

forstarchiv 82, 142-154
(2011)

DOI 10.4432/0300-
4112-82-142

© DLV GmbH

ISSN 0300-4112

Korrespondenzadresse:

hoellerls@forst.tu-
muenchen.de

Eingegangen:

17.12.2010

Angenommen:

28.06.2011

Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors bewirtschafteter und unbewirtschafteter Bergmischwälder der Bayerischen Alpen

A carbon balance of the forest- and wood sector in managed and unmanaged mixed mountain forests in the Bavarian Alps

SEBASTIAN HÖLLERL und MICHAEL NEUNER

Lehrstuhl für Waldbau, Technische Universität München (TUM), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising

Kurzfassung

Bergwälder erfüllen nicht nur Schutz-, Nutz- und Erholungsfunktionen. Sie stellen auch eine Kohlenstoffsенke dar. Es gibt immer wieder Überlegungen darüber, welche Auswirkungen die Bewirtschaftung auf diese Senkenfunktion hat. In einer Studie wurden die Effekte verschiedener waldbaulicher Behandlungen auf den Kohlenstoffvorrat in Bergmischwäldern untersucht. Es wurden Kohlenstoffbilanzen für Versuchsflächen berechnet, die knapp 30 Jahre unter Beobachtung standen. Kontrollparzellen wurden mit Parzellen verglichen, in denen man schwache und starke Schirmschläge durchgeführt hatte. Bei der Kalkulation der Kohlenstoffflüsse im Wald wurden Änderungen der stehenden Biomasse in Altbestand und Verjüngung berücksichtigt sowie Änderungen der oberirdischen Totholzbiomasse, abgeleitet aus ausscheidendem Bestand und Totholzerfallskonstanten. Diese Kalkulationen wurden um die externen Effekte Holzproduktspeicher, Materialsubstitution und Energiesubstitution erweitert. Effekte im Boden werden derzeit noch untersucht, sind aber nicht Gegenstand dieser Publikation. Den Ergebnissen zufolge wurden auf den Flächen im Untersuchungszeitraum je nach Variante zwischen 65 und 115 t zusätzlicher Kohlenstoff je Hektar gespeichert (bei den Nutzungsvarianten inkl. Produktspeicher und virtuellem Speicher durch Substitutionen). Das entspricht einer Erhöhung des Ausgangsspeichers um 26-37 %. Im Kalkalpin wies die schwache Schirmschlagsparzelle eine niedrigere Kohlenstoffbilanz auf als die Kontrollparzelle, die starke Schirmschlagsparzelle eine höhere. Auch im Flysch hatte die starke Schirmschlagsvariante eine höhere Senkenwirkung als die Kontrollparzelle. Bewirtschaftete Bergmischwälder können also in Biomasse und Holzprodukten eine höhere Senkenwirkung erreichen als unbewirtschaftete. Die Senkenleistung der Nutzungsvarianten fällt höher aus, wenn die Nutzung kohlenstoffeffizient erfolgt. Es müssen Holzsortimente erzeugt werden, aus denen langlebige Produkte produziert werden können. Stoffliche Nutzung muss Vorrang vor energetischer Nutzung haben, und die Möglichkeiten der Kaskadennutzung müssen ausgeschöpft werden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass der Beobachtungszeitraum mit 27 Jahren verhältnismäßig kurz ist und die Ergebnisse zum Bodenkohlenstoff noch ausstehen.

Schlüsselwörter: Bergwald, Kohlenstoffbindung, CO₂, Produktspeicher, Substitution, Kohlenstoffbilanz

Abstract

Mountain forests fulfil different functions like protection or recreation functions. But they are also a carbon sink. In this context it is often debated whether one should manage mountain forests or not. In this survey the effects of different silvicultural treatments on the carbon stock of mountain forests were analyzed. We calculated carbon balances for research plots that had been observed for about thirty years. Control plots were compared to light and heavy shelterwood cuttings. The carbon stock flows in the forest were calculated considering volume increment of the matured stand, increment of dead wood, decomposition of dead wood and development of natural regeneration. This calculation was expanded to include external effects such as carbon sequestration in wood products and the substitution of non-wood products and of fossil fuels. Effects on humus and soil are currently being analyzed, but this publication does not deal with them. Results show that within 27 years in the different research plots between 65 and 115 tons of additional carbon were accumulated (including carbon sequestration in wood products and substitution effects). That is a plus of 26-37% compared to the initial state. In the limestone region the light shelterwood cutting had a lower carbon balance than the control plot. The heavy shelterwood had a higher carbon balance. In the flysch area also the heavy shelterwood plot had a higher sequestration than the control plot. Thus managed mountain forests can have a better carbon balance in biomass and wood products than unmanaged mountain forests. The sequestration is higher if the management is done carbon efficient. There must be produced wood products with a long life cycle. Material use of wood should be preferred to energy use.

The results should be interpreted carefully as the investigation period only was 27 years and as the results on humus and mineral soil are still missing.

Key words: mountain forest, carbon sequestration, CO₂, wood products, substitution, carbon balance

Einleitung

Bergwälder erfüllen die verschiedensten Funktionen. Sie schützen beispielsweise vor Naturgefahren wie Lawinen, Steinschlag oder Überschwemmungen. Über Jahrhunderte wurden die Bergwälder aber auch in vielfältiger Weise genutzt. Neben Nutzungen zur Waldweide, jagdlicher Nutzung und Streunutzung dienten sie vor allem der Brennholzversorgung, nicht nur der ansässigen Bevölkerung, sondern während der Zeit der Salinen auch der Versorgung eines ganzen Industriezweiges (Schmidt 2002). Auch heute wird das Holz der Bergwälder zur Erzeugung verschiedener Produkte genutzt. Schließlich stellt der Bergwald auch einen ganz besonderen Lebensraum für eine Vielfalt von Pflanzen und Tiere dar.

Um den zuletzt genannten Aspekt der Biodiversität zu stärken, gibt es immer wieder auch Überlegungen, die Nutzung einzustellen und die Bergwälder einer natürlichen Entwicklung zu überlassen. Solch eine Vorgehensweise würde allerdings nicht nur den Aspekt der Biodiversität tangieren, sondern auch die anderen oben genannten Funktionen und schließlich auch Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt in den Bergwäldern haben. Die Frage, ob man Bergwälder aus der Nutzung nehmen soll, ist eine waldbauliche Frage, da es Aufgabe dieser Disziplin ist, die Konsequenz unterschiedlicher Nutzungsoptionen integrierend aufzuzeigen und Unterstützung bei der Entscheidungsfindung zu geben (Felbermeier und Mosandl 2004, Knoke und Mosandl 2004, Höllerl 2009). Im vorliegenden Artikel soll ein wichtiger Baustein zur Entscheidungsfindung geliefert werden, indem die Auswirkung von Nutzungen auf den Kohlenstoffhaushalt in Bergmischwäldern aufgezeigt werden.

Der Einfluss von Waldbewirtschaftung auf den Kohlenstoffhaushalt wurde in der Vergangenheit verschiedentlich untersucht. Dabei wurden in einigen Fällen Simulationen für Deutschland (Burschel et al. 1993) oder einzelne Bundesländer (Böswald 1996, Fürstenau et al. 2007, Profft et al. 2007) oder die Schweiz (Taverna et al. 2007, Hofer et al. 2008, Thürig und Kaufmann 2008, 2010) durchgeführt. Auf Grundlage der gegebenen Kohlenstoffvorräte im Untersuchungsgebiet wurden Waldwachstum und Bodenentwicklung unter Annahme verschiedener Nutzungsszenarien (unterschiedliche Arten der Mehr- oder Mindernutzung) simuliert und miteinander verglichen. Auch die Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten und Substitutionseffekte, die durch die Nutzung des Holzes entstehen, wurden hier berücksichtigt. Burschel et al. (1993) messen der Holznutzung eine große CO₂-ökologische Bedeutung bei. Vor allem die Aspekte der Material- und Energiesubstitution seien starke Hebel zur Einsparung von CO₂-Emissionen. Laut Böswald (1996) kommt die größte Bedeutung bei der Bewirtschaftung von Wäldern der Erzeugung stabiler Bestände mit möglichst geringem Kalamitätsrisiko zu. Taverna et al. (2007) sowie Hofer et al. (2008) konstatieren, dass durch Holznutzung der Treibhauseffekt gemindert werden kann. Entscheidend sei in diesem Zusammenhang eine Kaskadennutzung und die energetische Nutzung nicht mehr verwendeten Abfall- und Altholzes. Thürig und Kaufmann (2010) gaben an, dass die potenzielle Senkenfunktion von Wäldern in den Alpen aufgrund des geringeren Zuwachses geringer sei als im Flachland. Böttcher (2007) entwickelte ein Forstbewirtschaftungsmodell namens FORMICA, das auf Inventuren basiert und Kohlenstoffvorräte und -vorratsänderungen abhängig von der Bewirtschaftung verfolgt.

Fallstudien, die nicht auf Simulationen basieren, sind in diesem Zusammenhang seltener. Thuille und Schulze (2006) vollzogen die Kohlenstoffentwicklung in konkreten Fichtenbeständen in Thüringen und in den Alpen anhand von Wuchsrainen nach. Sie zielten allerdings auf die Entwicklung nach Aufforstung von Grasland ab und unterschieden nicht zwischen verschiedenen Nutzungsstrategien. Mund und Schulze (2006) verglichen in einer Fallstudie ungenutzte Buchenwälder im Nationalpark Hainich mit Wäldern, die im

Schirmschlag bewirtschaftet wurden, und Buchenplenterwäldern in Thüringen. Sie stellten in den bewirtschafteten Beständen eine um bis zu 30 % geringere Bestandesbiomasse (und damit Kohlenstoffmenge) fest als in den unbewirtschafteten Wäldern. Allerdings berücksichtigten sie keine Produktspeicher- und Substitutionseffekte.

Auch in der vorliegenden Studie wurde nicht simuliert, sondern es wurden ganz konkrete Versuchsbestände mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten in den Bayerischen Alpen miteinander verglichen. Es wurden Kohlenstoffbilanzen erstellt, die neben der Biomasse im Bestand auch die Speicherung von Kohlenstoff in Holzprodukten sowie Material- und Energiesubstitution berücksichtigten. Bei einer solchen Gesamtbilanz ist es auch wichtig, die Prozesse im Boden mit zu erfassen (Lindner und Karjalainen 2007). Deshalb werden derzeit auch die Kohlenstoffvorräte im Humus und Oberboden bestimmt. Allerdings liegen diese Ergebnisse noch nicht vor. An dieser Stelle wird demnach zunächst über die Veränderungen der Kohlenstoffvorräte in der Biomasse und den daraus erzeugten Produkten berichtet.

Material und Methoden

Versuchsflächen

Für die Erstellung von Kohlenstoffbilanzen unterschiedlich behandelter Versuchsflächen benötigt man genaue Kenntnis über Ausgangsvorräte, entnommene Masse, Zuwachs und Entwicklung der Verjüngung und Bodenvegetation. Zudem müssen die Flächen über einen möglichst langen Zeitraum unter Beobachtung gestanden sein. Hier boten sich die Bergmischwaldversuchsflächen des Lehrstuhls für Waldbau der TU München an, welche in den 1970er-Jahren im Raum Ruhpolding angelegt und seither intensiv beobachtet wurden (Mosandl und El Kateb 1988, Mosandl 1991). Bei diesem Versuch wurden im Kalkalpin und im Flysch Parzellen mit unterschiedlich starken Schirmschlägen, Kahlhieben und Lochhieben sowie Kontrollparzellen ohne Eingriff verglichen. Für die vorliegende Untersuchung wurden Flächen der Behandlungsvarianten 0 (= Kontrolle), 1 (= schwacher Schirmschlag) und 2 (= starker Schirmschlag) ausgewählt (Tabelle 1). Bei den Kahlhieb- und Lochhiebparzellen war die Datengrundlage nicht ausreichend.

Die Tabellen 2 und 3 geben einige standörtliche und ertragskundliche Kenndaten der Versuchsflächen wieder. Ausführliche Beschreibungen dieser Bergmischwaldbestände finden sich bei Mosandl (1991).

Die Flächen waren im Jahr der Anlage und des Eingriffes aufgenommen worden (im Kalkalpin 1976, im Flysch 1979), und es standen drei weitere Vollaufnahmen aus den Jahren 1986, 1993 und 2003 zur Verfügung. Im Rahmen dieser Aufnahmen waren Altbestand inkl. Zuwachs und Mortalität aufgenommen worden sowie Verjüngung und Bodenvegetation auf Probekreisen. Die Bestände waren bei Versuchsbeginn zwischen 96 und 170 Jahre alt (Tabelle 3).

Tab. 1. Die Behandlungen der Versuchsflächen.
Treatments on the research plots.

Behandlung	Bezeichnung	Eingriffsstärke
Kontrolle	0	kein Eingriff
Schwacher Schirmschlag	1	30 % der Grundfläche
Starker Schirmschlag	2	50 % der Grundfläche

Tab. 2. Standörtliche Charakteristika der Versuchsflächen (erste Ziffer = fortlaufende Nummer, zweite Ziffer = Behandlungsvariante) nach Mosandl (1991) und Ammer (1996).

Site characteristics of the research plots (first digit = consecutive number, second digit = treatment) after Mosandl (1991) and Ammer (1996).

Versuchsfläche	Bezeichnung	Höhe ü. NN [m]	Hangneigung [°]	Standort	Bodentyp
Hauptversuchsfläche (Unterhang)	1.0	890	22	Kalkalpin	Bodentypen auf den Hauptversuchsflächen reichen von: Parabraunerde-Terra fusca aus Schlufflehmdcke über Hauptdolomitschutt über: flachgründige schluffige Hangterra fusca aus Hauptdolomit-Hangschutt und: mullartiger Rendzina aus Hauptdolomit-Hangschutt
	1.1	910	24		
	1.2	920	26		
Hauptversuchsfläche (Oberhang)	2.0	960	30		
	2.1	960	27		
	2.2	920	21		
Nebenversuchsfläche (Nordfläche)	5.0	880	32		
	5.2	880	31		
Nebenversuchsfläche (Südfläche)	6.0	900	21		
	6.2	890	25		
Nebenversuchsfläche (Untere Flyschfläche)	10.0	800	18	Flysch	im Unterboden teilweise schwach pseudovergleyte Braunerde aus Flyschsandstein
	10.2	820	23		
Nebenversuchsfläche (Obere Flyschfläche)	11.0	1010	13		Braunerde aus Flyschsandstein
	11.2	1010	18		

Tab. 3. Ertragskundliche Kenndaten der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn nach Mosandl (1991) und Ammer (1996).

Yield characteristics at the beginning of trial after Mosandl (1991) and Ammer (1996).

Versuchsfläche	Bezeichnung	Alter [Jahre]	Stammzahl [N ha ⁻¹]	Grundfläche [m ² ha ⁻¹]	Vorrat [Vfm ha ⁻¹]	Grundflächenanteil [%]						Mittl. BHD der entnommenen Stämme [cm]
						Fi	Ta	Lä	Bu	BAh	sLh	
Hauptversuchsfläche (Unterhang)	1.0	106	1070	44,9	508	33	33	5	19	8	2	-
	1.1	106	1341	50,9	591	37	27	0	30	3	3	16,7
	1.2	114	954	52,4	657	19	45	0	28	8	0	25,1
Hauptversuchsfläche (Oberhang)	2.0	96	1369	40,2	330	43	16	0	40	0	1	-
	2.1	96	1387	43,7	405	41	25	3	27	2	2	15,0
	2.2	113	917	40,1	466	7	56	2	27	7	1	18,2
Nebenversuchsfläche (Nordfläche)	5.0	103	973	56,0	612	80	7	0	13	0	0	-
	5.2	103	1029	54,2	625	52	7	5	31	5	0	21,0
Nebenversuchsfläche (Südfläche)	6.0	170	965	48,7	499	23	30	0	34	12	1	-
	6.2	170	1433	44,9	397	33	19	0	35	9	4	15,0
Nebenversuchsfläche (Untere Flyschfläche)	10.0	140	478	50,4	733	77	18	0	5	0	0	-
	10.2	140	550	58,2	834	81	15	3	1	0	0	32,6
Nebenversuchsfläche (Obere Flyschfläche)	11.0	150	349	64,7	1055	57	43	0	0	0	0	-
	11.2	150	397	67,0	1056	37	62	0	1	0	0	41,4

Kohlenstoffrelevante Prozesse

Im Zusammenhang mit waldbaulichen Eingriffen laufen innerhalb und außerhalb der Waldbestände unterschiedliche Prozesse ab, welche einen Einfluss auf die Gesamtkohlenstoffbilanz haben (Tabelle 4). Zunächst wird der Kohlenstoffspeicher im stehenden Bestand durch die Ernte verringert, was einer Freisetzung von Kohlenstoff gleichkommt. Dadurch ergeben sich aber Kohlenstoffspeicher außerhalb des Bestandes (siehe unten). Im weiteren Verlauf wird durch Zuwachs im Altbestand, in Verjüngung und in Bodenvegetation Kohlenstoff in Biomasse gebunden. Andererseits sterben in der Folge aufgrund von Konkurrenzprozessen je nach Eingriffsstärke mehr oder weniger Bäume ab, und im Rahmen der Totholzzerersetzung wird Kohlenstoff freigesetzt. Auch der verbliebene Schlagabraum zersetzt sich nach und nach.

Außerhalb des Bestandes wird das geerntete Holz zu unterschiedlichen Produkten verarbeitet, in denen der Kohlenstoff unterschiedlich lange gebunden bleibt. Zudem werden ggf. Produkte substituiert, bei deren energieaufwendiger Produktion größere Mengen

Kohlenstoff freigesetzt worden wären (Materialsubstitution). Auch fossile Energieträger werden durch Verwendung von Holz als Brennstoff substituiert (Energiesubstitution). Diese Prozesse wurden wie im Flussdiagramm Abbildung 1 dargestellt bilanziert.

Berechnung der Biomassen und Kohlenstoffgehalte

Zur Berechnung der Biomasse im Altbestand wird in der Regel eine der beiden folgenden Methoden angewandt. Entweder man nutzt Expansionsfaktoren, die einen Umrechnungsfaktor von Derbholzvolumen zu Gesamtvolumen inkl. Astmaterial und Wurzeln darstellen. Solche Expansionsfaktoren sind für gängige Baumarten wie Fichte und Buche verfügbar (Burschel et al. 1993, Schöne und Schulte 1999). Oder man berechnet die Gesamtbiomasse mittels Biomassefunktionen. Diese Funktionen bestimmen direkt aus dem Brusthöhendurchmesser, der Höhe und dem Alter sowie optional der Schaftform, der Meereshöhe, Bonität und weiteren Bestandesparametern die Biomasse einzelner Baumkompartimente. Es gibt allgemein gül-

Tab. 4. Prozesse inner- und außerhalb der Waldbestände, welche Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt haben.
Processes inside and outside of forest stands that have influence on carbon stocks.

C-relevante Prozesse innerhalb des Waldbestandes	Speicherung/ vermiedene Freisetzung	Freisetzung
Bäume werden geerntet		-
Verbleibender Bestand wächst zu	+	
Schlagabraum zersetzt sich		-
Bäume sterben ab: Totholzzersetzung		-
Verjüngung entwickelt sich	+	
Bodenvegetation entwickelt sich	+	
C-relevante Prozesse außerhalb des Waldbestandes	Speicherung/ vermiedene Freisetzung	Freisetzung
Entnommenes Holz geht in Produktspeicher	+	
Produktspeicher werden geleert		-
Energiesubstitution: Fossile Energieträger werden eingespart (aktuell)	+	
Energiesubstitution: Fossile Energieträger werden eingespart (künftig)	+	
Materials substitution: Energieaufwendige Produktionsprozesse werden vermieden	+	

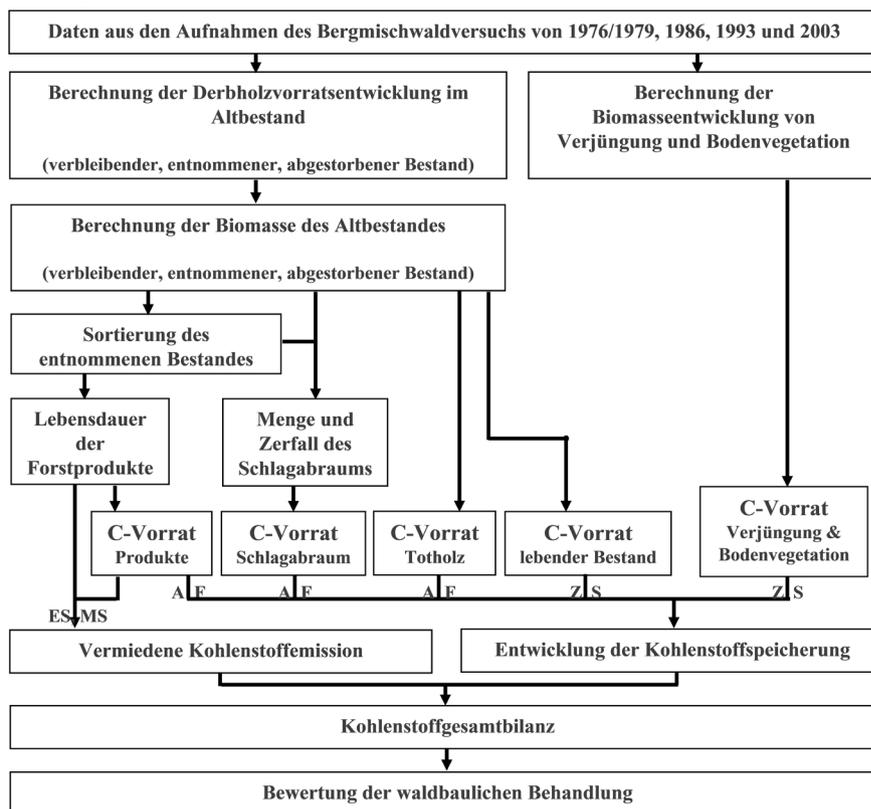


Abb. 1. Flussdiagramm der Kohlenstoffbilanzierung.
A/F = Abbau/Freisetzung, Z/S = Zuwachs/Speicherung,
ES = Energiesubstitution, MS = Materials substitution.
Flow chart showing carbon balance. A/F = decomposition/
release, Z/S = increment/storage, ES = substitution of fossil
energy sources, MS = substitution of products.

tige Biomassefunktionen für Fichte und Buche, die aus zahlreichen Untersuchungen zur Baumbiomasse in Mitteleuropa abgeleitet wurden (Wirth et al. 2004, Wutzler et al. 2008, Zell 2008).

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Biomassen und Kohlenstoffgehalte mittels der Expansionsfaktoren für Fichte und Buche von Schöne und Schulte (1999) nach folgender Formel hergeleitet (vgl. Weber 2001):

$$C = V \cdot EF \cdot R \cdot CG \quad (1)$$

- C = Kohlenstoffvorrat [kg]
- V = Volumen [Efm ohne Rinde]
- EF = Expansionsfaktor
- R = Raumdichte [kg m⁻³]
- CG = Kohlenstoffgehalt [%]

Der Kohlenstoffgehalt wurde pauschal mit 50 % angesetzt. Die Verwendung der Expansionsfaktoren hatte den Vorteil, dass die Biomasse weiterer Baumarten, für die es keine Biomassefunktionen

und Expansionsfaktoren gibt, zumindest näherungsweise bestimmt werden konnte. Für den Bergahorn wurde beispielsweise der Expansionsfaktor für Buche verwendet, aber in die obige Formel die spezifische Raumdichte des Bergahorns eingesetzt. Die Biomassen der Weißtannen wurden in ähnlicher Weise unter Verwendung des Expansionsfaktors für Fichte errechnet.

Zur Bestimmung der Sprossgewichte von Verjüngungspflanzen berechnete El Kateb (1991) Regressionsfunktionen. Diese Funktionen wären für diese Untersuchung prädestiniert gewesen, da er die Proben auf denselben Bergmischwald-Versuchsflächen gewonnen hatte, welche dieser Untersuchung zugrunde liegen. Allerdings waren die Pflanzen zum Zeitpunkt seiner Berechnungen noch deutlich kleiner, sodass es heute unsicherer Extrapolationen der Funktionen bedürft hätte. Es wurde deshalb auf Funktionen von Homann (2004) zurückgegriffen, der auf der Arbeit von El Kateb (1991) aufbauend, Berechnungen für größere Pflanzen angestellt hatte.

Ein Verfahren zur Abschätzung von Kohlenstoffvorräten in der Bodenvegetation entwickelte Bolte (1999) in einer umfangreichen Untersuchung in Nordost-Deutschland. Die Biomasse der Bodenvegetation wurde hierbei aus Deckungsgrad, Höhe der Pflanzen und aus der Pflanzenart mithilfe von Regressionsfunktionen berechnet. In den Aufnahmen des Bergmischwaldversuchs wurden 1986 in einer Vollaufnahme der Bodenvegetation Artenanzahl, Bedeckungsgrad, Höhe und Biomasse bestimmt (Mosandl 1991), hingegen in den Jahren 1993 und 2003 lediglich die Deckungsgrade. Diese Daten allein reichten nicht aus, um daraus die Biomasse oder den Kohlenstoffvorrat zu ermitteln, da hierzu die Sprosslänge und die Pflanzenart bekannt sein müssen. Deshalb musste bei der Kohlenstoffbilanzierung auf den Anteil der Bodenvegetation verzichtet werden. Der potenzielle Einfluss der Bodenvegetation auf das Gesamtergebnis wird später diskutiert.

Berechnung des Zerfalls von Totholz

Beim Abbau des Totholzes wurde ein exponentieller Zerfall nach Formel (2) angenommen (vgl. Naasset 1999, Müller-Using und Bartsch 2009):

$$y_t = y_0 \cdot e^{(-k \cdot t)} \quad (2)$$

y_0 = Ausgangsmasse des Totholzes

y_t = Masse des bis zum Zeitpunkt t zerfallenen Totholzes

k = Zerfallskonstante.

Zur Berechnung der Zerfallskonstante k gibt es eine Reihe von Veröffentlichungen (vgl. Rock et al. 2008). Bei den hier durchgeführten Berechnungen wurde für das Nadelholz eine Konstante von 0,033 angenommen (Naasset 1999) und beim Laubholz eine Konstante von 0,1198 (Korpel 1995). Im Gebirge läuft der Abbau von Totholz aufgrund des kühlen Klimas verhältnismäßig langsam ab. Diesen speziellen Verhältnissen wurde insofern Rechnung getragen, als beim Nadelholz die Konstante von Naasset (1999) verwendet wurde, der seine Untersuchungen in Skandinavien durchführte. Die Konstante von Korpel (1995) stützt sich auf Aufnahmen aus den Karpaten. Nachdem bei den Aufnahmen nur stehendes Totholz erhoben worden war, wurden für den gesamten Zerfallsprozess vom Absterbezeitpunkt über das Stadium des stehenden und liegenden Totholzes bis zum vollständigen Zerfall die genannten Konstanten angenommen.

Ein gewisses Problem ergab sich auch daraus, dass die Absterbezeitpunkte der Bäume nicht genau bekannt waren. Bei den Aufnahmen war lediglich verzeichnet worden, dass der betreffende Baum in einer Aufnahme als lebend angesprochen worden war und in der darauffolgenden Aufnahme als tot. Dieses Problem wurde pragmatischerweise so gelöst, dass der rechnerische Absterbezeitpunkt generell auf die Mitte zwischen beiden Aufnahmen festgesetzt wurde.

Die Zersetzung des Schlagabtraumes wurde analog berechnet, wobei der Startzeitpunkt der Zersetzung auf den Einschlagzeitpunkt gesetzt wurde. Dabei wurde unterstellt, dass sämtlicher Schlagabraum im Wald verbleibt und keine energetische Nutzung stattfindet.

Berechnung des Produktspeichers

Die bei den Eingriffen entnommenen Holzmassen wurden mit dem Programm Holzsortierung (Felbermeier 2007) sortiert und in die Sortimente Industrieholz, Fixlängen und Stammholz eingeteilt (Tabelle 5).

Anschließend wurden die Sortimente verschiedenen Produktklassen mit unterschiedlicher Lebensdauer zugewiesen. Schwachholz wird beispielsweise eher zur Herstellung von Papier verwendet, welches eine kurze Lebensdauer hat und den Kohlenstoff relativ schnell wieder freigibt. Aus stärkeren Dimensionen kann dagegen Bauholz erzeugt werden, in dem der Kohlenstoff über Jahrzehnte gebunden bleiben kann.

Die Einteilung in Produktklassen erfolgte im Anhalt an Profft et al. (2009), die eine Verbleibanalyse des Holzes in Thüringen durchführten und das Holz in sechs verschiedene Produktklassen einteilten (Tabelle 6). Für jede Produktklasse berechneten sie eine MRT

Tab. 5. Sortierung des geernteten Holzes.
Sorting of harvested wood.

Fläche	Sortimente [%] (Nadelholz)			Sortimente [%] (Laubholz)		
	Industrieholz		Fixlängen	Industrieholz		Stammholz
	kurz	lang		kurz	lang	
1.1	3,7	3,7	23,1	34,8	34,8	0,0
1.2	1,4	1,4	53,0	21,2	21,2	1,8
2.1	7,4	7,4	16,9	34,2	34,2	0,0
2.2	1,9	1,9	40,0	28,1	28,1	0,0
5.2	2,3	2,3	35,8	28,4	28,4	2,8
6.2	2,8	2,8	21,7	35,8	35,8	1,1
10.2	2,9	2,9	94,2	0,0	0,0	0,0
11.2	1,9	1,9	96,1	0,0	0,0	0,0

Tab. 6. Einteilung in Produktklassen (PK) verschiedener Lebensdauer (MRT) (nach Profft et al. 2009).
Product classes (PK) of different mean residence times (MRT).

Sortiment	Baumart	Anteil PK 1 [%]	Anteil PK 2 [%]	Anteil PK 3 [%]	Anteil PK 4 [%]	Anteil PK 5 [%]	Anteil PK 6 [%]
		MRT = 1 Energieholz	MRT = 3 Zellstoff, Verpackung	MRT = 11 Paletten, Pfähle	MRT = 25 Möbel, Platten, Sperrholz	MRT = 43 Parkett	MRT = 50 Konstruktions- holz
Industrieholz, lang	Fichte	7	16	0	40	0	37
	Buche	0	20	0	80	0	0
Industrieholz, kurz	Fichte	95	0	0	5	0	0
	Buche	100	0	0	0	0	0
Stammholz, Fixlänge	Fichte	9	45	0	0	0	46
	Buche	4	17	4	75	0	0
Parkettholz	Buche	60	5	0	10	25	0

(= mean residence time), welche der Zeit entspricht, nach der 63 % der Ursprungsmasse des Holzproduktes abgebaut sind. Dieser Wert ergibt sich aus einem unterstellten exponentiellen Abbau der Holzprodukte, wobei in der mittleren Zeit dieses Prozesses nicht im Sinne einer linearen Abnahme 50 %, sondern 63 % abgebaut sind. Die Zerfallskonstante k des Abbauprozesses entspricht nach Profft et al. (2009) dem Kehrwert der MRT.

Produktklasse 1 verfügt über eine MRT von einem Jahr und beinhaltet in erster Linie Energieholz. Produktklasse 2 hat eine MRT von drei Jahren und besteht beispielsweise aus Zellstoff oder Verpackungsmaterialien. Produktklasse 3 mit einer MRT von 11 Jahren enthält Palettenholz und Pfahlholz. Eine MRT von 25 Jahren weist Produktklasse 4 mit Möbelholz, Sperrholz und Holz basierten Platten auf. Produktklasse 5 enthält überwiegend Parkett mit einer MRT von 43 Jahren, während Produktklasse 6 mit 50 Jahren die höchste MRT hat und aus Konstruktionsholz besteht.

Entsprechend den unterschiedlichen Baumartenverteilungen und den unterschiedlichen Entnahmedurchmessern in den Versuchsfächen ergaben sich die in Tabelle 7 dargestellten anteiligen Belegungen der Produktklassen nach Profft et al. (2009).

Berechnung von Material- und Energiesubstitution

Mit dem geernteten Holz können verschiedene Produkte hergestellt werden beispielsweise Baustoffe wie Wandrahmen, Flachdächträger, Stützen, aber auch Möbel oder Fenster und Türen. Hierbei werden andere Materialien wie Stahlbeton oder Aluminium substituiert, welche bei ihrer Bearbeitung einen höheren Input an Energie erfordern als Holz. Wenn beispielsweise ein Hallenträger aus Brett-schichtholz anstatt aus Stahlbeton produziert wird, ergibt sich ein wesentlich geringerer Verbrauch an fossilen Energieträgern. Dieser Minderverbrauch erzeugt einen virtuellen Kohlenstoffspeicher. Erdöl oder Erdgas in Größenordnung der Einsparung können in der Erde verbleiben und setzen keinen Kohlenstoff frei.

Die Energieeinsparung durch Materialsubstitution wurde bereits bei Burschel et al. (1993) quantifiziert, wobei man aber vor allem auf längerfristige Produkte, vergleichbar den Produktklassen 4-6 bei Profft et al. (2009), abzielte. In der vorliegenden Untersuchung wurden Werte von Taverna et al. (2007) verwendet, die auch Holzprodukte mit geringerer Lebensdauer berücksichtigen. Die Autoren geben Werte für die Berechnung der Materialsubstitution an, die aus der Untersuchung von Ökobilanzen verschiedener Holzzeugnisse und deren Konkurrenzprodukten berechnet wurden. Sie bestimmten einen Mittelwert für die Materialsubstitution, der sowohl lang- als auch kurzlebige Erzeugnisse wie beispielsweise Verpackungsmaterialien aus Holz berücksichtigt. Dieser Wert betrug $700 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-3}$

Holz, was einem Substitutionswert von $190,7 \text{ kg C m}^{-3}$ Holz entspricht. Als Eingangsgrößen zur Ermittlung der Materialsubstitution wurden in der vorliegenden Arbeit die Produktklassen 2 bis 6 verwendet. Nur die Produktklasse 1 (energetische Verwendung) wurde aus der Betrachtung der Materialsubstitution ausgenommen.

Geerntetes Holz kann aber auch energetisch genutzt werden, wobei eine Kaskadennutzung angestrebt wird. Das bedeutet, dass zunächst Holzprodukte erzeugt werden und diese nach Nutzung als Energieträger verwendet werden. Die Ermittlung der Energiesubstitution wurde gemäß den Angaben von Burschel et al. (1993) durchgeführt. Diese Studie geht von der Substitution von Erdöl aus, welches eine geringere CO_2 -Freisetzungsrate als Braunkohle, aber eine höhere als Erdgas besitzt. Aus einem Vergleich von Holz und Heizöl hinsichtlich Brennstoffeigenschaften (Wassergehalt, Heizwert, Wirkungsgrad), Energieaufwand für die Bereitstellung und Nettokohlenstofffreisetzung berechneten die Autoren sogenannte Kohlenstoffminderungsfaktoren. Für Industrierestholz und Altholz liegt dieser Faktor bei 0,35 kg Kohlenstoff. Das heißt, durch die Nutzung von einem Kilogramm Holz bei einer Holzfeuchte von 20 % wird die Freisetzung von 0,35 kg Kohlenstoff aus fossilen Energieträgern vermieden. Auch hieraus ergibt sich ein virtueller Kohlenstoffspeicher aus dauerhaft eingesparten fossilen Energieträgern. Das Waldrestholz, das heißt der Schlagabraum, blieb bei dieser Betrachtung unberücksichtigt.

Im Zusammenhang mit der Kaskadennutzung ergeben sich Effekte, welche die Substitutionsmöglichkeiten senken oder erhöhen können. Ein gewisser Anteil ausgedienter Holzprodukte wird beispielsweise nicht vom Recycling erfasst und wird Deponien zuge-

Tab. 7. Prozentuale Belegung der Produktklassen (PK).
Percentage assignment of product classes (PK).

Fläche	PK 1	PK 2	PK 3	PK 4	PK 5	PK 6
1.1	40,6	18,0	0,0	29,5	0,0	12,0
1.2	27,5	28,6	0,1	18,9	0,0	24,9
2.1	43,2	15,6	0,0	30,7	0,0	10,5
2.2	33,6	23,9	0,0	23,3	0,0	19,1
5.2	34,1	22,7	0,1	25,9	0,0	17,3
6.2	40,6	17,6	0,0	30,7	0,0	11,0
10.2	11,4	42,9	0,0	1,3	0,0	44,4
11.2	10,6	43,6	0,0	0,9	0,0	44,9

führt. Die Möglichkeit der Energiesubstitution wird vergeben, und der Kohlenstoff wird sukzessive freigesetzt. Umgekehrt erfahren manche Produkte eine Mehrfachnutzung oder werden nach der Nutzung zerspannt und zu Platten verarbeitet. Der Lebenszyklus wird so verlängert, bzw. es kann eine weitere Materialsubstitution eintreten. Aus Vereinfachungsgründen wurde angenommen, dass sich diese positiven und negativen Effekte gegenseitig aufheben.

Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse schrittweise beschrieben und durchgängig anhand der Parzellen 1.0, 1.1 und 1.2 der Hauptversuchsfläche im Kalkalpin dargestellt. Die Ergebnisse aus den anderen Flächen im Kalkalpin sind ähnlich. Die Resultate aus den Flyschparzellen wichen zum Teil ab. Sie werden teils verbal beschrieben und teils grafisch dargestellt. Im Flysch gibt es nur Kontrollparzelle (11.0) sowie starken Schirmschlag (11.2) und keinen schwachen Schirmschlag.

Anteile von Laub- und Nadelholz

Eine Schwierigkeit bei der Verwendung gemessener Daten anstatt simulierter Bestände besteht darin, dass die Versuchsbestände nicht hundertprozentig vergleichbar sind. Sie haben z. T. unterschiedliche Baumartenanteile, weshalb sich auch Ausgangsvorräte und Zuwachseleistung zu einem gewissen Grad unterscheiden. Dieser Aspekt wird noch diskutiert. Abbildung 2 zeigt die Ausgangsvorräte vor und nach dem Eingriff. In den Nutzungsvarianten wurde der Vorrat um die dunkelgrauen Anteile reduziert.

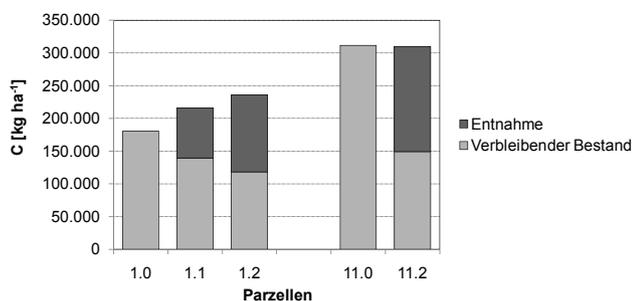


Abb. 2. Kohlenstoffvorrat der Altbestände vor und nach dem Eingriff. Carbon stocks in the mature stand before and after harvesting.

Zuwachs der Kohlenstoffvorräte im stehenden Bestand

In Abbildung 3 und 4 ist für Kalkalpin und Flysch der Zuwachs an Kohlenstoff nach dem Eingriff dargestellt. Die Säulen sind hier wie in den folgenden Grafiken immer kumulativ. Es ist für jeden Aufnahmezeitpunkt der gesamte Zuwachs seit dem Hieb aufgetragen. Dabei zeigt sich, dass die Bestände trotz ihres hohen Alters von über hundert Jahren stark auf die Eingriffe reagiert haben und die verbleibenden Stämme kräftig zugewachsen sind. Während der Zuwachs in den Kontrollparzellen allmählich nachlässt, wurde er in den Schirmschlagparzellen durch die Eingriffe aufrechterhalten bzw. noch angeregt. Im Flysch lag der Zuwachs der Kontrollparzelle im ersten Beobachtungszeitraum noch über dem der genutzten Parzelle. Dies kehrte sich dann jedoch deutlich um.

In der Kontrollparzelle des Kalkalpins wurden nach dem Hieb bis 2003 ca. 38.000 kg ha⁻¹ Kohlenstoff durch Zuwachs gebunden, während es auf der Parzelle mit dem starken Schirmschlag ca. 84.000 kg ha⁻¹ waren. Im Flysch sind die Größenordnungen mit ca. 48.000 kg ha⁻¹ (Kontrolle) und ca. 85.000 kg ha⁻¹ (starker Schirmschlag) ähnlich (Abbildung 4).

Entwicklung der Kohlenstoffvorräte im stehenden Totholz und im Schlagabraum

Hinsichtlich der Totholzvorräte haben je nach Nutzung völlig konträre Entwicklungen stattgefunden (Abbildung 5). In den Kontrollparzellen starben aufgrund der starken Konkurrenz viele Individuen ab und es bauten sich große Kohlenstoffvorräte im Totholz von über 27.000 kg ha⁻¹ auf. Im Flysch (ohne Abbildung) sind es über 33.000 kg ha⁻¹. Die Nachlieferung an Totholz ist wesentlich größer als die langsame Zersetzung. Dagegen ist auf den Schirmschlagparzellen wenig Kohlenstoff in Totholz gebunden. Auf der starken Schirmschlagparzelle im Kalkalpin ist der geringe Totholzvorrat so-

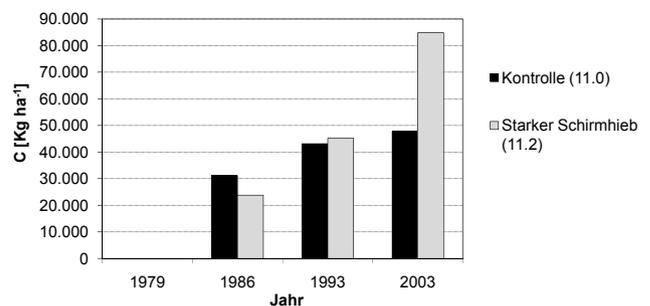


Abb. 4. Entwicklung des Kohlenstoffzuwachses im Altbestand im Flysch (kumulativ). Development of carbon stocks in the mature stands with flysch (cumulative).

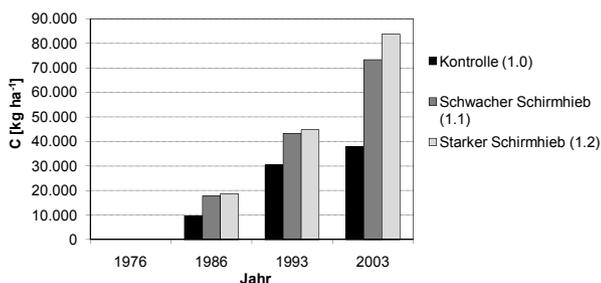


Abb. 3. Entwicklung des Kohlenstoffzuwachses im Altbestand im Kalkalpin (kumulativ). Development of carbon stocks in the mature stands with limestone (cumulative).

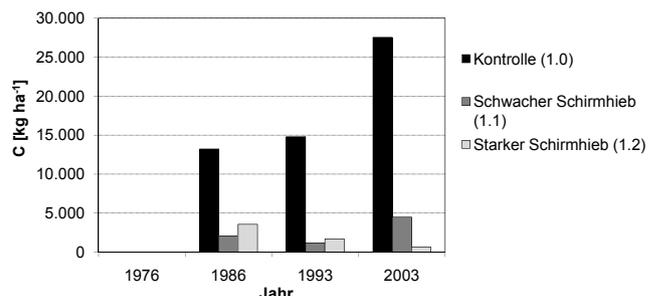


Abb. 5. Entwicklung der Kohlenstoffvorräte im Totholz. Development of carbon stocks in dead wood.

gar rückläufig, da anfangs einzelne Bäume aufgrund von Kalamitäten abgestorben sind und sich die toten Bäume langsam zersetzen. Eine Nachlieferung an Totholz findet kaum statt.

Entgegengesetzt zur Entwicklung im stehenden Totholz werden auf den Schirmschlagparzellen größere Mengen an Kohlenstoff bei der Zersetzung des Schlagabraums frei. Nach den knapp 30 Jahren Beobachtungszeitraum ist nur noch etwa ein Fünftel des ursprünglich im Schlagabraum gespeicherten Kohlenstoffs vorhanden (Abbildung 6).

Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in der Verjüngung

Während sich auf den Kontrollparzellen wegen des Lichtmangels kaum Verjüngung etabliert, entstehen auf den Schirmschlagparzellen kontinuierlich steigende Vorräte an Vorauszüchtung (Abbildung 7). Allerdings ist die Kohlenstoffspeicherung in der Verjüngung im Kalkalpin mit etwa 200 kg ha^{-1} deutlich geringer als im Flysch. Dort lag die Speicherung mit knapp 5000 kg ha^{-1} fast 25-mal so hoch (Tabelle 8). Auf der zweiten Wiederholung im Kalkalpin (ohne Abbildung) wurden im starken Schirmschlag bis 2003 etwa 500 kg ha^{-1} erreicht.

Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in den Produktspeichern

Im Jahr des waldbaulichen Eingriffs wurde zunächst ein sehr großer Kohlenstoffvorrat in den Holzprodukten gespeichert (Abbildung 8). Allerdings ist ein hoher Anteil dieser Produkte relativ kurzlebig, weshalb die Produktspeicher bis zur zweiten Aufnahme bereits zu mehr als der Hälfte wieder geleert wurden. Im weiteren Verlauf der Untersuchung ist dieser Rückgang deutlich langsamer geworden. Die

Entwicklung verlief bei den Parzellen im Flysch (ohne Abbildung) in ähnlicher Weise, aber auf höherem Niveau: ausgehend von ca. $92.000 \text{ kg ha}^{-1}$ hin zu $24.000 \text{ kg ha}^{-1}$ im Jahr 2003.

Material und Energiesubstitution

Durch Materialsubstitution wurden mit $20.000 \text{ kg ha}^{-1}$ (schwacher Schirmschlag im Kalkalpin) bzw. über $42.000 \text{ kg ha}^{-1}$ (starker Schirmschlag im Kalkalpin) große Mengen an Kohlenstoff freisetzung vermieden (Abbildung 9). Beim starken Schirmschlag im Flysch (ohne Abbildung) sind es sogar $78.000 \text{ kg ha}^{-1}$. Die Substitution wird sofort zum Zeitpunkt der Holzverarbeitung wirksam und ist permanent. Die fossilen Rohstoffe verbleiben in der Erde, weshalb man die Einsparung einem Pool gleichsetzen kann. Nachdem die Säulen in Abbildung 9 wie in den anderen Darstellungen kumulativ sind, erscheint zu jedem Aufnahmezeitpunkt der virtuelle Pool, welcher 1976 durch die vermiedene Freisetzung entstanden ist und permanent wirksam bleibt.

Der virtuelle Pool aus Energiesubstitution verändert sich über die Zeit. Der größte Teil des Pools entsteht aufgrund der geringen Nutzungsdauer vieler Produkte relativ bald nach der Holznutzung, wodurch im Kalkalpin im ersten Jahr Kohlenstofffreisetzungen bis zu etwa $15.000 \text{ kg ha}^{-1}$ vermieden werden (Abbildung 10). Dieser Wert steigt allerdings noch an, da unterstellt wird, dass eine Kaskadennutzung stattfindet. Aus Holz hergestellte Produkte werden am Ende ihrer Lebensdauer energetisch verwertet, wodurch die mögliche Energiesubstitution bis zum letzten Aufnahmezeitpunkt auf über $40.000 \text{ kg ha}^{-1}$ ansteigt, im Flysch sogar auf $53.000 \text{ kg ha}^{-1}$. Der zu diesem Zeitpunkt noch vorhandene Produktspeicher stellt weiteres Potenzial zur Energiesubstitution dar, sodass dieser Wert noch weiter ansteigen wird.

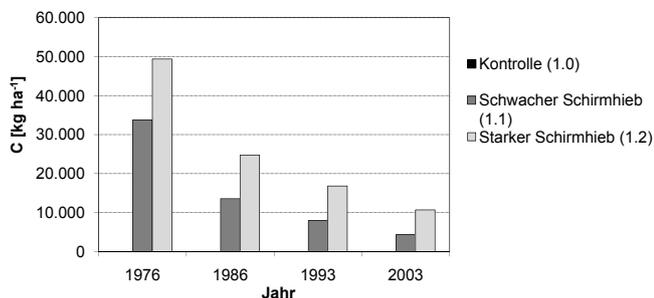


Abb. 6. Entwicklung der Kohlenstoffvorräte im Schlagabraum. Development of carbon stocks in slash.

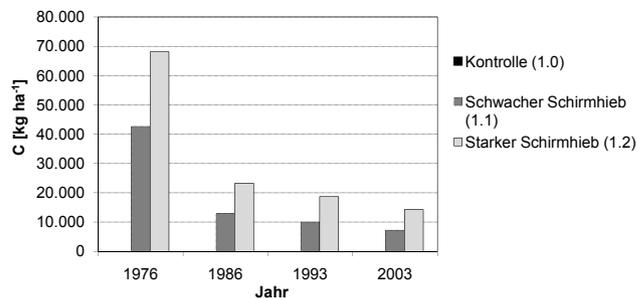


Abb. 8. Entwicklung der Kohlenstoffspeicher in Holzprodukten. Development of carbon stocks in wood products.

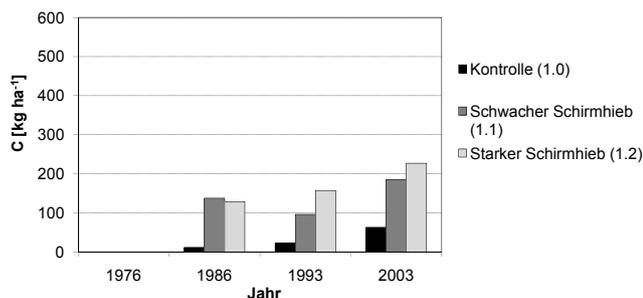


Abb. 7. Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in der Verjüngung (Kalkalpin). Development of carbon stocks in regeneration (limestone).

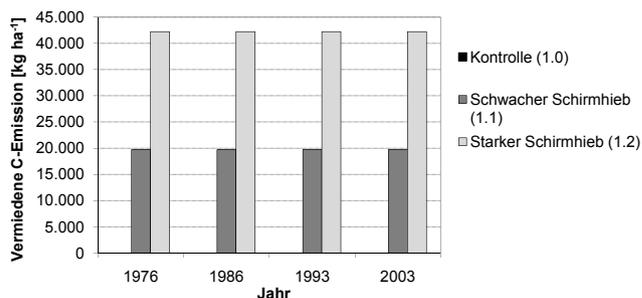


Abb. 9. Virtueller C-Pool aus vermiedener Kohlenstofffreisetzung durch Materialsubstitution. Virtual C-pool consisting out of avoided emissions by substitution of non-wood products.

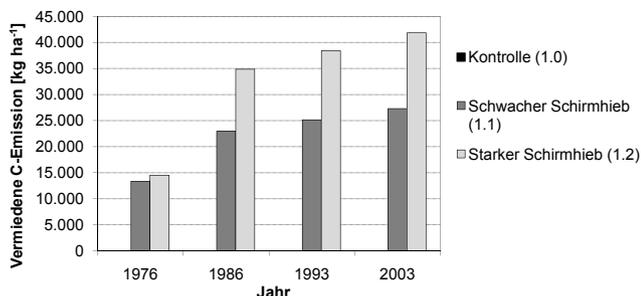


Abb. 10. Virtueller C-Pool aus vermiedener Kohlenstofffreisetzung durch Energiesubstitution.
Virtual C-pool consisting out of avoided emissions by substitution of fossil fuels.

Kohlenstoffgesamtbilanz über den gesamten Aufnahmezeitraum

Summiert man die bisher einzeln aufgezeigten Teilergebnisse zu einer Gesamtbilanz auf, wie in Abbildung 11 für die Flächen im Kalkalpin zu sehen, so kann man feststellen, dass der Bergwald in allen drei Nutzungsvarianten eine Kohlenstoffsenke darstellt. In der schwachen Schirmschlagparzelle wurde mit ca. 60.000 kg ha⁻¹ seit dem Einschlag weniger Kohlenstoff gebunden als in der Kontrollparzelle (65.000 kg ha⁻¹), in der starken Schirmschlagparzelle mehr (76.000 kg ha⁻¹). Auf den Nebenversuchsflächen im Flysch (Abbildung 12) wurde in der Nutzungsvariante eine größere Senkenwirkung erzielt (ca. 116.000 kg ha⁻¹) als in der Kontrollparzelle (81.000 kg ha⁻¹).

Im Jahr des Einschlages ergibt sich nur in den Nutzungsvarianten eine Veränderung im Kohlenstoff-Gesamtpool. Dem stehenden Bestand wird durch die Ernte Kohlenstoff entzogen. Dieser Kohlenstoff wird aber zunächst nur umgelagert. Es entstehen zwei andere Speicher, die zusammengenommen die gleiche Größenordnung haben: der Schlagabraum- und der Produktspeicher. Nur diese Bereiche betrachtet wäre die Gesamtbilanz ausgeglichen bei null. Es ergeben sich aber zusätzliche virtuelle Speichereffekte durch die Material- und Energiesubstitution, die sich in den positiven Säulen ausdrücken. Diese positive Gesamtbilanz wird jedoch bis zum nächsten Aufnahmezeitpunkt gemindert, da Kohlenstoff aus Schlagabraum und Produktspeicher frei wird. Infolgedessen holen die Kontrollparzellen hinsichtlich der Kohlenstoffbilanz bis zur Aufnahme 1993 gegenüber den Nutzungsvarianten auf. Die Parzelle mit dem schwachen Schirmschlag im Kalkalpin wird sogar überholt. In der Folge wird die Freisetzung von Kohlenstoff aus Schlagabraum und Produktspeicher weniger. Jetzt dominiert der Effekt des unterschiedlichen Zuwachses. Während der Zuwachs in den Kontrollparzellen zurückgeht, hält er

in den genutzten Parzellen an. Der Unterschied in der Kohlenstoffbilanz von Kontrollparzelle und schwacher Schirmschlagparzelle im Kalkalpin wird wieder geringer, während sich sowohl im Kalkalpin als auch im Flysch die starken Schirmschlagvarianten wieder von den Kontrollvarianten absetzen.

Tabelle 8 zeigt eine zusammenfassende Übersicht der Ergebnisse (Kontrolle und starker Schirmschlag in Kalkalpin und Flysch), aus denen der Beitrag der einzelnen Kohlenstoffspeicher zur Gesamtbilanz ersichtlich wird.

Diskussion

Diskussion der Methode und Limitierungen der Studie

Bevor die Ergebnisse diskutiert und einige Schlussfolgerungen gezogen werden, sollen einige entscheidende Rahmenbedingungen und Limitierungen der Studie aufgezeigt werden.

So stehen die Ergebnisse zur Entwicklung des Bodenkohlenstoffs noch aus. Diese können bei der Beurteilung der Varianten eine entscheidende Rolle spielen. Alle derzeitigen Schlussfolgerungen müssen unter diesen Vorbehalt gestellt werden.

Neben der Behandlung hat auch der unterschiedliche Ausgangsvorrat in den Flächen des Kalkalpins einen Effekt auf die Zuwachsentwicklung. Zu klären, welchen Anteil die beiden Effekte am Zuwachs haben, könnte Gegenstand einer weiteren Auswertung sein. Im Flysch lagen die Ausgangsvorräte so nah beieinander, dass der unterschiedliche Zuwachs ausschließlich auf die Behandlung zurückgeführt werden kann.

Im Bereich der Bodenvegetation war die Datengrundlage zu gering, um diese mit in die Bilanz aufnehmen zu können. Allerdings kann aus früheren Erhebungen geschlossen werden, dass die Bodenvegetation hinsichtlich des gespeicherten Kohlenstoffs keine Größenordnung annimmt, welche die Gesamtbilanz nennenswert verändern könnte. Mosandl (1991) berechnete die Biomasse der Bodenvegetation anhand der Daten von 1986. Hierbei zeigte sich erwartungsgemäß in den lichtereren Schirmschlagparzellen eine größere Bedeckung mit Bodenvegetation als in den Kontrollparzellen. Aber selbst in den starken Schirmschlagparzellen betrug der in der Bodenvegetation gespeicherte Kohlenstoff nicht mehr als 350 kg ha⁻¹.

Es wurde bei der Bilanzierung unterstellt, dass sämtlicher Schlagabraum auf der Fläche verbleibt. Zwar beinhaltet der Schlagabraum ein hohes Potenzial zur Energiesubstitution (Hofer et al. 2008), aber die energetische Nutzung birgt auch die Gefahr des übermäßigen Nährstoffentzuges und kann nur auf reich ausgestatteten Standorten in Betracht gezogen werden (Kölling et al. 2007, Weis et al. 2009, Kölling 2010). Hätte man eine vollständige energetische Nutzung des Schlagabraums unterstellt, dann hätten die genutzten Flächen

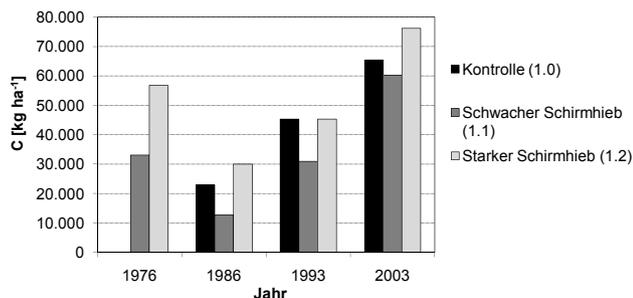


Abb. 11. Summarische Kohlenstoffentwicklung im Kalkalpin nach dem Eingriff.
Total carbonate balance with limestone after harvesting.

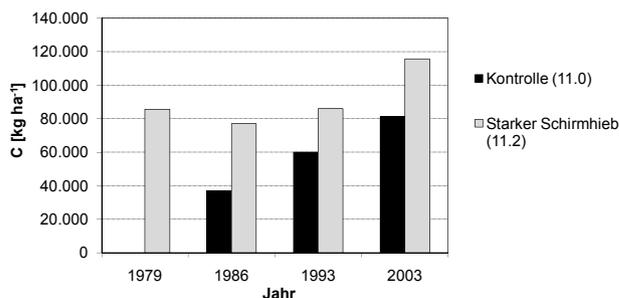


Abb. 12. Summarische Kohlenstoffentwicklung im Flysch nach dem Eingriff.
Total carbonate balance with flysch after harvesting.

Tab. 8. Entwicklung aller C-Pools [kg ha⁻¹] in Kontrollparzellen und starken Schirmschlagparzellen im Kalkalpin und im Flysch. Grau hinterlegt: der Speicher zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt. Weiß hinterlegt: die Differenz seit der letzten Aufnahme.
 Development of C-Pools [kg ha⁻¹] in control plots and in heavy shelterwood plots with limestone and with flysch. Grey highlighted: pool at the time of measurement. White: difference since last measurement.

Parzelle	Kontrolle										Starker Schirmschlag											
	1.0					1.2					1.0					1.2						
	Jahr	1976	1986-1976	1986	1993-1986	1993	2003-1993	2003	1976	1986-1976	1986	1993-1986	1993	2003-1993	2003	1976	1986-1976	1986	1993-1986	1993	2003-1993	2003
Kalkalpin																						
Einschlag	0	0	0	0	0	0	0	-117.488	0	-117.488	0	0	0	0	-117.488	0	-117.488	0	-117.488	0	0	-117.488
Altbestand Zuwachs	0	9.714	9.714	20.759	30.473	7.320	37.794	0	18.700	18.700	26.139	44.839	38.897	83.736	0	18.700	18.700	26.139	44.839	38.897	83.736	
Totholz	0	13.233	13.233	1.585	14.818	12.734	27.552	0	3.563	3.563	-1.855	1.708	-1.039	669	0	3.563	3.563	-1.855	1.708	-1.039	669	
Verjüngung	0	12	12	11	23	40	63	0	129	129	29	157	70	227	0	129	129	29	157	70	227	
Schlagabraum	0	0	0	0	0	0	0	49.397	-24.666	24.731	-7.920	16.811	-6.132	10.679	0	49.397	24.731	-7.920	16.811	-6.132	10.679	
Produktspeicher	0	0	0	0	0	0	0	68.092	-44.854	23.238	-4.561	18.677	-4.411	14.265	0	68.092	23.238	-4.561	18.677	-4.411	14.265	
Energiesubstitution	0	0	0	0	0	0	0	14.530	20.321	34.851	3.544	38.395	3.428	41.823	0	14.530	34.851	3.544	38.395	3.428	41.823	
Materialsubstitution	0	0	0	0	0	0	0	42.226	0	42.226	0	42.226	0	42.226	0	42.226	0	42.226	0	42.226	0	42.226
Summe	0	22.959	22.959	22.355	45.314	20.095	65.409	56.756	-26.808	29.948	15.375	45.324	30.812	76.136	0	22.959	29.948	15.375	45.324	30.812	76.136	
Flysch																						
11.0																						
Einschlag	0	0	0	0	0	0	0	-160.651	0	-160.651	0	0	0	0	-160.651	0	-160.651	0	-160.651	0	0	-160.651
Altbestand Zuwachs	0	31.129	31.129	12.005	43.134	4.646	47.780	0	23.780	23.780	21.429	45.209	39.604	84.813	0	31.129	23.780	21.429	45.209	39.604	84.813	
Totholz	0	5.845	5.845	11.005	16.851	16.355	33.205	0	0	0	0	0	0	0	0	5.845	0	0	0	0	0	0
Verjüngung	0	59	59	0	59	-4	55	0	1.492	1.492	0	1.492	3.440	4.931	0	59	1.492	0	1.492	3.440	4.931	
Schlagabraum	0	0	0	0	0	0	0	68.583	-14.146	54.437	-11.228	43.209	-12.145	31.064	0	68.583	54.437	-11.228	43.209	-12.145	31.064	
Produktspeicher	0	0	0	0	0	0	0	92.067	-56.227	35.841	-5.849	29.992	-5.606	24.386	0	92.067	35.841	-5.849	29.992	-5.606	24.386	
Energiesubstitution	0	0	0	0	0	0	0	7.691	36.512	44.202	4.598	48.800	4.407	53.207	0	7.691	44.202	4.598	48.800	4.407	53.207	
Materialsubstitution	0	0	0	0	0	0	0	77.889	0	77.889	0	77.889	0	77.889	0	77.889	0	77.889	0	77.889	0	77.889
Summe	0	37.033	37.033	23.010	60.044	20.997	81.041	85.580	-8.589	76.990	8.949	85.940	29.700	115.640	0	37.033	76.990	8.949	85.940	29.700	115.640	

eine noch größere Senkenleistung aufgewiesen als hier berechnet. Allerdings bliebe hier zu untersuchen, inwiefern sich die Entnahme des Schlagabraums auf den Kohlenstoff im Boden ausgewirkt hätte. Die hier unterstellte Variante „Schlagabraum belassen“ entspricht in jedem Fall der tatsächlich durchgeführten Maßnahme und passt insofern zu den noch auszuwertenden Bodenuntersuchungen.

Einige weitere Unsicherheiten liegen auch in dem untersuchten Ökosystem Bergmischwald begründet, auf dessen Eigenarten nicht immer vollständig eingegangen werden konnte. So mussten beispielsweise bei der Ermittlung der Gesamtbioasse Expansionsfaktoren herangezogen werden, die unter Flachlandverhältnissen ermittelt wurden. Der Abbau des Totholzes musste über Zersetzungsraten quantifiziert werden, da der Übergang vom stehenden ins liegende Totholz und der weitere Zerfall nicht Teil der Aufnahmen waren. Dabei standen keine für den Bergmischwald spezifischen Totholzzersetzungsraten zur Verfügung. Den klimatischen Verhältnissen im Gebirge wurde aber insofern Rechnung getragen, als relativ konservative Konstanten aus den Karpaten (Korpel 1995) bzw. Skandinavien (Naesset 1999) verwendet wurden.

Im Bergmischwald kommen zum Teil auch andere Holzerverfahren zum Einsatz als im Flachland, beispielsweise Seilkranverfahren. Diese können eine von den konventionellen Verfahren abweichende Kohlenstoffbilanz haben. Diese Unsicherheit wiegt jedoch in der Kohlenstoffbilanz nicht besonders schwer. So müssen laut Wegener et al. (1997) für die Bereitstellung von Rundholz an der Waldstraße je nach Baumart und Sortiment lediglich 1,1–4,2 % der im Holz gespeicherten Energie aufgewendet werden. Karjalainen und Asikainen (1996) stellten fest, dass der weit größte Anteil an Treibhausgasen bei der Bereitstellung des Holzes nicht während der Ernte im Wald freigesetzt wird, sondern auf Langstreckentransporte zurückgeht. Die Notwendigkeit solcher Transporte ist weniger von einer Lokalisierung des Holzes im Bergmischwald abhängig als von den Eigenarten der Holzhandelsströme. Die eigentlichen Ernteverfahren verursachen nicht zwangsläufig mehr CO₂-Ausstoß als im Flachland. So ist laut einer Studie von Winkler (1997) der Energiebedarf für den tatsächlichen Rückprozess mit Seilkranverfahren relativ gering. Einen großen Teil des Energieverbrauchs macht die Bereitstellung der Infrastruktur wie Forststraßen aus. Heinimann (1996) und Knechtle (1997) bilanzierten den Energieverbrauch bei vollmechanisierten Holzerverfahren im Flachland mit 30 bis 200 MJ m⁻³. Der Verbrauch bei Seilkranverfahren liegt laut Winkler (1997) inkl. Infrastruktur zwischen 100 und 200 MJ m⁻³. Der Helikopter stellt mit über 350 MJ m⁻³ eine Ausnahme dar.

Auch die Einteilung des verarbeiteten Holzes in Produktklassen stützte sich nicht auf Recherchen in der Alpenregion, sondern auf Werte von Profft et al. (2009), die ihre Studien in Thüringen durchgeführt haben. Es wurde aber der hohe Stellenwert, den das Laubholz in Gebirgsregionen als Brennholz genießt, berücksichtigt, indem ein großer Teil des Laub-Industrieholzes als „Industrieholz kurz (IS)“ einsortiert wurde. IS wird bei Profft et al. (2009) zu 100 % als Energieholz klassifiziert. Insgesamt werden bei Profft et al. (2009) relativ große Anteile des genutzten Holzes in kurzlebige Produktkategorien einsortiert. Eine Verwendung der Hölzer in langlebigeren Produkten böte demnach noch weiteres Senkenpotenzial.

Schließlich ist bei der Interpretation der Ergebnisse noch der relativ kurze Untersuchungszeitraum von 27 Jahren zu berücksichtigen. Für einen abschließenden Vergleich der Nutzungsvarianten braucht man die Daten von mindestens einer ganzen Umtriebszeit. Der begrenzte Beobachtungszeitraum sorgt tendenziell für eine Überbewertung der Senkenleistung in den unbehandelten Varianten. Die Kontrollparzellen sind seit Beginn der Untersuchung in sehr engen Dichtstand getreten, und es finden viele konkurrenzbedingte Absterbeprozesse statt. Deshalb bauen sich schnell hohe Totholzvorräte auf. Dieser Vorgang wird aber nicht unendlich so weitergehen. Ab einem bestimmten Zeitpunkt wird der Totholzvorrat weniger

rasant ansteigen und in Richtung eines Gleichgewichtes tendieren. Die Theorie des sich irgendwann einstellenden Kohlenstoff-Gleichgewichtszustandes in Urwäldern von Odum (1969) wurde zwar in jüngerer Vergangenheit kritisiert (Luyssaert et al. 2008), aber die hier beobachtete Totholzzakkumulation wird sicher nicht in der gleichen Geschwindigkeit weiter ansteigen.

Die Speicherung des Kohlenstoffs aus dem Totholz auf der Fläche ist auch insofern nicht beliebig hoch, als der Kohlenstoff aus der Zersetzung des Totholzes nicht gänzlich im Boden verbleibt. Einer Untersuchung von Kahl (2008) zufolge wird der Bodenkohlenstoffvorrat nicht durch den Kohlenstoff aus Totholz erhöht. Ein Teil dieses Kohlenstoffs ersetzt den vorhandenen Bodenkohlenstoff. Der Rest des Kohlenstoffes aus dem Totholz wird zusammen mit dem ersetzten Bodenkohlenstoff vollständig mineralisiert.

Die Unsicherheit hinsichtlich der weiteren Kohlenstoffspeicherung aus Totholz ist ein Nachteil der reinen Verwendung gemessener Daten gegenüber Studien mit simulierten Beständen. Würde man die weitere Entwicklung modellieren, so könnte man dieses veränderte Kohlenstoffregime im Totholz genau so berücksichtigen wie auch den Umstand, dass in dem verbliebenen Produktspeicher der Behandlungsvarianten eine weitere potenzielle Energiesubstitution steckt, die bei einer Kaskadennutzung zum Tragen kommen kann. Taverna et al. (2007) sowie Thürig und Kaufmann (2008) führten solche Modellberechnungen der Senkenwirkung verschiedener Holznutzungsszenarien in der Schweiz durch. Sie stellten fest, dass in einem Szenario „Reduzierte Waldpflege“ vorübergehend eine höhere Senkenwirkung erzielt wird als in den Szenarien „Kyoto optimiert“, „Zuwachs optimiert“ und „Vorratsabbau“. Hier ergab sich aber nach etwa 35 Jahren ein Break-Even-Point, ab dem die Nutzungsszenarien begannen, eine größere Senkenwirkung zu haben.

Diskussion der Ergebnisse

Trotz verschiedener Unsicherheiten, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind, lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen.

Die untersuchten Bergmischwälder weisen ungeachtet ihres hohen Alters noch sehr hohe Zuwächse von bis zu 9 Vfm ha⁻¹ auf (El Kateb et al. 2006, 2009), die ein großes Senkenpotenzial darstellen. Im Untersuchungszeitraum wurden je nach Variante zwischen 65 und 115 t Kohlenstoff gespeichert (bei den Nutzungsvarianten inkl. Produktspeicher und virtuellem Speicher durch Substitutionen). Das entspricht einer Erhöhung des Ausgangsspeichers um 26–37 %. Thürig und Kaufmann (2010) konstatieren bei einer Modellierung für die Schweizer Wälder, dass Bergwälder generell eine geringere Senkenwirkung haben als Wälder im Flachland. Dies ist im Allgemeinen sicher richtig, aber die vorliegende Untersuchung zeigt, dass auch Bergmischwälder eine nicht zu unterschätzende Kohlenstoffsenke darstellen.

Die Wüchsigkeit der Standorte hat einen großen Einfluss darauf, in welcher Geschwindigkeit Kohlenstoff in der Verjüngung gebunden werden kann. Auf den wuchskräftigen Standorten im Flysch wurde im selben Zeitraum zehnmal so viel Kohlenstoff in Verjüngungspflanzen festgelegt wie im Kalkalpin.

Den größten Einfluss auf die Senkenleistung hat die Sortimentsverteilung des geernteten Holzes. Insofern machen die Ergebnisse deutlich, dass die Art der Nutzung des geernteten Holzes entscheidenden Einfluss auf die Senkenwirkung der Bergmischwälder hat. Die Flächen im Flysch schneiden besser ab, weil mehr Sortimente anfallen, aus denen langlebige Produkte erzeugt werden können. Daraus ergeben sich mehrfache Effekte. Der Kohlenstoff ist länger in den Produkten gebunden als in kurzlebigen Produkten, der Umfang der Materialsubstitution ist größer, und es besteht die Möglichkeit der Kaskadennutzung. Ursächlich für die günstigere Sortimentsstruktur im Flysch ist einerseits der höhere Erntedurchmesser (im

Kalkalpin durchschnittlich 17 cm bzw. 25 cm, im Flysch 41 cm) und andererseits der höhere Nadelholzanteil (im Kalkalpin 64 %, im Flysch 99 %). Beides ist nicht ausschließlich auf das Ausgangsgestein zurückzuführen. Im Flysch wird der höhere Erntedurchmesser lediglich schneller erreicht als im Kalkalpin, und die Standorte sind sehr tannenfreundlich.

Man kann generell sehen, dass genutzte Bergmischwälder bei günstiger Sortimentsstruktur in Biomasse und Holzprodukten eine höhere Senkenleistung erreichen können als ungenutzte Wälder. Kohlenstoffeffiziente Nutzungsstrategien können dieses Potenzial genutzter Bergmischwälder noch steigern: Höhere Erntedurchmesser führen wie beschrieben dazu, dass langlebigere Produkte mit Materialsubstitution und Kaskadennutzung erzeugt werden können. Aber auch im Schwachholzbereich können Produkte mit langer Kohlenstoffbindung wie einfache Möbel, Platten oder Sperrholz erzeugt werden, wie Tabelle 6 zeigt. Auch ein höherer Laubholzanteil muss sich nicht negativ auswirken. Entscheidend ist hier, dass schwächeres Holz möglichst nicht gleich als Brennholz genutzt, sondern zunächst stofflich verwertet wird. Hier ist im Gebirgsraum noch großes Potenzial vorhanden. Neuentwicklungen zur stofflichen Nutzung von Laubholz bieten langfristige Bindungsmöglichkeiten als in der Sortierung von Profft et al. (2009) unterstellt. Im stärkeren Holz gibt es beispielsweise mit dem Buchenbrettschichtholz eine neue Möglichkeit, Laubholz in der langlebigsten Produktklasse, dem Konstruktionsholz, unterzubringen (Schmidt et al. 2010).

Vornutzungen waren zwar nicht Gegenstand der hier durchgeführten Berechnungen, sollen aber kurz in die Diskussion einbezogen werden. Auch sie können positive Auswirkungen auf die Senkenleistung von Bergmischwäldern haben. Einerseits können Pflegeeingriffe dazu führen, dass ein höherer Anteil des verbleibenden Holzes den Ansprüchen für langlebige Produkte gerecht wird. Gerade das Laubholz wurde in der Vergangenheit im Gebirge wenig gepflegt, weshalb es in vielen Fällen lediglich Brennholzqualität aufweist. Andererseits können frühzeitige Eingriffe die Resistenz der Bestände gegenüber Schneebruch, Windwurf und Schädlinge erhöhen (Hölllerl 2009). Bei der Entscheidung, ob man Bergwälder nutzt oder nicht, spielen Stabilitätsüberlegungen ohnehin eine Rolle. Diese Stabilitätsüberlegungen betreffen aber auch das Kohlenstoffregime. Werden Bergwälder mit der Konsequenz erhöhter Kalamitätsrisiken aus der Nutzung genommen, kann sich das stark auf den Kohlenstoffhaushalt auswirken. Felbermeier et al. (2007) konstatieren in einer länderübergreifenden Untersuchung zu verschiedenen Nutzungsszenarien, dass eine reduzierte Nutzung die gebundenen Kohlenstoffvorräte zwar unter bestimmten Umständen vorübergehend steigern kann, sich dadurch aber auch die Kalamitätsrisiken erhöhen können. Der erhöhte Speicherungseffekt kann somit ins Gegenteil verkehrt werden, und der Wald wird zur Kohlenstoffquelle. Die Autoren fordern deshalb bei der Bewertung von Nutzungsszenarien die Berücksichtigung von Risiken. Werden die Risiken ausgeblendet, ergeben sich falsche Prognosen und damit falsche Entscheidungen. Dies gilt besonders für die in der Bergmischwaldzone weit verbreiteten anthropogen begründeten reinen Fichtenbestände. Aber auch in gemischten Beständen kann durch fehlende Bewirtschaftung Struktur und Stabilität verloren gehen. Untersuchungen in dem hier beschriebenen Bergmischwaldversuch haben ergeben, dass in den Kontrollparzellen infolge Konkurrenz vor allem Unter- und Zwischenständer verloren gehen (El Kateb et al. 2009).

Gerade im Gebirge können Kalamitäten hinsichtlich des Kohlenstoffhaushalts fatale Folgen nach sich ziehen, wie Kohlpaintner und Göttelein (2009) in einer Untersuchung nach Sturm Kyrill 2007 in den Bayerischen Alpen dokumentierten. Wenn Sturmwurf, Borkenkäferbefall oder Lawinenabgänge im Hochgebirge größere Freiflächen erzeugen, forciert das veränderte Bodenklima den Humusabbau. Waren die Bestände zuvor ungepflegt und dicht, so existiert kaum Bodenvegetation oder Vorausverjüngung. Die freigesetzten

Nährstoffe werden dann mit dem Sickerwasser ausgewaschen und fehlen der folgenden Waldgeneration. Das Baumwachstum kann daraufhin lange Zeit gravierend beeinträchtigt sein. Entsprechend spärlich sind in der Folge dann auch die Bindungsmöglichkeiten von Kohlenstoff.

Abschließend lässt sich unter dem Vorbehalt, dass die Bodenanalysen des Versuches noch ausgewertet werden müssen, Folgendes festhalten: Bewirtschaftung im Bergmischwald kann sich positiv auf die Kohlenstoffbilanz in der Biomasse und in Holzprodukten auswirken. Die Bilanz fällt besonders positiv aus, wenn die Nutzung kohlenstoffeffizient erfolgt. Es muss ein hoher Anteil an Sortimenten erzeugt werden, die zu langlebigen Produkten verarbeitet werden. Die Möglichkeiten der Kaskadennutzung müssen wahrgenommen werden, stoffliche Nutzung muss vor energetischer Nutzung stattfinden. Voraussetzung ist außerdem, dass die Bewirtschaftung für stabile Bestände sorgt, die eine dauernde Bestockung gewährleisten.

Danksagung

Professor Dr. R. Mosandl und Herrn Hany El Kateb sei für die wertvollen Daten aus dem Bergmischwaldprojekt des Waldbaulehrstuhls der TU München herzlich gedankt. Für die finanzielle Unterstützung bedanken wir uns beim Kuratorium für forstliche Forschung in Bayern. Herzlichen Dank auch den Begutachtern des Artikels für viele wertvolle Anregungen.

Literatur

- Ammer C. 1996. Konkurrenz um Licht – zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald. Forstliche Forschungsberichte München 158
- Bolte A. 1999. Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährstoffvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. Ulmer, Stuttgart
- Böswald K. 1996. Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt. Eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. Forstl. Forschungsber. München 159
- Böttcher H. 2007. *Forest management for climate change mitigation - modeling of forestry options, their impact on the regional carbon balance and implications for a future climate protocol*. Inaugural-Dissertation Fakultät für Forst- u. Umweltwissenschaften Universität Freiburg i. Brsg.
- Burschel P., Kürsten E., Larson B.C. 1993. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt – Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstl. Forschungsber. München 126
- El Kateb H. 1991. Der Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die Sproßgewichte von Naturverjüngungspflanzen im Bergmischwald. Forstl. Forschungsber. München 111
- El Kateb H., Felbermeier B., Schmerbeck J., Ammer C., Mosandl R. 2006. Silviculture and management of mixed mountain forests in the Bavarian alps. *Silvicultural Experiments* 3
- El Kateb H., Schölch M., Mosandl R. 2009. Waldbau-Verfahren für den Bergmischwald – Empfehlungen für die Praxis auf wissenschaftlicher Grundlage. LWF Aktuell 71, 9-11
- Felbermeier B. 2007. Holzsortierung. Unveröffentlichtes Programm zur Holzsortierung, basierend auf BDAT (Kublin und Scharnagl 1988)
- Felbermeier B., Mosandl R. (Hrsg.) 2004. Zukunftsorientierte Forstwirtschaft, Entwicklung eines forstlichen Entscheidungsunterstützungssystems (ZEUS) auf der Grundlage von Untersuchungen verschiedener Waldbehandlungsoptionen in Forstbetrieben Mittelschwabens. *Ökosystem Management* 1
- 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
- Heinimann H.R. 1996. Nachhaltige Entwicklung – Herausforderungen und Lösungsansätze für die Ebenen Forstbetrieb und Forsttechnik. *Schweiz. Z. Forstwes.* 147, 859-871
- Hofer P., Taverna R., Werner F. 2008. Nutzung des geernteten Holzes – Substitution und Senkenwirkung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 288-295
- Hölllerl S. 2009. Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. *Forstl. Forschungsber. München* 207

- Homann M. 2004. Die Entwicklung von Forstkulturen auf Waldschadensflächen unter besonderer Berücksichtigung ihrer oberirdischen Biomasse. Dissertation TU München, Freising
- Kahl T. 2008. Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Dissertation Fakultät Forst- u. Umweltwissenschaften Universität Freiburg i. Brsg.
- Karjalainen T., Asikainen A. 1996. Green house gas emissions from the use of primary energy in forest operations and long distance transportation of timber in Finland. *Forestry* 69, 215-228
- Knechtle N. 1997. Materialprofile von Holzertesystemen – Analyse ausgewählter Beispiele als Grundlage für ein forsttechnisches Ökoinventar. Diplomarbeit Department Wald- u. Holzforschung ETH Zürich (unveröff.)
- Knoke T., Mosandl R. 2004. Integration ökonomischer, ökologischer und sozialer Ansprüche: Zur Sicherung einer umfassenden Nachhaltigkeit im Zuge der Forstbetriebsplanung. *Forst u. Holz* 59, 535-539
- Kohlpaintner M., Göttlein A. 2009. Mit dem Wald verschwindet auch der Humus. Großflächige Störungen in Hochgebirgswäldern führen zu Nährstoffverlusten und beeinträchtigen langfristig die Waldentwicklung. *LWF Aktuell* 71, 22-24
- Kölling C. 2010. Maß halten. Biomassennutzung kann Produktionskapital verzehren. *LWF Aktuell* 78, 28-31
- Kölling C., Göttlein A., Rothe A. 2007. Energieholz nachhaltig nutzen. Biomassennutzung und Nährstoffentzug. *LWF Aktuell* 61, 32-36
- Korpel S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer Verlag, Stuttgart
- Lindner M., Karjalainen T., 2007. Carbon inventory methods and carbon mitigation potentials of forests in Europe: a short review of recent progress. *Eur. J. Forest. Res.* 126, 149-156
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P., Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215
- Mosandl R. 1991. Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. *Mitt. Staatsforstverwaltung Bayerns* 46
- Mosandl R., El Kateb H. 1988. Die Verjüngung gemischter Bergwälder - praktische Konsequenzen aus 10jähriger Untersuchungsarbeit. *Forstw. Cbl.* 107, 2-13
- Müller-Using S., Bartsch N. 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *Eur. J. Forest. Res.* 128, 287-296
- 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
- Naesset E. 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in south-eastern Norway. *Can. J. For. Res.* 29, 372-381
- Odum E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270
- Profft I., Arenhövel W., Seiler M. 2007. Wald & Holz – Potenzial für den Klimaschutz in Thüringen. *Mitt. Thüringer Landesanstalt f. Wald, Jagd u. Fischerei* 29, 42-65
- Profft I., Mund M., Weber G.-E., Weller E., Schulze E.-D. 2009. Forest management and carbon sequestration in wood products. *Eur. J. Forest. Res.* 128, 399-413
- Rock J., Badeck F.-W., Harmon M.E. 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *Eur. J. Forest. Res.* 127, 301-313
- Schmidt M., Glos P., Wegener G. 2010. Verklebung von Buchenholz für tragende Holzbauteile. *Eur. J. Wood Prod.* 68, 43-57
- Schmidt U.E. 2002. Der Wald in Deutschland im 18. und 19. Jahrhundert - Das Problem der Waldressourcenknappheit in Deutschland, eine historisch-politische Analyse. Saarbrücken
- Schöne D., Schulte A. 1999. Forstwirtschaft nach Kyoto - Ansätze zur Quantifizierung und betrieblichen Nutzung von Kohlenstoffsinken. *Forstarchiv* 70, 167-176
- 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
- Weber M. 2001. Kohlenstoffspeicherung in Lenga (*Nothofagus pumilio*)-Primärwäldern Feuerlands und Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt. Verlag Kessel, Remagen-Oberwinter
- Wegener G., Zimmer B., Frühwald A., Scharai-Rad M. 1997. Ökobilanzen Holz. Fakten lesen, verstehen und handeln. Informationsdienst Holz, Berlin
- Weis W., Göttlein A., Rothe A., Kölling C., Häusler W., Seifert T. 2009. The impact of site characteristics on the nutritional sustainability of wood production and harvesting. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 128 <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2009/mwp128-12.pdf>, 482 (10.04.2011)
- Winkler C. 1997. Vorstudie. Ökoinventare von Holzertesystemen. ETH D-WAHO Forstliches Ingenieurwesen, Zürich
- Wirth C., Schumacher J., Schulze E.-D. 2004. General biomass functions for Norway spruce in Central Europe – a meta-analysis approach toward prediction and certainty estimation. *Tree Physiology* 24, 121-39
- Wutzler T., Wirth C., Schumacher J. 2008. Generic biomass functions for common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. *Can. J. For. Res.* 38, 1661-1666
- Zell J. 2008. Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Dissertation Fakultät Forst- u. Umweltwissenschaften Universität Freiburg i. Brsg.