Auflage entfallen und 54 Mg C ha⁻¹ (91 %) auf den Mineralboden (bis 1 m Tiefe) (Schubert 2002).

Parametrisierung des Bioenergiemoduls

Das Bioenergiemodul bilanziert die thermische Verwertung von Sägebrennprodukten, direkte thermische Nutzung von geerntetem Holz wie z. B. Schlagabraum sowie die Verbrennung von ausrangierten Produkten im Sinne der Kaskadennutzung. Damit wird der Substitutionseffekt gegenüber fossiler Energiebereitstellung berücksichtigt. Hierfür wurden in CO2FIX die Heizwerte von Schlagabraum sowie der Nebenprodukte angegeben, die im Zuge der industriellen Weiterverarbeitung von Fichtenholz anfallen. Zur Kalkulation der tatsächlichen Substitution waren Annahmen über die Effizienz und das Emissionsverhalten derzeitiger Verbrennungsanlagen nötig.

Beide Sortimente, Schlagabraum und Industrierestholz, werden vor der thermischen Verwendung i. d. R. entweder zu Hackschnitzeln oder Pellets oder vergleichbaren Produkten verarbeitet. Für den Schlagabraum wurde der Heizwert von Nadelholzhackschnitzeln bei einem Wassergehalt von 15 % verwendet, der 4,32 kWh kg⁻¹ (Hahn und Schardt 2009) beträgt oder entsprechend der in CO2FIX geforderten Einheit 15,55 MJ kg⁻¹. Für das Industrierestholz wurde der Heizwert von Hackschnitzeln mit 5 % Wassergehalt verwendet, da das Industrierestholz i. d. R. vor der Entstehung bereits eine technische Trocknung durchlaufen hat. Der Wert ist etwa identisch mit dem Heizwert von Pellets bei einer Restfeuchte von < 10 %.

Bei Berechnung der vermiedenen Emissionen (mitigation) stehen als substituierte Energieträger Kohle, Heizöl, Schweröl, Biogas, LPG, Kerosin und auch Biomasse zur Auswahl. In Anlehnung an Burschel et al. (1993) wurde Heizöl als substituiertes Energieträger angenommen.

Berechnung der Materialsubstitution

Als Materialsubstitution wird der Effekt bezeichnet, durch den die Verwendung von Holz Produkte anderer Materialien substituiert und es somit zu einer Einsparung klimarelevanter Gase kommt, falls Holz energieärmer bereitstellbar ist als das substituierte Produkt. Dies ist i. d. R. der Fall. CO2FIX bezieht die Materialsubstitution nicht in die Kohlenstoffbilanzierung mit ein, da sie im Kyoto-Protokoll nicht als Senkenleistung der forstwirtschaftlichen Landnutzung anrechenbar ist. Nachdem aber zweifelsohne ein Effekt vorliegt und die Berücksichtigung für eine umfassende Kohlenstoffbilanzierung von entscheidender Relevanz ist (Böttcher et al. 2008, Thürig und Kaufmann 2010, Werner et al. 2010), wurde sie unter den gegebenen Möglichkeiten der Ökobilanzierung separat berechnet.

In den Arbeiten von Burschel et al. (1993) und Böswald (1996) wurde die Materialsubstitution nur für Bau- und Konstruktionsholz

angenommen, welches einer langlebigen Verwendung zukommt und keinen energieaufwendigen Produktionsprozess erfordert, wie z. B. spezielle Holzwerkstoffe. Burschel et al. (1993) verwendeten den Faktor 282 kg C m⁻³ Holz, den sie aus verschiedenen Quellen für den Bau einer Lagerhalle errechneten. Taverna et al. (2007) berechneten aus Ökobilanzen verschiedener Holzzeugnisse sowie deren Konkurrenzprodukten einen Mittelwert für die Materialsubstitution von 700 kg CO₂ m⁻³ Holz, der 190,7 kg C m⁻³ entspricht (Höllerl und Neuner 2011). Sie beschränkten sich nicht auf langlebiges Bauholz, sondern bezogen sowohl lang- als auch kurzlebige Holzprodukte mit ein. Dieser Wert wurde hier verwendet.

Die Materialsubstitution bemisst einen virtuellen Kohlenstoffspeicher. Es ist beispielsweise Kohlenstoff aus Erdöl, das im Boden verbleiben kann, weil der zusätzliche Energieaufwand zur Produktion aufwendigerer Baustoffe vermieden werden kann. Einmal verbautes Holz substituiert ab diesem Zeitpunkt eine gewisse Menge alternativen Baustoffs, und der Wert der Kohlenstoffeinsparung existiert ab diesem Zeitpunkt. Der Wert unterliegt in der Berechnung keinem Zerfall. Die Werte der Materialsubstitution kumulieren sich über die Eingriffe auf, seien sie regulär oder durch Kalamität verursacht.

Berücksichtigung von Ausfallrisiken und Aufarbeitungsgraden

Mögliche Ausfälle in den Fichtenbeständen durch Schneebruch, Windwurf oder Insektenbefall wurden mittels Überlebenswahrscheinlichkeiten von Beinhofer (2009) berechnet. Nachdem es bisher noch keine Kurven gibt, welche die Effekte waldbaulicher Behandlung berücksichtigen, wurden für die behandelte und die unbehandelte Variante dieselben Funktionen verwendet. Neben der waldbaulichen Behandlung haben viele weitere Parameter wie Klima, Bodenbeschaffenheit, Hangneigung und Exposition einen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit. Um die Bandbreite der Risiken abzudecken, wurden zwei verschiedene Risikoniveaus (moderat und hoch) angenommen (Tabelle 3). Im Gebirge sind die Ausfallrisiken generell etwas niedriger als im Flachland. Für diesen Bereich ist eher das moderate Risiko passend. Das hohe Risiko ist unter den aktuellen Gegebenheiten für die Bergregion als zu hoch anzusehen. Es stellt ein eher pessimistisches Szenario für das Flachland dar (vgl. Diskussion). Als Überlebenswahrscheinlichkeit (Ü) versteht man die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Waldbestand ein bestimmtes Zeitintervall überlebt (Dieter 1997). Nach Deegen (1994) ist die Ausfallwahrscheinlichkeit (A) entsprechend die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Waldbestand in dieser Zeit ausfällt. Die Überlebenswahrscheinlichkeit ist daher eins minus die Ausfallwahrscheinlichkeit.

Um ein gesamtes Bestandesleben unter Berücksichtigung des Ausfallrisikos zu betrachten, muss für Intervalle von einigen Jahren jeweils erneut die Ausfallwahrscheinlichkeit berechnet werden. In der vorliegenden Studie wurden 20-jährige Intervalle verwendet. Die Wahrscheinlichkeit A_x , mit der ein Bestand beliebigen Alters t in der nächsten Periode der Länge x ausfällt, kann man mittels folgender Formel berechnen (Beinhofer 2009):

$$A_x = \frac{\dot{U}_t - \dot{U}_{t+x}}{\dot{U}_t} \quad (2)$$

Aus Gründen der Programmierung von CO2FIX mussten reguläre Nutzungen im Alter 40, 60, 80, 100 Jahre und Kalamitätsnutzungen ein Jahr versetzt, d. h. ein Jahr später im Alter 21, 41, 61, 81, 101 Jahre eingestellt werden. Das Programm liest nicht zwei Zeilen mit gleichem Alter im Biomassemodul unter „thinning“, weshalb die unterschiedlichen Allokationen von regulärer und Kalamitätsnutzung nur auf diese Weise erreicht werden konnten.

Für die genannten Zeitpunkte wurde in behandelter und in unbehandelter Wuchserie berechnet, welche Kohlenstoffsequestrierung mit und ohne Berücksichtigung von Ausfallwahrscheinlichkeit vor-

Tab. 3. Formeln zur Berechnung der Überlebenswahrscheinlichkeit bei unterschiedlichen Kalamitätsrisiken nach Beinhofer (2009).
Survival probabilities at various hazard risks after Beinhofer (2009).

Kalamitätsrisiko	Funktion zur Berechnung der Überlebenswahrscheinlichkeit
Moderat	$\hat{U}(A) = 6 \cdot 10^{-8} \cdot A^3 - 4 \cdot 10^{-5} \cdot A^2 + 3 \cdot 10^{-4} \cdot A + 1$
Hoch	$\hat{U}(A) = -2,427 \cdot 10^{-7} \cdot A^3 - 5,898 \cdot 10^{-6} \cdot A^2 - 1,979 \cdot 10^{-3} \cdot A + 0,908$

liegt. Diese Methode berücksichtigt keine etwaigen Stabilisierungseffekte von Eingriffen (Beinhofer 2009). Analog zu Beinhofer (2009) und Höllerl (2009a) wurden die bedingten Ausfallwahrscheinlichkeiten benutzt, um in jeder Altersklasse den jährlich prognostizierten Schadholzanfall zu ermitteln, der in die entsprechende Verwertungslinie führt. Im Schadensfall reduziert sich gegenüber normalen Nutzungen die Aufarbeitungsquote, und die Verwertungsmöglichkeiten sind ggf. eingeschränkt (s. u.).

Um die gesamten Unsicherheiten der Kohlenstofffixierung in Form der Standardabweichung einzubeziehen, wurde auf das μ - σ -Prinzip zurückgegriffen. Es findet bei Entscheidungsproblemen zwischen Alternativen unter Unsicherheit Verwendung. Die nachfolgende Formel von Troßmann (1998) benennt den Zielwert, im vorliegenden Fall die Kohlenstoffsequestrierung des Bestandes unter moderatem und hohem Ausfallrisiko.

$$Z = \mu \mp a \cdot \sigma \quad (3)$$

Z = Zielwert (Kohlenstofffixierung)

μ = Mittelwert

σ = Standardabweichung

a = Wert zur Charakterisierung der Risikoeinstellung (= 1).

Der Zielwert ist dabei gleich dem Mittelwert, vermindert bzw. erhöht um die Standardabweichung. Der Mittelwert wird aus der C-Fixierung ohne Ausfall und der C-Fixierung mit Ausfall gebildet. Der Parameter a als Wert zur Charakterisierung der Risikoeinstellung wurde hier konstant mit eins angenommen.

Die Standardabweichung berechnet sich nach Kruschwitz (1990) folgendermaßen:

$$\sigma = \sqrt{p_1 \cdot (C_1 - \bar{C}) + (1 - p_1) \cdot (C_2 - \bar{C})} \quad (4)$$

σ = Standardabweichung, Maß für die Streuung

p_1 = bedingte Ausfallwahrscheinlichkeit (20-jähriges Intervall)

$1 - p_1$ = bedingte Überlebenswahrscheinlichkeit

C_1 = Kohlenstofffixierung bei moderatem/hohem Ausfallrisiko

C_2 = Kohlenstofffixierung ohne Ausfallrisiko

\bar{C} = Mittelwert (Erwartungswert) der Kohlenstofffixierung zwischen dem Wert ohne und mit Ausfallrisiko.

Aufarbeitung und Verwertung des Holzes im Kalamitätsfall

Im Kalamitätsfall sinkt der Anteil von genutztem am eingeschlagenen Holz durch die Entstehung von gebrochenem, gesplittertem oder anderweitig beschädigtem Holz. Dieses Holz wird oft aus Rentabilitätsgründen nicht aufgearbeitet. Ein weiterer Grund für eine unterlassene Aufarbeitung kann die Gesamtmasse des angefallenen Kalamitätsholzes sein. Bei großen Sturmereignissen ist eine annähernd vollständige Aufarbeitung wie bei einer regulären Nutzung oft nicht zu bewältigen. Deshalb verbleibt nach Kalamitäten ein höherer Holzanteil auf der Fläche im Vergleich zur regulären Nutzung, es steigt der sogenannte Nichtholz-Anteil (NH). Auch die Qualitäten der verkauften Sortimente sind z. T. verringert. Dieter (1997) berücksichtigte dies in seiner Untersuchung, indem er die erzielten

Deckungsbeiträge halbierte. Auch dieser Effekt kann dazu beitragen, dass nicht alles Holz aufgearbeitet wird.

Um eine realistische Einschätzung der Verwertung zu bekommen, wurden zwei Angehörige der Forstbetriebe Ruhpolding und Oberammergau mittels eines formlosen Interviews befragt (Baur 03.06.2011, Obermayer 27.06.2011). Hierbei stellte sich heraus, dass es bei der Aufarbeitung je nach Größe des Schadereignisses eine weite Spanne gibt. Kleinere Schadholzanfälle und Einzelwürfe werden in vielen Fällen nicht aufgearbeitet. Um dem Forstschutz Rechnung zu tragen, wird in solchen Fällen entrinde. Für flächige Schadereignisse stellte sich als plausible Annahme heraus, dass in Beständen der Bergmischwaldzone schätzungsweise 90 % des Kalamitätsholzes aufgearbeitet werden, wogegen 10 % auf der Fläche verbleiben und verrotten. Beim verwerteten Holz erhöht sich dabei der Industrielolzanteil um 30 % zu Lasten des Stammholzes. Diese Annahme wurde als Standardszenario angenommen. Des Weiteren wurden zwei Szenarien gerechnet, bei denen 50 % bzw. 0 % des Kalamitätsholzes aufgearbeitet werden.

Ergebnisse

Im Folgenden wird zunächst für die behandelte und die unbehandelte Wuchsreihe die Entwicklung der einzelnen Kohlenstoffspeicher über den Berechnungszeitraum gezeigt. Zur besseren Übersicht sind hier jeweils nur ein Risikoniveau und ein Aufarbeitungsszenario dargestellt. In einer Gesamtschau werden schließlich alle Varianten einander gegenübergestellt.

In der unbehandelten Variante (moderates Risiko, keine Aufarbeitung von Kalamitätsholz) setzt sich der gesamte Kohlenstoffspeicher aus Biomasse im Bestand und Bodenkohlenstoff zusammen (Abbildung 4). Im Mittel wird im stehenden Bestand ein Kohlenstoffspeicher von ca. 212 Mg C ha⁻¹ aufgebaut. Allerdings sorgen die Kalamitäten für eine hohe Unsicherheit von etwa ± 29 Mg C ha⁻¹. Solange der aufstockende Bestand noch nicht im gleichen Umfang Streu produziert, wie organische Substanz im Boden veratmet wird, nimmt die Bodenkohlenstoffspeicherung ab. Dieser Trend endet nach den ersten Jahren. Danach verhält sich der Kohlenstoffspeicher im Boden relativ konstant. Bei Kalamitäten kommt es allerdings zu plötzlichen Erhöhungen im Speicher. Diese entstehen dadurch, dass CO2FIX das Kalamitätsholz in der Bilanz gleich dem Bodenkohlenstoff zuschreibt. In dem Maße, wie das Holz zersetzt und der Kohlenstoff freigesetzt wird, sinkt der Speicher im Boden wieder ab.

In der behandelten Variante sind bei der Bilanzierung der Kohlenstoffspeicher neben Biomasse und Boden (Abbildung 5a) auch Produktspeicher (Abbildung 5b) sowie Material- und Energiesubstitution (Abbildungen 5c und 5d) zu berücksichtigen. Die Speicher von Biomasse und Boden zeigen ähnliche Entwicklungen wie in der unbehandelten Variante. Allerdings erreicht der Speicher in der Biomasse aufgrund der Holzentnahmen mit ca. 158 MgC/ha nicht das Level der unbehandelten Variante. Die Streuung ist mit etwa ± 18 Mg C ha⁻¹ deutlich geringer. Die regulären Nutzungen mildern die Schwankungen durch Kalamitäten ab. Die Aufarbeitung des

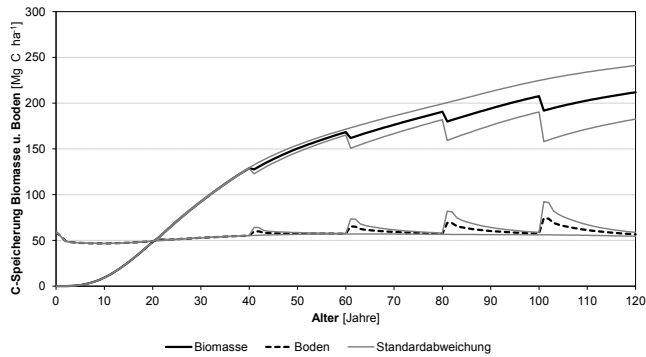


Abb. 4. Kohlenstoffsequestrierung in Biomasse (obere Linien) und Boden (untere Linien) in der unbehandelten Variante ohne Aufarbeitung von Kalamitätsholz. Schwarz: Mittelwert, grau: Standardabweichung. Carbon sequestration in biomass (upper lines) and soil (lower lines) of untreated stands without salvage logging. Black: medium values, grey: standard deviation.

Schadholzes führt dazu, dass die Erhöhung des Bodenkohlenstoffes im Kalamitätsfall wesentlich geringer ausfällt als in der unbehandelten Variante. Hier wird durch CO2FIX nur der Kohlenstoff aus dem Schlagabraum dem Boden zugerechnet.

Periodische Nutzungen füllen regelmäßig den Produktspeicher auf, der zwischenzeitlich eine Größenordnung von ca. 40 Mg C ha^{-1} annimmt. Durch Abnutzung der Produkte nimmt er nach den Anstiegen wieder ab. Dies geschieht unmittelbar nach den Anstiegen zunächst schneller, während der Kohlenstoff aus den kurzlebigen Produkten frei wird. Danach verlangsamt sich die Leerung des Produktspeichers, weil der Kohlenstoff aus den langlebigen Produkten nur sukzessive frei wird. Am Ende des Berechnungszeitraumes sind in Produkten noch $25 \pm 7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ gebunden.

Die Effekte von Material- und Energiesubstitution sind im Gegensatz zum Effekt der Produktspeicherung nicht zeitlich begrenzt. Vermiedene Emissionen bleiben dauerhaft wirksam. Aus diesem Grund steigen die virtuellen Kohlenstoffspeicher von Material- und Energiesubstitution stufenweise an und erreichen schließlich Größenordnungen von $33 \pm 4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ bzw. $43 \pm 7 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Im Fall der Energiesubstitution gibt es auch zwischen den periodischen Eingriffen leichte Anstiege, da abgenutzte Produkte im Sinne der Kaskadennutzung energetisch verwendet werden.

Tabelle 4 enthält die Gesamtsequestrierung aller Varianten nach einem Produktionszeitraum von 120 Jahren inkl. der zugehörigen Standardabweichungen. Grundsätzlich können in den Beständen innerhalb dieses Zeitraums über 300 Mg C ha^{-1} sequestriert werden. Darüber hinaus ist erkennbar, dass sich Kalamitäten generell negativ auf die Gesamtsequestrierung auswirken. Das obere Ende der Fehlerbalken in Abbildung 6 entspricht jeweils der Situation ohne Eintritt einer Kalamität. Das untere Ende repräsentiert den „worst case“ wenn alle theoretisch möglichen Kalamitäten eintreten würden.

Die Aufarbeitung von Schadholz hat entscheidende Auswirkungen auf den Kohlenstoffbindungseffekt der Kalamitäten. Je mehr Holz nach einer Kalamität liegen bleibt und nicht genutzt wird, desto weiter sinkt die Gesamtsequestrierung ab. Dies ist im Wesentlichen auf ausbleibende Substitutionseffekte zurückzuführen.

In den behandelten Varianten ist die Gesamtsequestrierung bis auf eine Ausnahme immer höher als in den entsprechenden unbehandelten Varianten. Lediglich bei hoher Ausfallwahrscheinlichkeit und hoher Aufarbeitungsrate von Kalamitätsholz wird in der unbehandelten Variante mehr Kohlenstoff gebunden als in der behandelten. In den anderen Fällen wird im behandelten Szenario zwischen

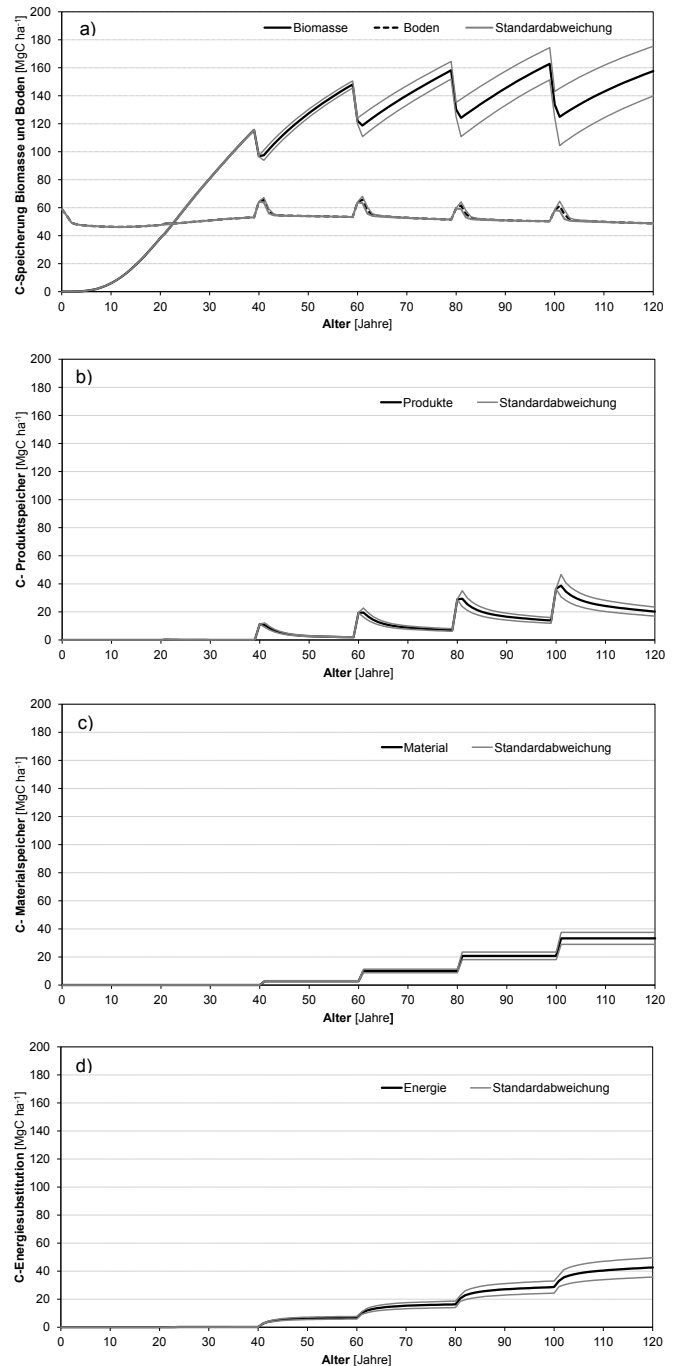


Abb. 5. Kohlenstoffsequestrierung in der behandelten Variante bei 90 % Aufarbeitung von Kalamitätsholz. Schwarz: Mittelwert, grau: Standardabweichung. a: Biomasse (obere Linien) und Boden (untere Linien), b: Produktspeicher, c: Materialsubstitution, d: Energiesubstitution.

Carbon sequestration of treated stands with 90% salvage logging. Black: medium values, grey: standard deviation. a: biomass (upper lines) and soil (lower lines), b: carbon stock in wood products, c: virtual C-pool consisting out of avoided emissions by substitution of non-wood products, d: virtual C-pool consisting out of avoided emissions by substitution of fossil fuels.

Tab. 4. Gesamt-C-Sequestrierungen und Standardabweichungen aller Varianten über einen Produktionszeitraum von 120 Jahren [Mg C ha⁻¹].
Total carbon sequestration and standard deviation of all scenarios after a rotation period of 120 years [Mg C ha⁻¹].

Variante	Ausfallrisiko	Szenario Kalamitätsaufarbeitung	Gesamt-C-Sequestrierung inkl. Materialsubstitution	Standardabweichung	Differenz zu entsprechender unbehandelter Variante inkl. Materialsubstitution (%)
Behandelt	Moderat	90 % – hoch	302,5	7,6	+ 1,7
		50 % – mittel	295,3	11,9	+ 3,7
		0 % – null	286,3	17,2	+ 6,7
	Hoch	90 % – hoch	299,9	17,8	- 0,2
		50 % – mittel	283,7	27,2	+ 4,7
		0 % – null	263,5	39,0	+ 12,4
Unbehandelt	Moderat	90 % – hoch	297,4	8,4	
		50 % – mittel	284,8	16,8	
		0 % – null	268,4	27,2	
	Hoch	90 % – hoch	300,4	19,5	
		50 % – mittel	271,1	38,0	
		0 % – null	234,4	61,6	

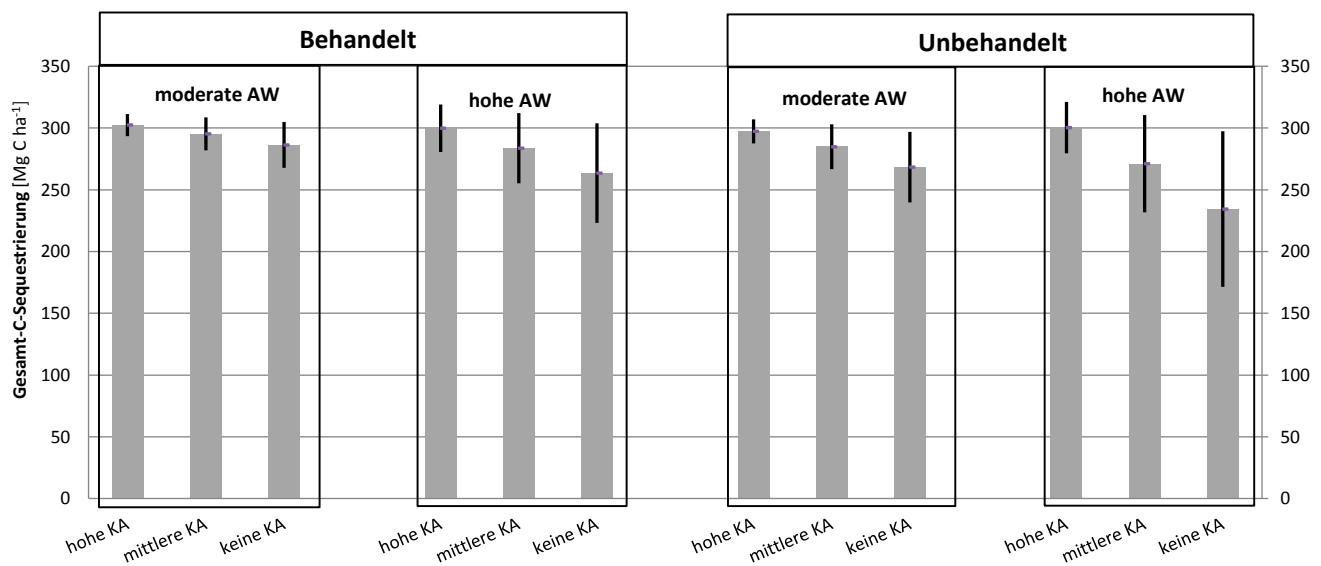


Abb. 6. Gesamt-C-Sequestrierung aller Varianten [MgC/ha] nach einem Produktionszeitraum von 120 Jahren. AW = Ausfallwahrscheinlichkeit, KA = Aufarbeitung von Kalamitätsholz (hohe = 90 %, mittlere = 50 %, keine = 0 %).

Total carbon sequestration [MgC/ha] after a rotation period of 120 years. AW = probability of hazard, KA = salvage logging (hohe = 90 %, mittlere = 50 %, keine = 0 %).

1,7 % und 12,4 % mehr Kohlenstoff sequestriert (Tabelle 4). Je höher das Ausfallrisiko und je weniger Kalamitätsholz aufgearbeitet wird, desto größer ist die Differenz zuungunsten der unbehandelten Varianten.

Die Kalamitäten haben nicht nur im Hinblick auf die Mittelwerte ungünstigere Auswirkungen auf die unbehandelten Szenarien. Auch die Streuung steigt hier mit zunehmendem Risiko und abnehmender Aufarbeitung mit bis zu 62 Mg C ha⁻¹ deutlich stärker an als in den behandelten Szenarien (39 Mg C ha⁻¹).

Diskussion

Methodendiskussion

Mit dem Programm CO2FIX wurde bei dieser Studie auf ein international anerkanntes Programm zur Bilanzierung der Kohlenstoffsequestrierung zurückgegriffen (Mohren und Klein-Goldewijk 1990, Masera et al. 2003, Schelhaas et al. 2004). Neben CO2FIX gibt es weitere Programme zur Kyoto-konformen Bilanzierung. So kamen in einem Projekt von Carbonpro (2007) folgende Programme zum Einsatz: CO2FIX (Italien, Deutschland und Kroatien), Biome BGC

(Italien und Ungarn), Gotilwa+ (Slowenien), Roth C (Italien), WBE (Italien), Gorcam (Österreich), MASSIMO (Schweiz).

In der vorliegenden Studie wurde CO2FIX gewählt, da es seit Mohren und Klein-Goldewijk (1990) über einen langen Zeitraum entwickelt wurde, international anerkannt ist und neben seiner Benutzerfreundlichkeit einen für die Fragestellung günstigen Funktionsumfang und Auflösungsgrad besitzt. Zudem wurde es im (nord-) europäischen Raum entwickelt, und es bestehen Studien aus Mitteleuropa, die das Programm bereits erfolgreich einsetzen, z. B. Karjalainen et al. (2002). Ziel der Arbeit war auch, den Bodenkohlenstoff mit einzubeziehen. Hierzu beinhaltet CO2FIX das Bodenmodell YASSO (Liski et al. 2005), welches im Schweizer Alpenraum bereits erfolgreich validiert wurde (Thürig et al. 2005). Nachdem die einzelnen Module in CO2FIX genau parametrisiert werden müssen und es viele detaillierte Stellschrauben gibt, kann das Programm gut an Ausgangssituation sowie Wuchsbedingungen angepasst werden.

Berechnungen der Totholzvorräte

Mit den Wuchsreihen aus Hölllerl (2009a) standen in den meisten für CO2FIX relevanten Bereichen sehr umfangreiche und detaillierte Daten zur Verfügung. Gewisse Einschränkungen müssen allerdings im Bereich des Totholzes gemacht werden. Dies betrifft die Totholzentwicklung in den ersten Jahren der Wuchsreihen und die generelle Totholzentwicklung in der behandelten Variante. Nachdem bei Hölllerl (2009a) nur das stehende Totholz aufgenommen worden war, fehlen für die jüngsten Stadien der Wuchsreihen Startwerte für das liegende Totholz. In diesen ca. 40 Jahre alten Beständen war jedoch kaum liegendes Totholz vorhanden. Der Großteil der abgestorbenen Bäume wurde noch im stehenden Zustand aufgenommen.

Die Totholzentwicklung in der behandelten Wuchsreihe scheint mit Blick auf Abbildung 3 in den höheren Altern ab ca. 80 Jahren überschätzt zu sein. Ursächlich hierfür kann eine zu geringe Datenbasis in diesem Altersbereich sein. Die Form der Kurve wird hier nur durch einen Punkt im Alter von 83 Jahren bestimmt. Grundsätzlich sind auch in den behandelten Bergwaldbeständen höhere Totholzvorräte vorzufinden als im Flachland, aber es wäre denkbar, dass dieser Bestand eine Sondersituation darstellt. Es sind auch Szenarien vorstellbar, bei denen der Totholzvorrat in behandelten Beständen ab einer gewissen Vorratshöhe mehr oder konstant gehalten wird. Sollte der Totholzanteil aufgrund des hohen Messwertes im Alter 83 in diesem Bereich etwas überschätzt sein, so wäre der Fehler in der Kohlenstoffbilanz jedoch sehr klein. Dieses Holzvolumen wäre in CO2FIX dem Totholz zugeordnet und mit einer Zersetzungsrate versehen worden anstatt es weiter im stehenden Bestand zu führen. Dadurch hätte sich eine kleine Unterschätzung der Sequestrierung in der behandelten Variante ergeben.

Grundsätzlich lässt sich auch die Frage stellen, ob die Bertalanffy-Funktion geeignet ist zum Ausgleich solcher Totholzentwicklungen. Die Funktion nähert sich einem Wert asymptotisch an und hat ihren Wendepunkt bei ca. ein Drittel der Asymptote (Pretzsch 2009), wobei diese Lage des Wendepunktes für die Totholzentwicklung biologisch nicht ohne Weiteres begründbar ist. Die asymptotische Annäherung ist insofern kritisch zu sehen, als dieser Prozess in einem alternden unbehandelten Fichtenbestand nicht beliebig anhalten wird. Hier wird es auch Phasen geben, in denen der Totholzvorrat wieder zurückgeht. Es kann also nicht generell gefolgert werden, dass die Bertalanffy-Funktion die Totholzentwicklung optimal beschreibt. Sie stellt lediglich eine Funktion zum plausiblen Ausgleich im Bereich der gemessenen Daten dar. Eine Extrapolation über diesen Bereich hinaus bedürfte einer genaueren Prüfung.

Berücksichtigung des Bodenkohlenstoffes

Der Boden-C wurde durch das CO2FIX-integrierte Modell YASSO (Liski et al. 2005) modelliert. Es wurde über Klimadaten aus der Region parametrisiert, auf Nadelbäume eingestellt und nach Festlegung eines Startwertes an Bodenkohlenstoff („initial carbon“) unverändert belassen. Demnach wurde der Boden-C-Gehalt entsprechend den Klimaverhältnissen, den Streueinträgen von Feinwurzeln, Nadeln, Ästen sowie durch Schlagabraum und belassene Nutzungen simuliert. Die gewonnenen Werte müssen insbesondere aus folgenden Gründen als grob vereinfachend betrachtet werden: Als zugrunde liegender Bodentyp wurde jener gewählt, der den Standorten der Untersuchungsbestände am ehesten entspricht. Dies war ein Braunerde-Hangpseudogley mit einem Boden-C-Gehalt von 59 Mg C ha^{-1} (Schubert 2002). Dieser Standort kann selbstverständlich nicht als vollständig repräsentativ für die Bergmischwaldzone gelten. Eine Veränderung des Boden-C-Startwertes wirkt sich direkt auf die Höhe der C-Gesamtsequestrierung aus. In welche Richtung diese Änderung aber gehen müsste, um die Repräsentativität zu erhöhen, ist nur äußerst schwierig festzumachen. So haben ärmere Standorte nicht zwingend geringere Boden-C-Anteile. Von daher besteht aus dieser Sicht ein großer Spielraum, wie folgende Beispiele für gängige Standorte der Bergmischwaldzone der Nordalpen belegen. Rehfuess (1990) gibt für eine Mullrendzina aus Hauptdolomitschutt unter Fichte in den Kalkalpen (950 m ü. NN) einen C_{org} -Vorrat bis 1 m Tiefe von 176 Mg C ha^{-1} an, also 117 Mg C ha^{-1} mehr als in der vorliegenden Studie angenommen. Von den 176 Mg C ha^{-1} entfallen allein 158 Mg C ha^{-1} (90 %) auf den Ah-Horizont. Für eine Terra-Fusca aus Hauptdolomitschutt unter Fichte in den Kalkalpen (860 m ü. NN) gibt er einen C_{org} -Vorrat bis 1 m Tiefe von 93 Mg C ha^{-1} an, wobei sich davon 88 Mg C ha^{-1} (95 %) im Ah-Horizont befinden.

Schubert (2002) gibt für die Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) 45 (Murnau, 1.180 m ü. NN), eine südwestexponierte Braunerde unter einem Galio-rotundifolii-Abietetum, einen C_{org} -Vorrat von 110 Mg C ha^{-1} an. Davon entfallen 82 % auf die Auflage und 18 % auf den Mineralboden. Für die BDF 47 (Kreuth), eine südexponierte, schwach podsolige Braunerde (1.300 m ü. NN) über Jura unter Aposerido-Fagetum gibt er einen C_{org} -Vorrat von 77 Mg C ha^{-1} an.

Beachtet werden muss, dass es sich bei dem für die Einstellung des Boden-C-Startwertes ausgewählten Bodentyp und allen verglichenen Böden immer um Einzelprofile handelte. Die standörtlichen Verhältnisse im Gebirge weisen z. B. durch Kleinstrukturiertheit des Reliefs eine sehr hohe Variabilität pro Raumeinheit auf, weshalb selbst diese Daten mit hohen Unsicherheiten behaftet sind.

Aus den Vergleichen wird aber vor allem folgendes deutlich: Mit 59 Mg C ha^{-1} eines Braunerde-Hang-Pseudogleys entsprechend BDF 46 (Schubert 2002) wurde ein Boden-C-Startwert eingestellt, der eher am unteren Rand der gemessenen Werte ähnlicher, ebenfalls möglicher Standorte liegt. Dieser konservative Startwert verhindert in jedem Fall eine Überschätzung der C-Gesamtsequestrierung der Bestände.

Eine über normale Prozesse im Boden hinaus gehende Kohlenstofffreisetzung durch Humusabbau bzw. Bodendegradation wird im Modell nicht erfasst. Solche Prozesse treten v. a. durch plötzlichen Freiflächencharakter in Waldbeständen auf, verursacht durch Kahlliebe, Windwürfe (Lüscher 2002) und auch durch reguläre Nutzungen in Abhängigkeit der Eingriffsstärke.

CO2FIX unterstellt immer bereits im Jahr nach der Nutzung erneutes Wachstum entsprechend dem altersabhängigen laufenden jährlichen Zuwachs, weshalb der Boden-C-Speicher sofort wieder in Füllung begriffen ist. Zudem werden verjüngungsfeindliche Regime wie Südexponiertheit, hohe Schalenwildichte, Gras- oder Farnbewuchs und Schneegleiten etc. nicht berücksichtigt.

Berücksichtigung von Materialsubstitution

Der Effekt der Materialsubstitution wurde schon verschiedentlich quantifiziert, und es wurde schon mehrfach festgestellt, dass Kohlenstoffbilanzen von bewirtschafteten Wäldern ohne Berücksichtigung von Materialsubstitution unvollständig sind (Burschel et al. 1993, Schulte et al. 2001, Wegener und Zimmer 2001, Meuli 2005, Taverna et al. 2007, Böttcher et al. 2008, Thürig und Kaufmann 2008, Thürig und Kaufmann 2010, Werner et al. 2010).

Die erzielte Einsparung durch die Materialsubstitution hängt ab vom substituierten Material, der verbauten Menge, der Lebensdauer des Bauwerks oder Produkts und dem Unterhaltsaufwand. Besonders energieaufwendig in der Herstellung sind unter anderem Leichtmetalle wie Aluminium mit ca. 70-fachem Energieaufwand pro Tonne im Vergleich zu Nadelstannittholz (Burschel et al. 1993).

Die Vernachlässigung der Materialsubstitution in CO2FIX liegt darin begründet, dass das Programm auf die Kyoto-Protokoll-konforme Bilanzierung ausgelegt ist. Das Kyoto-Protokoll erkennt die Materialsubstitution nicht an. Nach Artikel 3.3 (UNFCCC 1998) und nach den Abkommen der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC 2003) in Bonn und Marrakesch werden bis 2012 nur erhöhte Kohlenstoffspeicher durch Vorratsaufbau anerkannt.

Hauptgrund für die Vernachlässigung der Materialsubstitution liegt in der Unklarheit darüber, ob dem Importeur oder dem Exporteur von Holz der damit verbundene Substitutionseffekt des Materials gutgeschrieben wird (UNFCCC 2003). Dies ist jedoch ein politisches Problem und ändert nichts an der Existenz des Effektes der Materialsubstitution. Folgerichtig wurde in dieser Studie die Materialsubstitution zusätzlich berechnet und auf die Ergebnisse von CO2FIX aufsummiert. Dabei wurden mit den Angaben von Taverna et al. (2007) relativ konservative Werte für Materialsubstitution angenommen. Eine Metastudie von Sathre und O'Connor (2010) listet einige Autoren auf, die zu höheren Werten gekommen sind.

Berücksichtigung von Ausfallrisiken

In der Kohlenstoffbilanz wurden die Auswirkungen von Kalamitäten durch Verwendung der Ausfallwahrscheinlichkeiten bei Fichtenbeständen nach Beinhofer (2009) und unter Anwendung des μ - σ -Prinzips (Trossmann 1998) implementiert. Da der Erwartungswert als Mittelwert der Sequestrierung mit und der ohne Berücksichtigung der Ausfallwahrscheinlichkeit angegeben wurde, befindet sich dieser schon von vornherein auf einem niedrigeren Niveau als Werte von Studien, die das Risiko außer Acht lassen. Eine Abschätzung der Streuung der Kohlenstoffsequestrierung in Abhängigkeit der Behandlung ist in dieser Form neu.

Li et al. (2003) untersuchten die Nettoprimärproduktion kanadischer Wälder mittels eines Carbon-Budget-Modells und kamen ebenfalls zu dem Schluss, dass eine Kohlenstoffbilanzierung ohne Einbezug von Ausfallrisiken die potenzielle Kohlenstoffsequestrierung überrepräsentiert. Weiss et al. (2000) gaben in der Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes die Gesamtmengen sequestrierten Kohlenstoffs samt Fehlerbreiten an. Die Fehlerbreiten resultieren jedoch aus der statistischen Unsicherheit der Waldinventurdaten und der Unsicherheit in Konversionsfaktoren, nicht aus Ausfallrisiken.

Thürig et al. (2005) untersuchten in einer Simulationsstudie den Einfluss von Windwürfen und unterschiedlichen Behandlungsvarianten auf die Kohlenstoffsequestrierung in Schweizer Wäldern. Zur Simulation des Einflusses von Kalamitäten steigerten sie den Anteil der Zufallsnutzungen als naturbedingtem Einschlag im Vergleich zu regulären Nutzungen. Sie gaben den Standardfehler der Prognose des Bodenkohlenstoffs durch das Modell YASSO über den Unterschied zwischen gemessenen Boden-C-Werten und prognostizierten Werten an. Sie berechneten jedoch keine Streuungen, die aufgrund des Auftretens von Kalamitäten in der C-Sequestrierung entstehen.

Diskussion der Ergebnisse*Übertragbarkeit auf Bestände im Flachland*

Die Ergebnisse sind in weiten Teilen auch auf wüchsige Fichtenbestände im Flachland übertragbar. Die Standorte der Aufnahmebestände für die Wuchsreihen sind entweder tiefgründige und nährstoffreiche Böden des Kalkalpins oder Flyschstandorte (Tabelle 1). Höllerl (2009a) stellte die Vorratsentwicklung in der behandelten Wuchsreihe der ertragstafelgemäßen Vorratsentwicklung nach Assmann und Franz (1963) gegenüber. Die Volumenentwicklung im stehenden Bestand lag hierbei zwischen den Entwicklungen bei Oberhöhenbonität 36 und 32 (mittleres Ertragsniveau).

Gewisse Unterschiede gibt es im Bereich Totholz und Bodenkohlenstoff. Aufgrund der niedrigeren Temperaturen und der kürzeren Vegetationsperiode im Gebirge sind dort die Umsetzungsprozesse im Boden und im Totholz etwas langsamer. Übertragen auf die Verhältnisse im Flachland, würde das bedeuten, dass hier Kalamitäten noch etwas negativere Auswirkungen auf die Kohlenstoffsequestrierung hätten, da der Kohlenstoff aus liegendem Holz schneller frei würde.

Bei der Holznutzung kann man aufgrund der flexiblen und vernetzten Holzmärkte von den gleichen Verhältnissen wie im Flachland ausgehen. Sämtliche potenziellen Verwendungsmöglichkeiten für Fichtenholz können auch vom Gebirge aus erreicht werden.

Die beiden Risikoniveaus bilden eine große Bandbreite an möglichen Kalamitäten ab. Höllerl (2009a) stellte fest, dass reine Fichtenbestände im Gebirge tendenziell stabiler sind als Fichtenbestände im Flachland. Auch er benutzte Überlebenswahrscheinlichkeiten, allerdings um finanzielle Ausfälle zu quantifizieren (Höllerl 2009b). Er verprobte das von ihm verwendete niedrige Risikoniveau anhand tatsächlicher Anfälle von Kalamitätsholz in drei Gebirgsbetrieben über 13 Jahre. Die anhand der gewählten Wahrscheinlichkeit prognostizierten Ausfälle stimmten relativ gut mit den tatsächlichen Ausfällen überein. Das im vorliegenden Artikel verwendete moderate Risiko liegt etwas über dem von Höllerl verwendeten. Unter Berücksichtigung gestiegener Gefährdungspotenziale, beispielsweise durch den Borkenkäfer, der in immer höhere Lagen vordringt, lässt es sich aber gut auf Gebirgsverhältnisse anwenden. Das hohe Risikoniveau ist für Gebirgsverhältnisse zu hoch. Es bildet eher ein pessimistisches Szenario im Flachland ab. Vor dem Hintergrund gestiegener und steigender Risiken für die Fichte im Zusammenhang mit dem Klimawandel ist dieses Szenario aber nicht unrealistisch.

Behandelte und unbehandelte Bestände unter dem Einfluss von Kalamitäten

Die Ergebnisse der Studie machen deutlich, dass Kalamitäten generell negative Effekte auf die C-Sequestrierung von Waldbeständen haben. Diese Effekte sind umso stärker ausgeprägt, je geringer die Aufarbeitungsquote beim Schadholz ausfällt. Unbehandelte Bestände, deren Kohlenstoffbilanz auch ohne Kalamitäten etwas schlechter ausfällt als die Bilanz von behandelten Beständen, sind von den Kalamitäten stärker betroffen. Besonders die Unsicherheit der Speicherwirkung in Form der Standardabweichung wird durch mögliche Schadereignisse deutlich erhöht. Dieser Effekt ist darin begründet, dass die regulären Einschlüsse in den behandelten Beständen ähnlich wie bei finanziellen Bewertungen solcher Bestände (Höllerl 2009b) eine puffernde Wirkung auf die Standardabweichung haben. Holz-mengen, die im Rahmen regulärer Eingriffe geerntet wurden, können bei Kalamitäten nicht mehr als Schadholz anfallen. So kommt es, dass die Ausfallrisiken einen negativeren Effekt auf unbehandelte Bestände haben, obwohl die Formeln für die Ausfallwahrscheinlichkeit identisch mit denen der behandelten Bestände sind. Stabilisierende Effekte von Durchforstungsmaßnahmen wurden nicht in Ansatz gebracht, da es bisher keine Überlebenswahrscheinlichkeiten

gibt, die dies berücksichtigen. Stünden solche Wahrscheinlichkeiten zur Verfügung, würden die behandelten Bestände noch eine etwas höhere Gesamtsequestrierung aufweisen.

Die genannten Unterschiede in der Kohlenstoffsequestrierung von behandelten und unbehandelten Beständen sind auch insofern von Bedeutung, als sie den häufig pauschal getroffenen Aussagen widersprechen, die das Nicht-Nutzen von Wäldern als kohlenstoffoptimal herausstellen. Dies ist nach den vorliegenden Ergebnissen nicht der Fall, selbst wenn man den gleichen Aufarbeitungsgrad an Kalamitätsholz unterstellt. Die Bestände einer echten Stilllegungsvariante würden allerdings noch deutlich weniger Kohlenstoff sequestrieren als die Bestände einer kohlenstoffoptimierten Nutzungsvariante. Bei der Stilllegung müsste man konsequenterweise auch die Aufarbeitung von Kalamitätsholz unterlassen, während man in der Nutzungsvariante möglichst viel Schadholz nutzen würde (Standorte mit eingeschränkter Nährstoffausstattung, bei denen ggf. Schadholz zur Sicherung der Produktionskraft belassen werden muss, sind bei dieser Betrachtung ausgeschlossen). In Tabelle 4 wäre demnach die Behandlungsvariante mit 90 % Schadholzaufarbeitung der Nicht-Behandlungsvariante bei 0 % Aufarbeitung gegenüberzustellen. Bei moderatem Risiko wären dies $302,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 7,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (behandelt) gegenüber $268,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 27,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (unbehandelt) und bei hohem Ausfallrisiko $299,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 17,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (behandelt) gegenüber $234,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 61,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (unbehandelt).

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung bedanken wir uns beim Kuratorium für forstliche Forschung in Bayern. Herzlichen Dank den Gutachtern für ihre konstruktiv kritischen Verbesserungsvorschläge.

Widmung

Dieser Artikel ist Herrn Prof. Dr. Drs. h. c. Peter Burschel zu seinem 85. Geburtstag gewidmet, der zusammen mit seinen Mitautoren 1993 Pionierarbeit auf dem Sektor der Kohlenstoffbilanzierung von Waldbeständen und Holzprodukten geleistet hat (Burschel et al. 1993).

Literatur

- Assmann E., Franz F. 1963. Vorläufige Fichtenertragstafel von Bayern. Institut für Ertragskunde der Forstl. Versuchsanstalt, München
- Baier R., Göttlein A. 2006. Verjüngung der Fichte im naturnahen Bergmischwald und auf Schutzwald-Sanierungsflächen. *AFZ/DerWald* 61, 820-823
- Bauer J., Zormaier F., Borchert H., Burger F. 2006. Energieholzmarkt Bayern – Analyse der Holzpotenziale und der Nachfragestruktur. *LWF Wissen* 53, Freising
- Baur R. 03.06.2011. Erhöhung des Anteils an Schlagabraum und Nichtholz auf Waldflächen der Bergmischwaldzone nach Kalamitäten im Vergleich zu regulären Nutzungen. Oberammergau, Formloses Interview an J. Bork
- Beinhofer B. 2009. Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft – Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation. TU München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
- Borchert H. 2005. Holzaufkommensprognose für Bayern. *LWF Wissen* 50, Freising
- Bosshard H.H. 1982-1998. *Holzkunde*. Stuttgart
- Böswald K. 1996. Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. *Forstliche Forschungsberichte München* 159
- Böttcher H., Freibauer A., Obersteiner M., Schulze E.D. 2008. Uncertainty analysis of climate change mitigation options in the forestry sector using a generic carbon budget model. *Ecological Modelling* 213, 45-62
- Burschel P., Kürsten E., Larson B.C. 1993. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München* 126
- Carbonpro.org 2007. Modelle zur Kohlenstoffbilanzierung und Kyoto-konforme Managementstrategien. Carbonpro.org
- Deegen P. 1994. Beitrag zur Analyse und Berechnung von Risiko am Einzelbestand. *Forstarchiv* 65, 280-285
- Dieter M. 1997. Berücksichtigung von Risiko bei forstbetrieblichen Entscheidungen. Frankfurt am Main. *Schriften zum Forstökonomie* 16
- Dixon R.K., Brown S., Houghton R.A., Solomon A.M., Trexler M.C., Wisniewsky J. 1993. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263, 185-190
- Ewald J. 1999. Die standortsökologisch fundierte Pflanzensoziologie als Erkenntnisquelle für den naturnahen Waldbau – das Beispiel der Standortsgliederung für das bayerische Hochgebirge. *Freiburger Forstliche Forschungsberichte* 16, 27-38
- Ewald J., Binner S. 2007. Werkzeuge zur Bestimmung der Waldtypen im bayerischen Hochgebirge. *Walökologie online* 5, 25-77
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations) 2010. *Global forest resources assessment 2010*. Rome
- Franke R. 1999. Zum Recycling von Holzspanplatten und mitteldichten Faserplatten. Dissertation Univ. Göttingen
- Fürstenau C., Badeck F.W., Lasch P., Lexer M.J., Lindner M., Mohr P., Suckow F. 2007. Multiple-use forest management in consideration of climate change and the interests of stakeholder groups. *Eur. J. Forest. Res.* 126, 225-239
- Hahn J., Schardt M. 2009. Der Energieinhalt von Holz und seine Bewertung. *LWF Merkblatt* 12
- Hera U., Rötzer T., Zimmermann L., Schulz C., Maier H., Weber H., Kölling C. 2012. Klima en détail. Neue, hochaufgelöste Klimakarten bilden wichtige Basis zur klimatischen Regionalisierung Bayerns. *LWF Aktuell* 86, 34-37
- Hofer P., Taverna R., Werner F. 2008. Nutzung des geernteten Holzes – Substitution und Senkenwirkung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 288-295
- Hölllerl S. 2009a. Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. *Forstliche Forschungsberichte München* 207
- Hölllerl S. 2009b. Berücksichtigung finanzieller Aspekte bei waldbaulichen Entscheidungen – eine Fallstudie für reine Fichtenbestände in der Bergmischwaldzone. *Forstarchiv* 80, 4-14
- Hölllerl S., Neuner M. 2011. Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors bewirtschafteter und unbewirtschafteter Bergmischwälder der Bayerischen Alpen. *Forstarchiv* 82, 142-154
- Karjalainen T., Pussinen A., Liski J., Nabuurs G.J., Erhard M., Eggers T. 2002. An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *Forest Ecology and Management* 162, 87-103
- Klein D., Schulz C., Hölllerl S., Blaschke M. 2013. The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation – a model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. *Forests* 4, 43-69
- Kruschwitz L. 1990. *Investitionsrechnung*. 4. Aufl. München
- Kurz W.A., Dymond C.C., Stinson G., Rampley G.J., Neilson E.T., Carroll A.L., Ebata T., Safranyik L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452, 987-990
- Li Z., Apps M.J., Kurz W.A., Banfield E. 2003. Temporal changes of forest net primary production and net ecosystem production in west central Canada associated with natural and anthropogenic disturbances. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 2340-2351
- Liski J., Palosuo T., Peltoniemi M., Sievanen R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189, 1-2
- Lüscher P. 2002. Humus dynamics and changes in rooting patterns in windthrow areas. *Forest, Snow and Landscape Research* 77, 49-59
- Mantau U., Wagner J., Baumann J. 2005. Stoffstrommodell Holz: Aufkommen und Verwertungswege für Altholz in Deutschland. *Müll und Abfall* 37, 309-315
- Marutzky R., Seeger K. 2002. *Energie aus Holz und anderer Biomasse. Grundlagen, Technik, Emissionen, Wirtschaftlichkeit, Entsorgung, Recht*. Leinfelden-Echterdingen
- Masera O., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Liski J., Nabuurs G.J., Pussinen A., Jong B.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164, 177-199
- Meuli K. 2005. Wer mit Holz baut, schützt das Klima. *Umwelt* 3, 36-37
- Mohren G.M.J., Klein-Goldewijk C.G.M. 1990. CO2FIX: a dynamic mod-

- el of the CO₂-fixation in forest stands. De Dorschkamp Report 624
- Mund M., Schulze E.-D. 2006. Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (*Fagus sylvatica*) forests. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 177, 47-63
- Muukkonen P., Lehtonen A. 2004. Needle and branch biomass turnover rates of Norway spruce (*Picea abies*). *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2517-2527
- Nabuurs G.J., Mohren G.M.J. 1993. Carbon fixation through forestation activities: a study of the carbon sequestering potential of selected forest types, commissioned by the Foundation Face. IBN Research Report 93/4
- Nabuurs G.J., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Lapveteläinen T., Liski J. 2002. CO2FIX V2.0 – manual of a model for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. Wageningen ALTErrA Report 445
- Obermayer F. 27.06.2011. Kalamitätsnutzungen in der Bergmischwaldzone – Anteile belassenen Holzes und Qualitätsminderung des genutzten Holzes. Ruhpolding. mündlich an J. Bork
- Palosuo T. 2008. Soil carbon modelling as a tool for carbon balance studies in forestry. Dissertation. University of Helsinki, Department of Forest Ecology
- Pretzsch H. 2001. Modellierung des Waldwachstums. Berlin
- Pretzsch, H. 2009. Forest dynamics, growth and yield. Berlin u. Heidelberg
- Profft I., Arenhövel W., Seiler M. 2007. Wald & Holz – Potenzial für den Klimaschutz in Thüringen. In: Klimaschutz und Klimawandel. Rolle der Forstwirtschaft. Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, Mitteilungen 29, 42-65
- Rehfuess, K.E. 1990. Waldböden. Hamburg u. Berlin
- Röder H., Steinbeis E., Borchert H., Wellhausen K., Mai W., Kollert W., Jentsch A., Woest A., Weber-Blaschke G., Fiedler S. 2008. Abschlussbericht Cluster Forst und Holz in Bayern – Ergebnisse der Cluster-Studie 2008. Pörry Forest Industry Consulting (Hrsg.). Freising
- Sathre R., O'Connor J. 2010. A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts. 2nd Edition. Vancouver Technical Report, No. TR-19R
- Schelhaas M.J., Esch P.W., Groen T.A., De Jong B.H.J., Kanninen M., Liski J., Masera O., Mohren G.M.J., Nabuurs G.J.L., Palosuo T., Pedroni L., Vallejo A., Vilén T. 2004. CO2FIX V 3.1 – a modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. ALTErrA Report 1068
- Schubert A. 2002. Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen – Bodenuntersuchungen. Forstliche Forschungsberichte München 187
- Schulte A., Böswald K., Joosten, R. (Hrsg.) 2001. Weltforstwirtschaft nach Kyoto. Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und regenerativer Energieträger. Aachen
- Taverna R., Hofer P., Werner F., Kaufmann E., Thürig E. 2007. CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. Umwelt-Wissen Nr. 0739. Bundesamt für Umwelt Bern
- Thuille A., Schulze E.-D. 2006. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the Alps. *Global Change Biology* 12, 325-342
- Thürig E., Kaufmann E. 2008. Waldbewirtschaftung zur Senkenerhöhung? Mögliche Konfliktfelder und Synergien. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 281-287
- Thürig E., Kaufmann E. 2010. Increasing carbon sinks through forest management: a model-based comparison for Switzerland with its Eastern Plateau and Eastern Alps. *Eur. J. Forest. Res.* 129, 563-572
- Thürig E., Palosuo T., Bucher J., Kaufmann E. 2005. The impact of windthrow on carbon sequestration in Switzerland: a model-based assessment. *Forest Ecology and Management* 210, 337-350
- Troßmann E. 1998. Investition. Stuttgart
- Wegener G., Zimmer B. 2001. Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und Energieträger: Chancen und Wege für die Forst- und Holzwirtschaft. In: Schulte A., Böswald K., Joosten R. (Hrsg.) Weltforstwirtschaft nach Kyoto. Wald und Holz als Kohlenstoffspeicher und regenerativer Energieträger. Aachen, 113-122
- Weiss P., Schieler K., Schadauer K., Radunsky K., Englisch M. 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Wien Monographien 106
- Weng E., Luo Y., Gao C., Oren R. 2011. Uncertainty analysis of forest carbon sink fore-cast with varying measurement errors: a data assimilation approach. *Journal of Plant Ecology* 4, 178-191
- 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 & Policy* 13, 72-85
- Wördehoff R., Spellmann H., Evers J., Nagel J. 2011. Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 6