

Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein

René Wördehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers,
Cihan T. Aydın, Jürgen Nagel



René Wördehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Cihan T. Aydın, Jürgen Nagel
Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein

René Wördehoff, Hermann Spellmann,
Jan Evers, Cihan T. Aydın, Jürgen Nagel

Kohlenstoffstudie
Forst und Holz
Schleswig-Holstein

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt
2012

Global Forest Decimal Classification: 111.83, 161.32, 2, 564, 907.33

Herausgeber

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen

Tel.: +49 (0)551-69401-0, Fax: +49 (0)551-69401-160

E-Mail: zentrale@nw-fva.de

www.nw-fva.de

Die Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein wurde vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein finanziert.

Titelgrafik und Abbildung 32: Etta Paar (NW-FVA)

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA (www.nw-fva.de) erreichbar und darf gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

2012

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Abstract	3
1 Einleitung	5
1.1 Anlass und Ziele	5
1.2 Aktuelle Daten zu CO ₂ -Emissionen und -Senken	6
1.3 Betrachtete Speicher	7
2 Material	9
2.1 Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein 2008	9
2.2 Waldökologische Naturräume und Waldböden in Schleswig-Holstein	13
2.3 Zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE II) 2007	16
2.3.1 BZE II-Netz	16
2.3.2 Beprobung der BZE-Punkte	17
3 Methoden	21
3.1 Lebende Baumbiomasse	21
3.1.1 Literaturstudie zur lebenden Baumbiomasse	22
3.1.2 Biomassefunktionen	24
3.1.2.1 <i>Getestete Biomassefunktionen</i>	24
3.1.2.2 <i>Auswahl geeigneter Biomassefunktionen</i>	25
3.1.3 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse	29
3.2 Tote Baumbiomasse	29
3.2.1 Literaturstudie zur toten Baumbiomasse	29
3.2.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der toten Baumbiomasse	31
3.3 Bodenvegetation	31
3.4 Boden	32
3.4.1 Literaturstudie zum Boden	32
3.4.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte des Bodens	33
3.5 Holzprodukte	33
3.5.1 Literaturstudie Holzprodukte	33
3.5.2 Kaskadennutzung	34
3.5.3 Berechnungen zum Produktpool	35
3.5.3.1 <i>Holzproduktklassen</i>	35
3.5.3.2 <i>Holzverwendungsschlüssel</i>	36

4	Ergebnisse	39
4.1	Veränderungen zwischen 1987 und 2002	39
4.2	Fortschreibung bis 2007	41
4.2.1	Lebende Baumbiomasse	41
4.2.2	Tote Baumbiomasse	43
4.2.3	Nutzungen	43
4.2.4	Produktpool	44
4.3	Boden 2007	45
4.4	Simulation von 2007 bis 2037 – Szenarienvergleich	50
4.4.1	Entwicklung der Derbholzvorräte, der lebenden Baumbiomassen und ihrer Kohlenstoffvorräte	50
4.4.2	Nutzungen	59
4.4.3	Tote Baumbiomasse	60
4.4.4	Produktpool	63
5	Diskussion	67
5.1	Material und Methoden	67
5.2	Kohlenstoffspeicher 1987, 2002 und 2007	68
5.2.1	Lebende Baumbiomasse	68
5.2.2	Tote Baumbiomasse	70
5.2.3	Mineralboden und Bodenvegetation	70
5.3	Vergleich der Inventurstudie 2008 mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein	74
5.4	Szenarienvergleich	76
5.5	Carbon Forestry Management	82
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	89
	Literatur	91
	Autoren	102
	Anhang	103

Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein

Forest and Wood Carbon Study, Schleswig-Holstein

Zusammenfassung

Die Speicherung von Kohlenstoff im Wald ist klimapolitisch ein hochaktuelles Thema, das die schleswig-holsteinische Landesregierung mit der Kohlenstoffstudie aufgegriffen hat. Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) wurde beauftragt, die Mengen an Kohlenstoff herzuleiten, die heute bzw. künftig in schleswig-holsteinischen Wäldern und in den aus schleswig-holsteinischem Holz hergestellten Produkten gespeichert werden. Zu diesem Zweck wurden sowohl die aktuelle lebende und tote Baumbiomasse, der Boden sowie die Holzprodukte als Kohlenstoffspeicher untersucht und es wurde die Entwicklung einzelner Speicher unter Zugrundelegung der drei verschiedenen Szenarien *ertragsorientierter*, *naturnaher* und *naturschutzorientierter* Waldbau betrachtet. Die Simulation baut auf der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein (RÜTHER et al. 2008) auf und umfasst den dreißigjährigen Zeitraum von 2007 bis 2037.

Zum Zeitpunkt der ersten Bundeswaldinventur (BWI¹) im Jahre 1987 lag der Gesamterbholzvorrat in Schleswig-Holstein bei rund 37 Mio. m³. Dieser Wert erhöhte sich bis zum Jahre 2002, dem Stichjahr der zweiten Bundeswaldinventur (BWI²), auf rund 47 Mio. m³. Gleichzeitig stiegen die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte von ca. 9 Mio. t C auf ca. 12 Mio. t C an. Die deutlichen Zunahmen sind darauf zurückzuführen, dass in der betrachteten Periode wesentlich weniger Holz eingeschlagen wurde, als nachgewachsen ist. Bis zum Beginn der Simulationsrechnungen im Jahre 2007 führten verstärkte Holzeinschläge zu einer leichten Ab-

nahme der Gesamterdbholzvorräte auf rund 45 Mio. m³ und der darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte auf rund 11 Mio. t C. Unter Berücksichtigung der gegebenen Baumartenanteile, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihres Altersaufbaus waren 2007 in der lebenden Baumbiomasse der Buchenbestände höhere Kohlenstoffvorräte gespeichert (ca. 4,4 Mio. t C) als in den Eichen- (ca. 2,3 Mio. t C) oder Fichtenbeständen (ca. 2,1 Mio. t C). Am geringsten war dieser Wert in der lebenden Baumbiomasse der schleswig-holsteinischen Kiefernbestände (ca. 1,0 Mio. t C). In Schleswig-Holstein bleibt diese Reihenfolge auch bei einer flächenbezogenen Betrachtung bestehen. So ergeben sich für die Buche die höchsten Kohlenstoffvorräte pro Hektar (126 t C/ha), gefolgt von Eiche (98 t C/ha), Fichte (89 t C/ha) und Kiefer (85 t C/ha). Die Kohlenstoffvorräte im Speicher Totholz beliefen sich auf rund 0,42 Mio. t C (2,7 t C/ha). Die anschließenden Simulationsrechnungen zeigen, dass die Entwicklung der Kohlenstoffspeicher in der lebenden bzw. toten Baumbiomasse stark vom jeweils gewählten Waldbauszenario abhängt.

Berücksichtigt man beim Baumartenvergleich auch den Kohlenstoffspeicher in den Holzprodukten, so verschieben sich die Relationen, denn Nadelholz, das überwiegend als Bauholz oder als Holzwerkstoff mit längerer Verweildauer verwendet wird, leistet gegenüber dem sehr stark energetisch genutzten Laubholz einen höheren Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung im Produktspeicher.

Der Waldboden (Humusaufgabe + Mineralboden bis 90 cm Tiefe) hat einen mindestens ebenso großen, wenn nicht sogar höheren Kohlenstoffvorrat wie die lebende Baumbiomasse der Waldbestände. Insbesondere Moore und anmoorige Böden sind wichtige Kohlenstoffspeicher, die erhalten werden sollten.

Die Kohlenstoffstudie zeigt, dass der schleswig-holsteinische Wald und die aus ihm hervorgegangenen Holzprodukte einen wichtigen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten und dass die Speichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft beeinflusst werden können.

Stichworte: Kohlenstoffspeicherung, Biomasse, Boden, waldbauliche Szenarien, Holzprodukte

Abstract

The sequestration of carbon in forests is a major current political issue in the climate change debate today, which the State Government of Schleswig-Holstein has pursued through the carbon study. The Northwest German Forest Research Station (NW-FVA) was commissioned to derive the amount of carbon stored in existing and future forests in Schleswig-Holstein as well as in products manufactured from wood from forests in Schleswig-Holstein. To this end, both the actual living and dead tree biomass, the soil as well as wood products were investigated for stored carbon, and the development of various carbon pools were assessed in three different scenarios adopting silvicultural systems prioritising yield, near-natural and conservation objectives. The simulation is based on the Schleswig-Holstein Forest and Wood Cluster Study (RÜTHER et al. 2008), and covers the thirty-year period from 2007 to 2037.

At the time of the first German National Forest Inventory (BWI¹) in 1987, the total volume of growing stock in Lower Saxony was about 37 mill. m³. In 2002, when the second inventory BWI² was conducted, this value had increased to about 47 mill. m³. Simultaneously the carbon stored in growing stock rose from ca. 9 mill. t C to ca. 12 mill. t C. This marked increase resulted because the amount of wood harvested was considerably lower than that which grew during this period. Then up til 2007, at which time simulation calculations were commenced, intensification of wood harvesting lead to a slight reduction in the total volume of growing stock to about 45 mill. m³ and hence also in the sequestered carbon to round 11 mill. t C. Given the existing tree species proportions, their site requirements and age structures, by the beginning of 2007, the carbon sequestered in the living tree biomass of beech stands (ca. 4.4 mill. t C) was higher than in oak (ca. 2.3 mill. t C) or Norway spruce stands (ca. 2.1 mill. t C). The lowest value was found in the living tree biomass in Scots pine forests in Schleswig-Holstein (ca. 1.0 mill. t C). In Schleswig-Holstein this order doesn't change, if carbon storage per unit area is considered. European beech has the highest carbon storage per hectare (126 t C/ha), followed by oak (98 t C/ha), Norway spruce (89 t C/ha), and Scots pine (85 t C/ha). Sequestered carbon in deadwood amounted to about 0.42 mill. t C (2.7 t C/ha). Subsequent simulation calculations show that carbon sequestration development in the living and the dead tree biomass is strongly related to the silvicultural scenario selected.

The relation between hard- and softwoods changes, if carbon storage in wood products is considered, because softwoods, which are predominantly used for long-lived wood products such as construction wood or in processed wood products, make a greater contribution to carbon sequestration compared to hardwoods, which are more often used for energy production.

The forest soil (forest floor + mineral soil to 90 cm depth) has an equally large, if not larger, store of carbon as the living biomass. In particular moor and half-bog soils are important carbon pools, which should be conserved.

The carbon study shows that forests in Schleswig-Holstein, and the wood products deriving from them, make an important contribution to carbon sequestration, and also that this sequestration can be influenced by forest and wood management strategies.

Keywords: carbon sequestration, biomass, soil, silvicultural management scenarios, wood products

1 Einleitung

Mit dem vierten Intergovernmental Panel on Climate Change-Sachstandsbericht (IPCC 2007) hat die Klimadiskussion eine neue Qualität erreicht. Es bestehen kaum noch Zweifel, dass die globale Erwärmung bereits eingesetzt hat und maßgeblich durch die von den Menschen freigesetzten Treibhausgase verursacht wird. Eine Schlüsselstellung hat diesbezüglich der mit der Industrialisierung einsetzende exponentielle Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, weshalb die Vermeidung von CO₂-Emissionen bzw. deren Speicherung vorrangige politische Ziele sind. Bezogen auf die Kohlenstoffspeicherung im Forstbereich kommt der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen* zu dem Schluss: „Auf lange Sicht wird eine Strategie des nachhaltigen Forstmanagements mit der Zielrichtung, die Kohlenstoffvorräte zu erhalten oder zu erhöhen und gleichzeitig einen jährlichen Ertrag an Holzprodukten und Energie aus den Wäldern zu erhalten, den höchsten anhaltenden Nutzen für den Klimaschutz erzielen.“ (WBGU 2009). JARVIS et al. (2005) führen den hierzu passenden Begriff des *Carbon Forestry Management* ein, unter dem sie alle Maßnahmen verstehen, die zur Erhaltung der gespeicherten Kohlenstoffvorräte in den Wäldern und zur Erhöhung der Senkenleistung der Wälder beitragen.

1.1 Anlass und Ziele

Das Thema Kohlenstoffspeicherung (C-Speicherung) ist klimapolitisch hochaktuell. Wälder stellen oft eine Senke für Kohlenstoff (C) dar. Die Wälder der gemäßigten Klimazone speichern beispielsweise jährlich eine Menge von ca. 0,37 Mrd. t C (ROBINSON 2007). NABUURS et al. (2008) weisen aber darauf hin, dass auch europäische Wälder eine Kohlenstoffquelle (C-Quelle) sein können. Dies hängt letztendlich davon ab, ob mehr Kohlenstoff durch die Photosynthese aufgenommen oder durch die Respiration der Pflanzen, deren Ernte, Zersetzung oder durch Verbrennung freigesetzt wird. In Deutschland hat bislang ein Vorratsaufbau mit entsprechend steigender Senkenleistung stattgefunden. Nach den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 weisen die deutschen Wälder mit 330 m³/ha die höchsten durchschnittlichen Holzvorräte in Europa auf (OEHMICHEN et al. 2011). Die Wälder in Schleswig-Holstein leisten hierzu ihren Beitrag und tragen damit wesentlich zur Kohlenstoffspeicherung bei. Ziel des schleswig-holsteinischen Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume ist es, die Kohlenstoffbilanz der Wälder dauerhaft zu verbessern (MLUR 2008).

Nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls kann sich Deutschland die Waldbewirtschaftung auf die nationale Treibhausgasbilanz anrechnen lassen. Diese Möglichkeit nutzt die Bundesregierung seit 2006. Zur Quantifizierung der Senkenleistung ist bisher der Waldökosystemansatz verbindlich. Hierbei wird das Waldökosystem

innerhalb seiner Grenzen betrachtet und jede Holznutzung einer Kohlenstofffreisetzung gleichgesetzt. Im Ergebnis wird so der Holzsektor und seine Möglichkeiten, Kohlenstoff zu speichern, bisher nicht in die Treibhausgasbilanzen einbezogen. Dies soll sich mit dem Nachfolgevertrag des Kyoto-Protokolls ändern (HEUER 2010). Damit ergibt sich auf Bundes- und Landesebene die Notwendigkeit, den Beitrag der Holzprodukte zur Kohlenstoffsequestrierung besser zu quantifizieren.

Dieser Aufgabe stellt sich das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Sie soll belastbare Daten über den derzeitigen Stand und die zukünftige Entwicklung der Kohlenstoffspeicherung in den Bestandesbiomassen und Böden der schleswig-holsteinischen Wälder liefern und darüber hinaus die zusätzlichen Speicherungs- und Substitutionseffekte in Holzprodukten abschätzen.

1.2 Aktuelle Daten zu CO₂-Emissionen und -Senken

Deutschland verursacht als hoch technisiertes Land hohe Treibhausgasemissionen mit einem Anteil von rund 86 % CO₂. Im Jahr 2009 wurden deutschlandweit Treibhausgase in Höhe von 920 Mio. t CO₂-Äquivalenten (davon 789 Mio. t CO₂) freigesetzt, davon 83 % durch den Verkehr und den Energieverbrauch von Haushalten und Industrie (UMWELTBUNDESAMT 2011). Für das Jahr 2010 geht das Umweltbundesamt in einer Schätzung von 960 Mio. t CO₂-Äquivalenten (davon 832 Mio. t CO₂) aus, was einen leichten Anstieg darstellt. Seit 1990 wird aber eine Verringerung der Emissionen festgestellt. Dennoch verursachte jeder Bundesbürger 2008 einen Pro-Kopf-Ausstoß von rund 11 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Davon entfallen 25 % der Treibhausgasemissionen auf den Bereich Heizung und Strom, 23 % auf Mobilität, 14 % auf Ernährung, 28 % auf den restlichen Konsum und 10 % auf die öffentliche Infrastruktur (UMWELTBUNDESAMT 2010).

Den Emissionen der mobilen und stationären Verbrennung steht das Ökosystem Wald als eine CO₂-Senke gegenüber. Die Gesamterdbiomasse betrug 2002 bundesweit rund 3,38 Mrd. m³ (BMELV 2005). Umgerechnet mit den Biomasseexpansionsfaktoren¹ von PRETZSCH (2009) und der baumartenspezifischen Raumdichte² ergibt sich für die lebende Baumbiomasse ein Kohlenstoffvorrat von rund 1,4 Mrd. t C (132 t C/ha). Im Jahr 2008 waren in der lebenden Biomasse der Waldbäume 1,23 Mrd. t C gespeichert, was einem Kohlenstoffvorrat von 120 t C/ha entspricht (DUNGER et al. 2009). Laut BWI² beträgt der Flächenanteil

¹ Biomasseexpansionsfaktoren sind Schätzgrößen, um vom Volumen auf die Biomasse eines Bestandes schließen zu können. Hier werden folgende Faktoren genutzt: Reisigfaktor = 1,45; Blattfaktor = 1,05; Nadelfaktor = 1; Wurzelfaktor = 1,25 (PRETZSCH 2009).

² Buche: 0,5543 t/m³, Eiche: 0,5611 t/m³, für ALh Esche: 0,5642 t/m³, für ALn Pappel: 0,3768 t/m³, Fichte: 0,3771 t/m³, für Tanne Küstentanne: 0,332 t/m³, Douglasie: 0,4124 t/m³, Kiefer: 0,4307 t/m³, Lärche: 0,4873 t/m³ (KNIGGE u. SCHULZ 1966)

der Nadelbäume in Deutschland knapp 58 %, der der Laubbäume 40 % (Rest: Lücke/Blöße). Bei Betrachtung der Derbholzvorräte verschiebt sich diese Relation weiter zugunsten der Nadelbäume. Deren Anteil am Gesamtvorrat beläuft sich auf 64 %, derjenige der Laubbäume auf 36 %. Aufgrund dieser höheren Vorräte und trotz der geringeren Rohdichte akkumulieren die Nadelbäume 57 % des C-Vorrates, während 43 % auf die Laubbäume entfallen. Im Totholz ($d \geq 10$ cm) waren zum Zeitpunkt der Inventurstudie 2008 insgesamt rund 35 Mio. t C gespeichert, was im Mittel 3,25 t C/ha entspricht (OEHMICHEN et al. 2011). Aus den Vorratsänderungen zwischen den beiden bisher durchgeführten Bundeswaldinventuren (BWI¹ 1987 und BWI² 2002) in den alten Bundesländern bzw. zwischen den Erhebungen für den Datenspeicher Waldfond und der zweiten Bundeswaldinventur in den neuen Bundesländern konnte für die lebende Baumbiomasse in deutschen Wäldern eine Senkenwirkung von 17 Mio. t C pro Jahr festgestellt werden. Dabei lag die Senkenwirkung in den neuen Bundesländern (2,52 t C/ha/a) höher als in den alten Bundesländern (1,22 t C/ha/a). Durch die Inventurstudie 2008 konnte für den Zeitraum von 2002 bis 2008 erneut eine Steigerung der Senkenwirkung von 4,7 Mio. t C pro Jahr (rund 0,4 t C/ha/a) nachgewiesen werden (DUNGER et al. 2009).

1.3 Betrachtete Speicher

In dieser Studie werden die folgenden Kohlenstoffspeicher im Ökosystem Wald berücksichtigt bzw. deren Entwicklung unter verschiedenen Behandlungsszenarien betrachtet (s. Abb. 1):

- lebende Baumbiomasse
 - die gesamte oberirdische Biomasse der Bäume wie Stämme, Äste, Rinde, Stümpfe, Samen und das Blattwerk
 - unterirdisch: die lebenden Grobwurzeln, jedoch nicht die Feinwurzeln ($d < 2$ mm)
- tote Baumbiomasse
 - das oberirdische tote Derbholz ab 7 cm Durchmesser
- Bodenvegetation
 - die Vegetationsschicht aus Gräsern und Kräutern
- Mineralboden mit organischer Auflage
 - Auflage und Mineralboden bis zu einer Tiefe von 90 cm. Auch die Feinwurzeln zählen zu diesem Pool, da sie bei der Analyse von Bodenproben nach der Trocknung nicht vom Boden zu trennen sind.

- Holzprodukte
 - Produkte aus Holz wie Bauholz, Holzwerkstoffe, Papier und Pappe bis hin zu Brennholz

Der Speicher Holzprodukte ist kein direkter Speicher des Ökosystems Wald. Da aber in Holzprodukten ebenfalls Kohlenstoff gebunden wird, was den waldbezogenen Gesamtspeicher vergrößert, werden hier auch Entwicklungen dieses Speichers unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungen dargestellt. Es ist zu erwarten, dass Holzprodukte eine wichtige Rolle spielen werden, wenn die zu erwartenden Änderungen in der Anrechnung der Waldbewirtschaftung nach dem Kyoto-Protokoll bzw. dessen Nachfolgevereinbarung zum Tragen kommen (HEUER 2010).

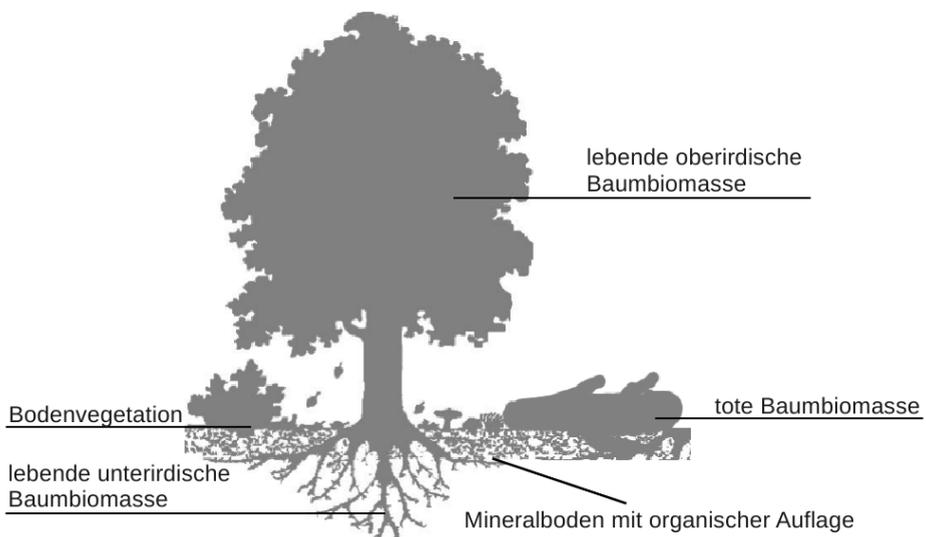


Abbildung 1: Betrachtete C-Speicher im Waldökosystem (verändert nach WBGU (1998))

2 Material

Die Ergebnisse der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein und der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) bilden überwiegend die Eingangsgrößen zur Berechnung der C-Vorräte der betrachteten Speicher mit verschiedenen Funktionen und Methoden. Es wird im Folgenden auf die Generierung der Daten der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein und deren Ergebnisse (RÜTHER et al. 2008) kurz eingegangen, eine Beschreibung der Böden in Schleswig-Holstein gegeben und die BZE II in Schleswig-Holstein vorgestellt. Danach werden die einzelnen Speicher betrachtet und die jeweilige Vorgehensweise zur Berechnung der C-Vorräte beschrieben.

2.1 Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein 2008

Die Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein zeigt die Verflechtungen innerhalb der Forst- und Holzwirtschaft in Schleswig-Holstein auf. Sie prognostiziert das zukünftige Aufkommen an Rohholz und schafft somit eine Diskussionsgrundlage zwischen Politik, Wirtschaft und Wissenschaft zur Bedeutung, den Aussichten und Chancen der Branche. Es wird der schleswig-holsteinische Cluster Forst und Holz mit Hilfe der Jahresumsätze, Unternehmens- und Beschäftigungszahlen sowie mit den regionalen und überregionalen Rohholzströmen analysiert. Ein weiteres Augenmerk wird auf die Untersuchung des Nutzungsverhaltens gelegt. Die Betrachtung der forstlichen Nutzungspotenziale der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und ihre Entwicklung bis zum Jahr 2037 unter Annahme verschiedener waldbaulicher Konzepte ist ein weiterer Schwerpunkt, auf dem die vorliegende Kohlenstoffstudie vor allem aufbaut (RÜTHER et al. 2008). Einige Ergebnisse hierzu sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Nach den Ergebnissen der BWI² ist die Waldfläche Schleswig-Holsteins die zweitgeringste eines Flächenlandes in Deutschland. Sie beträgt 162.466 ha, was einem Waldflächenanteil von 10,3 % entspricht. Schleswig-Holstein ist durch einen sehr hohen Privatwaldanteil von 50,4 % gekennzeichnet. Der Körperschafts- und der Bundeswald nehmen mit 15 % bzw. 3,7 % einen geringeren Anteil an der schleswig-holsteinischen Gesamtwaldfläche ein, der Anteil des Landeswaldes beträgt knapp ein Drittel (s. Abb. 2, links). Die führenden Hauptbaumarten sind Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) mit einem Anteil von 21 % und 19 % an der Waldfläche (s. Abb. 3 u. 4) bzw. 23 % und 29 % am Holzvorrat. Der Gesamtholzvorrat setzt sich aus 60,6 % Laub- und 39,4 % Nadelholz zusammen. Dabei nehmen Laubhölzer mit niedriger Lebensdauer (AL_n) einen relativ hohen Anteil von 12 % am Vorrat ein (s. Abb. 2, rechts) (RÜTHER et al. 2008).

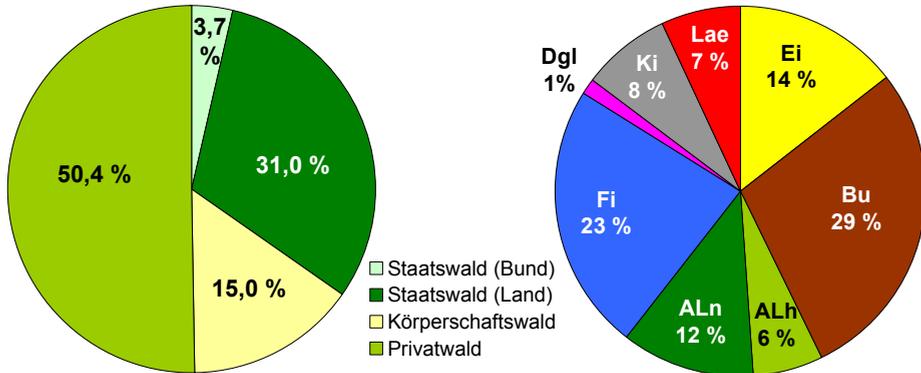


Abbildung 2: Waldflächenanteile nach Eigentumsarten (links) und Baumartenanteile am Holzvorrat in Schleswig-Holstein (rechts) (RÜTHER et al. 2008)

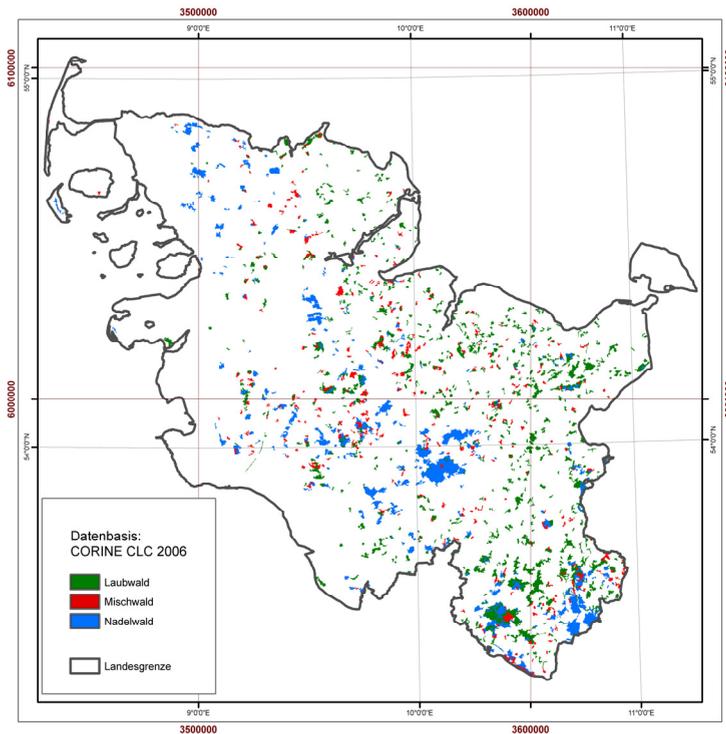


Abbildung 3: Verteilung der Laub-, Nadel- und Mischwälder in Schleswig-Holstein auf Basis der Corine Landcover-Daten 2006

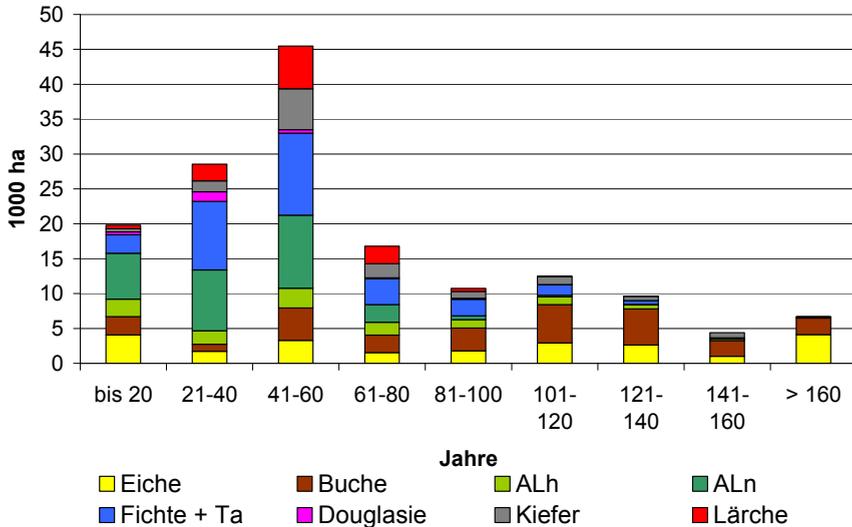


Abbildung 4: Waldfläche [1000 ha] nach Altersklassen und Baumartengruppen im Hauptbestand in Schleswig-Holstein (RÜTHER et al. 2008)

Die Berechnungen und Analysen der Kohlenstoffspeicherung in der lebenden und toten Baumbiomasse sowie in den Holzprodukten beruhen auf den Ergebnissen der Potenzialbetrachtungen der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein (RÜTHER et al. 2008). Bei der Clusterstudie wurden die schleswig-holsteinischen Einzelbaumdaten der zweiten Bundeswaldinventur (BWI²) und die Holzeinschlagsstatistik zur Fortschreibung der BWI²-Daten auf den Stichtag 01.01.2007 herangezogen. Diese Werte wurden anschließend genutzt, um mit dem Programmsystem *WaldPlaner* die weitere Waldentwicklung getrennt für die Szenarien *ertragsorientierter* Waldbau, *naturnaher* Waldbau und *naturschutzorientierter* Waldbau für 30 Jahre zu simulieren (s. Abb. 5).

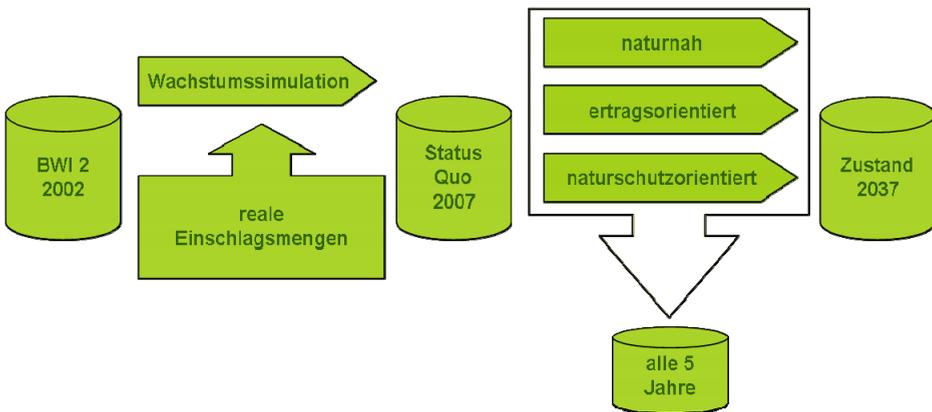


Abbildung 5: Schematischer Aufbau des Gesamtprognosesystems (RÜTHER et al. 2008)

Die Steuerung der Szenarien erfolgte über naturschutz- und eingriffsspezifische Parameter, deren Kombinationen einen weiten Bereich der möglichen Waldbaumaßnahmen abdecken (s. Tab. 1). Es werden dabei sowohl unterschiedliche Naturschutz- als auch Durchforstungs- und Endnutzungsmaßnahmen umgesetzt.

Tabelle 1: Rahmenwerte der drei gerechneten Szenarien der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein (RÜTHER et al. 2008)

Parameter	ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Schutz seltener Baumarten	nein	ja	ja
Habitatbäume (n/ha)	0	3	10
Totholz (m³/ha)	bis 10	20	40
Zielstärke (cm)	Ei 65, Bu 55, Fi 40, Ki 40	Ei 70, Bu 60, Fi 45, Ki 45	Ei 75, Bu 65, Fi 50, Ki 50
Endnutzungsmasse pro Hieb (m³/ha)	Min. 10-15 Max. 70-115	Min. 10-15 Max. 70-115	Min. 10-15 Max. 60-120
Durchforstungsbeginn Bestandesoberhöhe (m)	12-18	10-16	10-16
Durchforstungsmasse pro Hieb (m³/ha)	25-110	25-100	25-110
Freistellungsgrad der Z-Bäume	sehr stark	stark	stark

Seltene Baumarten genießen als Minderheiten bei dem naturschutzorientierten und naturnahen Waldbau besonderen Schutz. Auch Habitatbäume als Lebensraum für viele Organismen werden in unterschiedlichem Umfang der Nutzung entzogen. Weiterhin sind die angestrebten Totholzvorräte eine wichtige Steuerungsgröße. Sie liegen zwischen 10 m³/ha beim ertragsorientierten und 40 m³/ha beim naturschutzorientierten Szenario. Der Endnutzungszeitpunkt wird durch die Zielstärke baumartenspezifisch gesteuert und variiert, ausgehend vom Szenario naturnaher Waldbau, um jeweils – 5 cm beim ertragsorientierten Waldbau und jeweils + 5 cm beim naturschutzorientierten Waldbau für die untersuchten Baumarten. Die Zielstärken liegen z. B. für Eiche zwischen 65 und 75 cm BHD oder bei Kiefer zwischen 40 und 50 cm BHD. Der Durchforstungsbeginn wird über die Bestandesoberhöhe festgelegt. Er liegt bei der ertragsorientierten Variante im Mittel um 2 m höher als bei den anderen Varianten. Beim ertragsorientierten Szenario wird damit später, aber gleichzeitig stärker durchforstet. In den Endnutzungsmassen pro Hieb unterscheiden sich die Szenarien nur wenig, da deren Höhe von den Flächen und Risiken bestimmt wird. Für weitere Erläuterungen siehe RÜTHER et al. (2008).

2.2 Waldökologische Naturräume und Waldböden in Schleswig-Holstein

Die Waldflächen in Schleswig-Holstein sind mit Ausnahme des Sachsenwaldes, des Segeberger Forstes und der Waldflächen im Naturpark Lauenburgische Seen stark parzelliert und über die Landesfläche verteilt. Bis zum Beginn einer geregelten Forstwirtschaft diente der Wald der unregelmäßigen Bedarfsdeckung verschiedenster Ansprüche und wurde unterschiedlich stark genutzt, gestört und umgewandelt. Die natürliche Bewaldung hielt dem Besiedlungsdruck nicht lange stand, es kam gebietsweise zu Heideformationen, Bodenverwehungen ließen Binnendünen entstehen. Die vielen ursprünglichen Laubwälder wurden nach größeren Eingriffen, Übernutzungen und Reperationshieben vor bzw. nach dem zweiten Weltkrieg überwiegend in reine Nadelwälder aus Kiefern, Fichten, Sitkafichten, Lärchen und Douglasien umgewandelt. Neben den Nadelbaumarten wurde auch die Amerikanische Roteiche vielfach verwendet. Inzwischen erfolgte vielerorts der Umbau dieser unterschiedlichsten Ersatzwaldgesellschaften in standortangepasste Mischwälder.

Das heutige Landschaftsbild in Schleswig-Holstein ist im Quartär entstanden und geformt worden. Geologisch ältere Formationen fehlen bis auf wenige Ausnahmen. So prägten die Eisvorstöße im Pleistozän und holozäne Ablagerungsprozesse die Waldböden. Eine etwas detailliertere Beschreibung der Waldböden ist auf Grundlage von allgemeinen Beschreibungen der drei Wuchsgebiete in Schleswig-Holstein möglich (GAUER u. ALDINGER 2005, AYDIN 2002), die aus unterschiedlichen Wuchsbezirken zusammengesetzt sind (s. Abb. 6). Diese unterscheiden sich vorwiegend durch das Ausgangsmaterial ihrer Bodenbildung, aber auch durch die klimatischen Verhältnisse, welche ebenfalls die Bodenentwicklung beeinflussen.

Großräumig ist Schleswig-Holstein in die drei Wuchsgebiete „*Schleswig-Holstein Nordwest*“, „*Schleswig-Holstein Ost / Nordwest-Mecklenburg*“ und „*Schleswig-Holstein Südwest*“ unterteilt. Betrachtet man die Abfolge der Naturräume von West nach Ost, so befinden sich im Westen an der Nordseeküste die weitgehend waldfreien Meer- und Süßwassermarschen (letztere vor allem im Südwesten und im Süden an der Elbe), gefolgt von der welligen „Hohen Geest“, der Altmoräne, die in Richtung Osten in die Vorgeest der Sanderflächen übergeht. Im Osten liegt die wellig-kuppige Jungmoräne.

Das Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Nordwest*“ wird im Osten durch die Endmoränenzüge der Weichsel-Vereisung und im Süden durch die alte Eiderniederung mit dem Nord-Ostsee-Kanal gegen das Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Südwest*“ abgegrenzt. Es beginnt im Osten mit dem Wuchsbezirk „Schleswiger Vorgeest“ aus geschichteten Sandersanden geringer bis mittlerer Körnung, dem sich nach Westen die silikatärmere „Westküstennahe Geest“ und die überwiegend waldfreien und ebenen „Westküsten-Marschen und Inseln“ zur Nordsee anschließen. In der „Schleswiger Vorgeest“ haben die Vorschüttungssande des Ostsee-gletschers Altmoränen umflossen und Sander-Landschaften ausgebildet. Diese Schmelzwassersande, die zum Teil von geringmächtigen Flugsanddecken über-

lagert werden, sind arm an verwitterbaren Silikaten und bieten daher nur eine geringe Pufferkapazität. Es entwickelten sich Podsole aller Ausbildungsstufen, am deutlichsten in den grundwasserbeeinflussten Bereichen. Hohe Wasserstände und Überschwemmungen führten vor allem in Niederungen zu Moorbildung und landwirtschaftlichen Grenzertragsstandorten, die danach ausgegliedert und zu Waldflächen wurden oder Waldflächen blieben. In der Westküstennahen Geest herrscht die flachwellige Altmoränenlandschaft der Saale-Eiszeit vor, die im Süden stärker lehmig, im Norden sandiger aufgebaut ist. Vor allem die südlichen Moränengebiete bestehen aus mehr oder weniger mächtigen Decksanden über Geschiebelehm, teilweise kommt auch Geschiebemergel vor. Die vorherrschenden Bodentypen sind der Pseudogley-Podsol bis Podsol-Pseudogley. Geländebedingte Hohlformen führten zur Ausbildung von Gleyen sowie von kleineren Mooren. In den sandigeren nördlichen Moränen sind Geschiebelehme deutlich seltener und nur in Resten wurzelerreichbar zu finden. Diese Böden sind ärmer als die Böden mit wurzelerreichbarem Geschiebelehm im Süden, aber reicher als die Sanderstandorte der Vorgeest. Die Westküsten-Marschen sind keine Waldstandorte, hier erfolgt auf den nährstoffreichen, im unterschiedlichen Grad tonigen, schluffigen oder feinsandigen Böden aus marinen Ablagerungen intensive landwirtschaftliche Nutzung als Acker oder Grünland.

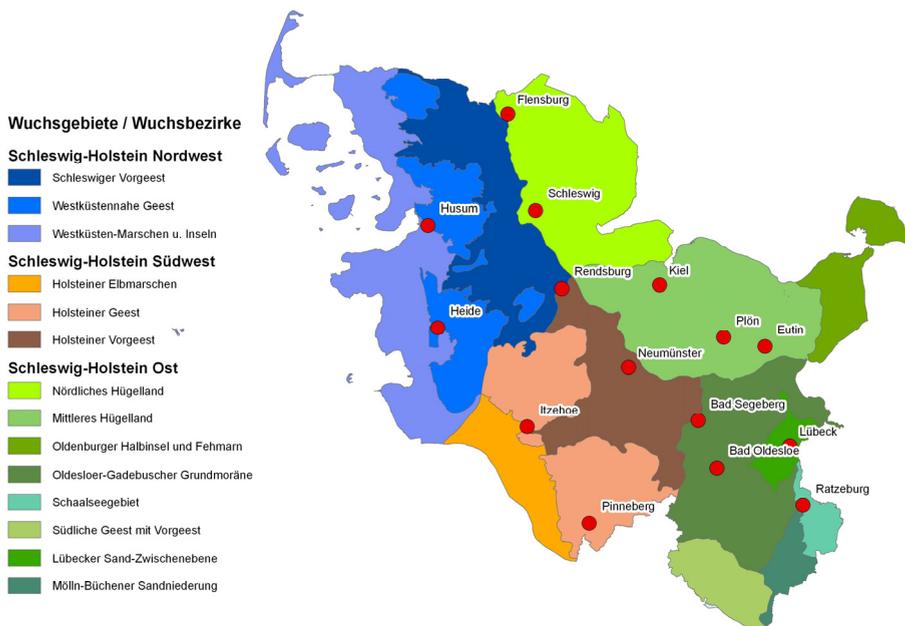


Abbildung 6: Waldökologische Naturräume (Wuchsgebiete und Wuchsbezirke) in Schleswig-Holstein (Quelle: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein)

Das sich östlich anschließende Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Ost / Nordwest-Mecklenburg*“ mit den Wuchsbezirken „Nördliches Hügelland“, „Mittleres Hügelland“ mit Teilwuchsbezirk „Oldenburger Halbinsel / Fehmarn“, „Oldesloer-Gadebuscher Grundmoräne“ mit Teilwuchsbezirk „Schaalseegebiet“, „Lübecker-Sand-Zwischenebene“ und „Mölln-Büchener Sandniederung“ wird durch die Ablagerungen der Weichsel-Eiszeit bestimmt und ist erst seit 10.000-15.000 Jahren eisfrei. Nur der Wuchsbezirk Südliche Geest mit Vorgeest ist mosaikartig durchsetzt mit sich abwechselnden Ablagerungen der Saale-Eiszeit (Warthe-Stadium) und jüngeren Ablagerungen und Sandern der Weichsel-Eiszeit. Im Westen wird das Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Ost / Nordwest-Mecklenburg*“ durch die Endmoränenzüge des Ostseegletschers begrenzt. End- und Grundmoränen formen das kleinflächige, abwechslungsreiche Relief des Wuchsgebietes mit Höhen zwischen 60-160 m ü. NN und vielen Wasserflächen ehemaliger Gletschertunnel und anderer glazigener Hohlformen. Die jungdiluvialen Ablagerungen der Grund- und Endmoränen bestehen aus tonreichen Geschiebemergeln oder steinreichen Geschiebesanden. Carbonat steht häufig in 1-2 m Tiefe an, die Geschiebemergel sind oberflächlich zu Geschiebelehm verwittert. Geschiebemergel sind teilweise noch unter nährstoffreichen Decksanden zu finden. Vorherrschende Bodentypen sind in den lehmigen Grundmoränen eutrophe bis mesotrophe Pseudogleye und Braunerden, teilweise (Merkmals-)Parabraunerden, mit vielfältigen Übergängen. Podsole sind selten. In Geländehohlformen sind Niedermoore und Gleye zu finden, die häufig nährstoffreich sind. In dieser geologisch jungen Moränenlandschaft liegen die besten Waldstandorte Schleswig-Holsteins, es dominiert die Buche mit je nach Standort beigemischtem Bergahorn, Esche, Stieleiche oder Vogelkirsche.

Das Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Südwest*“ wird überwiegend von Ablagerungen der Saale-Eiszeit (Warthe-Stadium) bestimmt. Es besteht aus den charakteristischen Landschaftsformen der Wuchsbezirke Holsteiner Vorgeest, Holsteiner Geest und Holsteiner Elbmarschen. Die Holsteiner Vorgeest ist eine niedrig gelegene, ebene Sanderlandschaft, die aus Schmelzwassersanden des Ostseegletschers aufgebaut wurde. Die Schmelzwasserströme haben wie im Nordwesten Schleswig-Holsteins Moränenkerne umflossen; teilweise überlagern ihre Ablagerungen die Moränen geringmächtig. Vereinzelt ragen noch einzelne Kuppen der Altmoräne aus den Sandern heraus. Auch hier kommen in Niederungen Moore vor. Bodentypologisch ist der Podsol sehr häufig. Örtlich gibt es Flugsandüberlagerungen und Dünen. Die sich westlich anschließende Holsteiner Geest besteht aus einer erhabenen Altmoränenlandschaft, deren Ausgangsmaterial der Bodenbildung älter und stärker verwittert ist. Hier kommen lehmige Böden aus Decksanden über Geschiebelehm vor, die auf Grund ihres höheren Alters mäßig bis stark degradiert sind. Vorherrschende Bodentypen sind mesotrophe Braunerden, Pseudogleye und auch Gleye und Podsole mit vielfältigen Übergängen. Auch Niedermoore und örtlich Kolluvisole aus äolisch verlagertem Bodenmaterial (Flugsande) kommen vor. Diese Landschaft geht in die ebene, durch Süß-Brackwasser geprägte Elbmarsch über. In

den Ablagerungen des Urstromtals sowie in den unter Tideneinfluss abgelagerten Sedimenten haben sich fruchtbare Fluss-Klei- und Kalkmarschen entwickelt. An den Rändern des Elbtals sind Moore und Binnendünen mit Regosolen und Podsolen entstanden.

2.3 Zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE II) 2007

2.3.1 BZE II-Netz

Um den Kenntnisstand über die Dynamik der Waldböden zu verbessern, fand in der Zeit von 2006 bis 2007 in den Wäldern Schleswig-Holsteins die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE II) statt. Sie folgte als Wiederholungsinventur der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I), die in Schleswig-Holstein in den Jahren 1990 bis 1991 durchgeführt wurde. Das BZE II-Grundraster in Schleswig-Holstein besteht aus einem 4 x 4 km-Netz mit insgesamt 43 Punkten (s. Abb. 7). Bei 2 Punkten lag keine Einverständniserklärung für die Beprobung vor, entsprechend umfasst die Auswertung die Daten für 41 Punkte. Die Beprobung, Datenhaltung und -bearbeitung der BZE II erfolgte durch den Landesinventurleiter der BZE in Schleswig-Holstein in der Landesforstverwaltung und seit dem 01.01.2009 im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Abt. Geologie und Boden, Dez. Boden (LLUR) in Flintbek. Die chemischen und physikalischen Analysen wurden im Landeslabor Schleswig-Holstein in Neumünster durchgeführt.

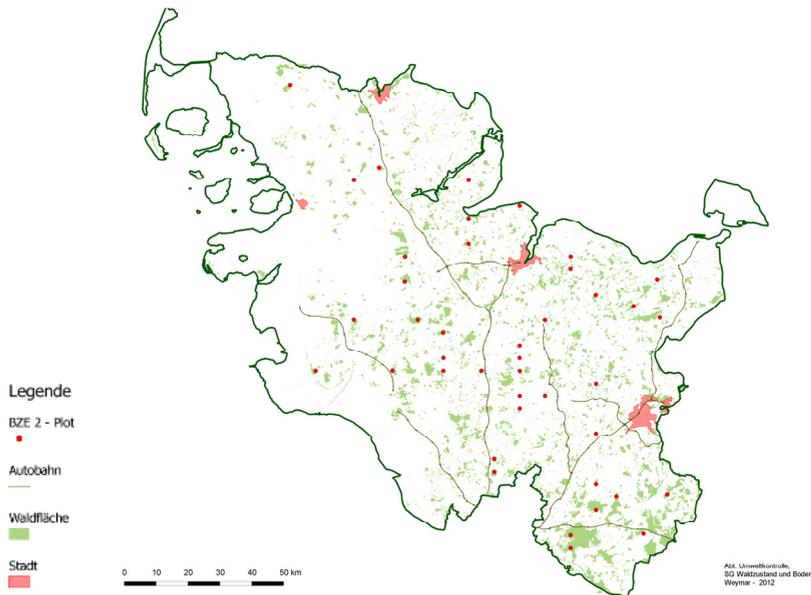


Abbildung 7: Verteilung der BZE II-Punkte in Schleswig-Holstein

Die BZE II orientiert sich an dem seit 1984 bestehenden Netz der Waldzustandserhebung und nutzt die standörtliche Grundinformation sowie die langjährigen Zeitreihen der Kronenverlichtung für die Bewertungen. An jedem Punkt der BZE II wurden Auflagehumus und Mineralboden beschrieben und beprobt, wobei in Abhängigkeit vom aufzunehmenden Parameter entweder das Profil oder 8 Satelliten um das Profil genutzt wurden. An ausgewählten Stichprobenbäumen wurden Nadel- bzw. Blattproben aus den Baumkronen zur Abschätzung des Ernährungsstatus gewonnen. Weiterhin wurden leicht versetzt zu den Bodeneinschlägen die Bestände in konzentrischen Probekreisen ertragskundlich aufgenommen sowie Vegetationserhebungen durchgeführt (s. Abb. 8). Das Verfahren der BZE II ist ausführlich in der bundesweit gültigen Arbeitsanleitung beschrieben (WELLBROCK et al. 2006).

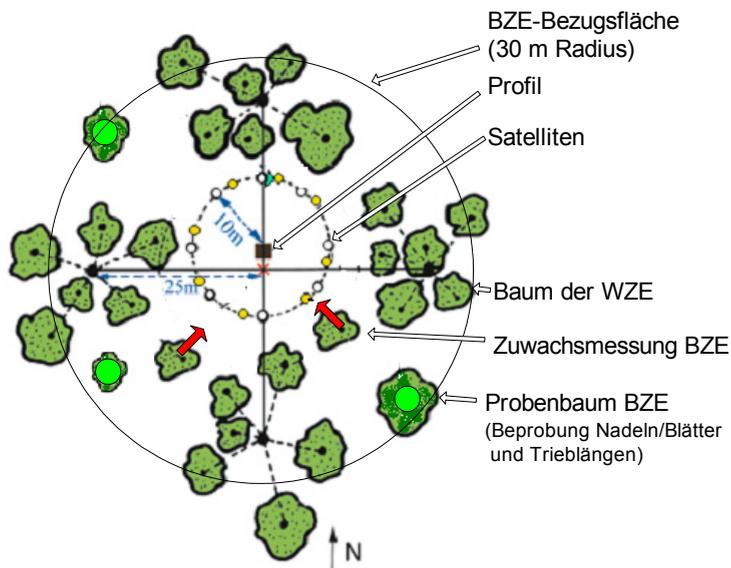


Abbildung 8: Schematische Darstellung des Aufnahmeverfahrens der BZE II

2.3.2 Beprobung der BZE-Punkte

Die Pedogenese und die hohe Variabilität der Bodenschichten innerhalb der Mineralböden erschweren eine genaue Ermittlung von Bodenvorräten. Außerdem kann es bei einer Probennahme mit Bohrgeräten zu einer Verschleppung von Kohlenstoff durch Humusteilchen innerhalb des Bohrkerns in tiefere Bodenschichten kommen und damit zu einer Überschätzung des Kohlenstoffs in tieferen Schichten. Darüber hinaus ist es an bestimmten Standorten schwierig, den Auflagehumus vom Mineralboden zu trennen. In der Regel kommt es allein schon durch die Tätigkeit der Bodenlebewesen zu einer innigen Durchmischung von Mineralboden und Auflagehumus. Bei der Probennahme wird dieser Schwierigkeit

durch eine durchgehende Bohrung mit einem volumenstarken Bohrer begegnet und erst anschließend werden Auflagehumus und Mineralboden getrennt, sodass in jedem Fall der gesamte Kohlenstoff erfasst wird, selbst wenn die Trennung von Auflage und Mineralboden nicht immer ganz exakt durchgeführt werden kann. Dem Problem der teilweise hohen kleinräumlichen Heterogenität wurde mit der Bildung von Mischproben aus 8 Einzelbeprobungen an Satellitenpunkten begegnet.

Für die Berechnung der Kohlenstoffvorräte ist zunächst die analytische Bestimmung der Kohlenstoffkonzentration im Mineralboden und im Auflagehumus erforderlich. Dabei muss vom Gesamtvorrat der mineralische Kohlenstoff (C im Carbonat enthalten) abgezogen werden. Die analytischen Methoden sind im Handbuch Forstliche Analytik dokumentiert (GAFA 2005)³.

Neben der Kohlenstoffkonzentration ist für die Bestimmung der Kohlenstoffvorräte die Kenntnis der Trockenrohddichte des Feinbodens (Korngröße der Bodenpartikel < 2 mm), des Skelettgehalts der jeweiligen Tiefenstufen im Mineralboden und des volumengerecht beprobten Trockengewichts des Auflagehumus erforderlich. Die Trockenrohddichte des Feinbodens wurde nicht direkt bestimmt. Je BZE-Tiefenstufe wurde stattdessen an jedem der 8 Satelliten des jeweiligen Plots die Trockenrohddichte des Gesamtbodens mit Hilfe von je 3 Ministechzylindern analytisch ermittelt und für die jeweilige Tiefenstufe auf Plotebene gemittelt. Die Ministechzylinderproben wurden aus einem großvolumigen Bohrkern gezogen. Die Trockenrohddichte des Gesamtbodens liegt über der des Feinbodens, da die relativ schwere, aber kleinvolumige Grobbodenfraktion (Korngröße der Bodenpartikel ≥ 2 mm) mit einbezogen wird. Nur bei skelettfreien Böden ist die Trockenrohddichte des Feinbodens identisch mit der des Gesamtbodens. Bei den Trockenrohddichten in Schleswig-Holstein ist von einer leichten Überschätzung auszugehen, da die Böden Grobboden enthalten. Die Grobbodenanteile wurden am Profil horizontweise in Klassen geschätzt. Für diese Studie wurden die Grobbodenanteile auf die BZE-Tiefenstufen umgerechnet. Dabei wurde von den jeweiligen Stufenmitteln ausgegangen. Die volumengerechte Mischprobe des Auflagehumus wurde im Labor getrocknet und ausgewogen. Der Kohlenstoffvorrat des Auflagehumus ergibt sich als Produkt der Kohlenstoffkonzentration und des Trockengewichtes; der Kohlenstoffvorrat des Mineralbodens wird berechnet als das Produkt der C-Konzentration, der Schichtmächtigkeit, der Trockenrohddichte und des Feinbodenanteils.

Der Vergleich der bodenphysikalischen Parameter der überwiegend im Tiefland vorkommenden Böden der schwach- und unverlehmten Sande sowie der Lehme in Niedersachsen und Schleswig-Holstein zeigt, dass die Trockenrohddichten des Gesamtbodens in Schleswig-Holstein über den gemessenen Trocken-

³ Cges für Auflage und Torfe nach 2330699500;00000000;0812470
Corg für Mineralböden nach 2230620000;00000000;0811310

rohndichten des Feinbodens in Niedersachsen liegen und die Grobbodenanteile in Schleswig-Holstein höher als in Niedersachsen für die entsprechenden Böden sind (s. Tab. 2). Diese höheren Trockenrohndichten in Schleswig-Holstein lassen sich vermutlich durch die Einbeziehung des Grobbodens erklären. Dieser wird zudem häufig am Profil überschätzt, was bei den Auswertungen zur BZE II in Niedersachsen und Hessen deutlich wurde. Da aber höhere Trockenrohndichten den Feinbodenanteil überschätzen und zu hohe Grobbodenanteile denselben unterschätzen, gleichen sich die Schätzfehler in etwa aus. Die berechneten Feinbodenvorräte in Schleswig-Holstein im Vergleich zu denen aus Niedersachsen auf Basis von reinen Messwerten vergleichbarer Standorte sind nahezu identisch (s. Tab. 2). Damit können die Mineralbodenvorräte auch einem bundesländerübergreifendem Vergleich standhalten.

Tabelle 2 : Vergleich der Trockenrohndichten, Grobbodenanteile und Feinbodenvorräte der BZE II in Schleswig-Holstein und Niedersachsen (unverlehmte und schwach verlehmte Sande und Lehme des Tieflandes)

Bodentiefe [cm] von-bis	Anzahl		Trockenrohndichte [g/cm ³]		Grobboden [Vol (%)]		(Fein-)Bodenvorrat [t/ha]	
	Nds.	S.-H.	Nds.	S.-H.	Nds.	S.-H.	Nds.	S.-H.
0-5	87	39	1,1	1,1	2	5	548	541
5-10	87	39	1,3	1,3	2	6	633	620
10-30	87	39	1,4	1,5	3	9	2688	2750
30-60	87	39	1,5	1,7	5	11	4215	4415
60-90	87	39	1,6	1,7	4	12	4535	4581

Aufgrund der Beprobungsproblematik und der Diversität der Waldböden ist die flächenmäßige Bestimmung des Kohlenstoffvorrates für den Speicher „Boden“ mit großen Unsicherheiten behaftet. Als Beispiele werden im Folgenden zwei Profile der BZE II gezeigt, die sehr unterschiedlich hohe Kohlenstoffvorräte haben, um die Variabilität der Kohlenstoffvorräte zu verdeutlichen. Die Abbildung 9 zeigt links einen Kalkgley bei Güster mit sehr geringen Kohlenstoffkonzentrationen und mit 40 t C/ha den geringsten C-Vorräten des BZE II-Kollektives, hier handelt es sich um die erste Waldgeneration auf einem Sand- und Kiesabbau-gelände. Rechts ist ein Niedermoor bei Görnitz am Rottensee zu sehen, welches bis 90 cm Bodentiefe über 800 t C/ha speichert.

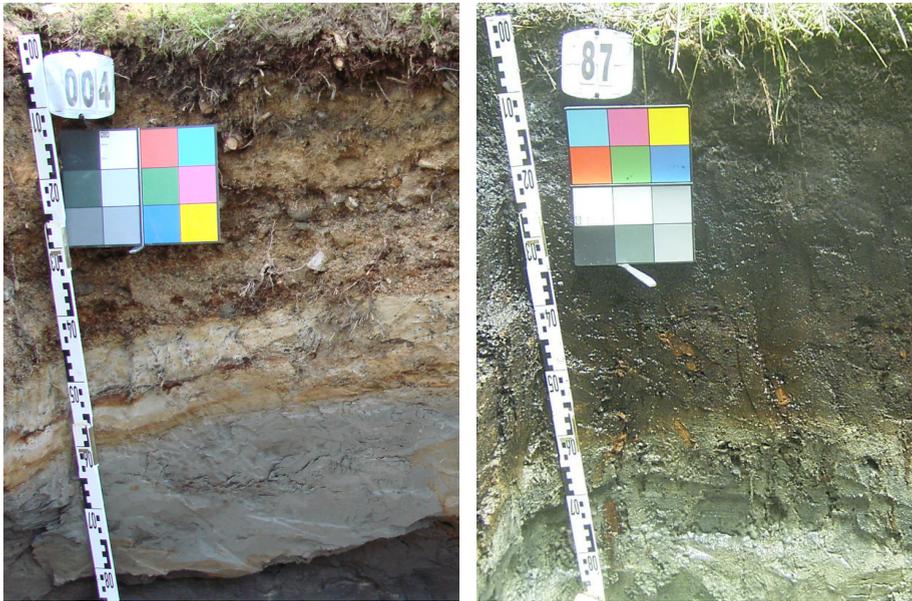


Abbildung 9: Links: Ein Kalkgley mit einem C-Vorrat von 40 t C/ha bis 90 cm Tiefe. Rechts: Ein Niedermoor mit einem C-Vorrat von über 800 t C/ha bis 90 cm Tiefe (Fotos: C. T. Aydın)

3 Methoden

3.1 Lebende Baumbiomasse

Holz besteht aus organischen Verbindungen, die wiederum aus den chemischen Elementen Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O) und Stickstoff (N) aufgebaut sind. Darrtrockenes Holz (0 % Holzfeuchte) besteht zu etwa 50 % aus C, zu 6 % aus H, zu 43 % aus O und zu 1 % aus N (KNIGGE u. SCHULZ 1966). Da im Allgemeinen die Kohlenstoffkonzentration zwischen den Baumarten nur wenig variiert, wird in dieser Studie auch eine Kohlenstoffkonzentration von 50 % unterstellt (vgl. BURSCHEL et al. 1993, BAUER et al. 2000, WIRTH et al. 2004a, PRETZSCH 2009, WEST 2009).

Die Umwandlung von C in CO₂ kann man mit den absoluten Atommassen der einzelnen chemischen Elemente nachvollziehen. Sie betragen für C rund 12 kg und für O ca. 16 kg. Daraus ergibt sich für CO₂ eine Atommasse von 44 kg. Das Verhältnis der Atommassen von CO₂ und C entspricht einem Faktor von rund 3,67. Dies bedeutet, dass bei der Photosynthese aus 3,67 kg CO₂ 1 kg C aufgebaut wird. Umgekehrt werden bei der Verbrennung von 1 kg C etwa 3,67 kg CO₂ freigesetzt.

Zur Berechnung des Kohlenstoffvorrates von Wäldern ist es notwendig, die Biomasse der lebenden Bäume zu ermitteln. Generell gibt es zwei Möglichkeiten, die Baumbiomasse zu schätzen: entweder werden Biomasseexpansionsfaktoren (*biomass factors*) (s. Fußnote 1) genutzt oder es kommen Biomassefunktionen⁴ (*biomass equations*) zum Einsatz, für die Einzelbaumdaten benötigt werden. Biomasseexpansionsfaktoren und -funktionen stammen oftmals aus lokalen Untersuchungen und sind daher nicht repräsentativ für ganze Regionen. SOMOGYI et al. (2007) geben einen Überblick über verschiedene Biomasseexpansionsfaktoren und -funktionen und ihren Unsicherheiten sowie einen Entscheidungsbaum zur Wahl zwischen den beiden Berechnungsmöglichkeiten. In Anlehnung an diesen Entscheidungsbaum werden in dieser Arbeit Funktionen zur Schätzung der Biomasse herangezogen, da Einzelbaumdaten zur Verfügung stehen.

Für die Baumarten Kiefer, Fichte, Buche und Eiche wurden verschiedene Biomassefunktionen aus der Literatur ausgewählt und anhand der in der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) vorhandenen Biomassedaten auf ihre Eignung überprüft (s. Kap. 3.1.2.1).

⁴ Biomassefunktionen beschreiben die allometrischen Zusammenhänge zwischen der Veränderung der lebenden Biomasse eines Baumes und der Veränderung anderer Baummerkmale (meist Brusthöhdurchmesser und Baumhöhe).

3.1.1 *Literaturstudie zur lebenden Baumbiomasse*

Die lebende Baumbiomasse wird in ober- und unterirdische Biomasse eingeteilt (s. Kap. 1.3). Der mittlere Kohlenstoffvorrat in der gemäßigten Zone beläuft sich in der lebenden oberirdischen Dendromasse der Nadelbäume auf schätzungsweise 149 t C/ha und in der unterirdischen Dendromasse auf 46 t C/ha. Die entsprechenden Werte in Laubwäldern betragen oberirdisch ca. 109 t C/ha bzw. unterirdisch rund 26 t C/ha (LUYSSAERT et al. 2007). Zurzeit sind die Wälder der gemäßigten Zone Kohlenstoffsenken mit einer jährlichen Kohlenstoffaufnahme von 0,37 Mrd. t (ROBINSON 2007). Durch menschliche Einflüsse werden die Wälder der gemäßigten Zone am stärksten beeinflusst (LORENZ u. LAL 2010) und damit auch ihre Kohlenstoffspeicher und -kreisläufe.

Für die Baumbiomasse der Wälder in Deutschland berechneten BURSCHEL et al. 1993 einen bundesweiten Kohlenstoffvorrat in Höhe von 89 t C/ha auf Grundlage der BWI¹ und des Datenspeichers Waldfonds. DIETER und ELSASSER (2002) kamen zu Werten von 120 bis 190 t C/ha je nach Altersklasse und Baumart basierend auf der BWI¹ und verschiedenen einzelnen Datenquellen für die neuen Bundesländer. DUNGER et al. (2009) geben auf der Basis der Inventurstudie 2008 einen Durchschnittswert von 120 t C/ha für Deutschland an. OEHMICHEN et al. (2011) geben für 2008 einen Wert von rund 114 t C/ha (1,28 Mrd. t C) an. Bei diesen Zahlen handelt es sich um geschätzte Durchschnittswerte, die sehr stark in Abhängigkeit von den Standorten, den Baumarten und dem Altersaufbau der Bestände variieren können.

Die zahlreichen regionalen Untersuchungen in Deutschland zeigen trotz Unterschieden in den jeweiligen Berechnungsweisen für die einzelnen Bundesländer einen deutlichen Gradienten mit steigenden Kohlenstoffvorräten von Norden nach Süden. Zudem bestehen deutliche Unterschiede in den Kohlenstoffvorräten der einzelnen Baumarten. Diese erklären sich einerseits aus den baumartenspezifischen Raumdichten und Wuchsleistungen, andererseits auch durch die variierenden Standortzuordnungen, Alter und Strukturen der Bestände (vgl. z. B. BÖSWALD (1996) für Bayern, PISTORIUS (2007) für Baden-Württemberg, WIRTH et al. (2004a) für Thüringen, WÖRDEHOFF et al. (2011) für Niedersachsen, WÖRDEHOFF et al. (2012) für Sachsen-Anhalt).

Untersuchungen zu den einzelnen Baumarten kommen zu folgenden Ergebnissen: Die Buchenwälder in Nordrhein-Westfalen haben in ihrer oberirdischen Baumbiomasse rund 120 t C/ha gespeichert (JOOSTEN et al. 2004). MUND (2004) untersuchte den Kohlenstoffvorrat der lebenden Dendromasse in Buchenbeständen mit unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung im Hainich-Dün-Gebiet. In Beständen mit Schirmschlagbetrieb wurden im Mittel 154 t C/ha, in plenterartig bewirtschafteten Wäldern 176 t C/ha und in unbewirtschafteten Wäldern des Nationalparks Hainich 247 t C/ha festgestellt. WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) errechneten für das Jahr 2006 einen Kohlenstoffvorrat in der lebenden Baumbiomasse von Buchenbeständen in Niedersachsen von 133,1 t C/ha und in Sachsen-

Anhalt von 110,1 t C/ha. RADEMACHER et al. (2009) kamen in Buchenbeständen des Sollings und des Göttinger Waldes zu lebenden Baumbiomassen von 394 bzw. 508 t/ha, die etwa 196 bis 248 t C/ha gespeichert hatten. PELLINEN (1986) untersuchte die gesamte ober- und unterirdische Biomasse von Buchen im Göttinger Wald und ermittelte Werte in Höhe von 370 bis 430 t/ha, was in etwa einem Kohlenstoffvorrat von 185 bis 215 t C/ha entspricht. In der Literaturstudie von JACOBSEN et al. (2003) wird für Buchenbestände eine oberirdische Biomasse in Höhe von 289 t/ha angegeben, die etwa 144 t C/ha entspricht.

In Eichenbeständen ist die Summe der lebenden Baumbiomasse und der Kohlenstoffvorrat meist etwas geringer als in Buchenbeständen, wie die Untersuchungen von PISTORIUS (2007), WIRTH et al. (2004a) und WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) zeigen. Der Kohlenstoffvorrat in Eichenbeständen variiert demnach zwischen 90 t C/ha und 135,8 t C/ha.

WEIS und GÖTTLEIN (2002) fanden in einem 96-jährigen Fichtenbestand in der Nähe von Augsburg eine oberirdische Biomasse von 590 t/ha, in der etwa 295 t C/ha gespeichert waren. SCHWARZMEIER (2000) berechnete oberirdische Trockenmassen in Höhe von 441 bzw. 458 t/ha für zwei bayerische Fichtenbestände (85 und 100 Jahre), die etwa 220 bzw. 229 t C/ha enthalten. Zu etwas geringeren Werten kam ILG (2002) in einem 85-jährigen Fichtenbestand in Bayern. Die oberirdische Gesamtbaumbiomasse betrug 377 t/ha, der Kohlenstoffvorrat 188 t C/ha. BÖSWALD (1996) kam in der Baumartengruppe Fichte-Tanne-Douglasie in Bayern zu einem Kohlenstoffvorrat von 120 t C/ha. In der Studie von WIRTH et al. (2004a) für Thüringen konnten 75 t C/ha für Bestände aus Fichte ermittelt werden. WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) errechneten in niedersächsischen und sachsen-anhaltischen Fichtenbeständen einen Kohlenstoffvorrat von 86,7 t C/ha bzw. 93,0 t C/ha in der lebenden Baumbiomasse.

MUCHIN et al. (2008) geben für die Baumartengruppe Kiefer in Brandenburg (72 % Kiefer) ein Potenzial von rund 82,7 Mio. t an. Durch eine einfache Überschlagsrechnung ergeben sich in etwa 58 t C/ha. Umfangreiche Untersuchungen zur Kiefer wurden in Ostdeutschland von HEINSDORF und KRAUß (1990) durchgeführt. Sie erstellten für vollbestockte Kiefernbestände unterschiedlicher Mittelhöhenbonität Schätztafeln mit der Angabe der Trockenmassen für verschiedene Baumkompartimente und der darin gespeicherten Nährstoffe. Danach hat z. B. ein 60-jähriger Kiefernbestand bei einer Mittelhöhe von 24 Metern einen Kohlenstoffvorrat von 73,62 t C/ha in der oberirdischen Dendromasse. In der lebenden Baumbiomasse von Kiefernbeständen in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt haben WÖRDEHOFF et al. (2011, 2012) einen Kohlenstoffvorrat von 67,7 t C/ha bzw. 67 t C/ha festgestellt.

3.1.2 Biomassefunktionen

3.1.2.1 Getestete Biomassefunktionen

In der Literatur sind viele verschiedene Biomassefunktionen beschrieben. Von diesen wurden aber nur die für nordwestdeutsche Verhältnisse geeignet erscheinenden Funktionen untersucht. Diese sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Mit Hilfe von additiven Modellen ermittelte ZELL (2008) aus den Daten der BWI² Funktionen zur Schätzung der oberirdischen Biomasse für acht Baumarten. Die in der Arbeit von PRETZSCH (2000) veröffentlichten Biomassefunktionen für Buche und Fichte bauen auf Daten von PELLINEN (1986) und ELLENBERG et al. (1996) auf, die aus dem Göttinger Wald bzw. Solling stammen.

In der Tschechischen Republik haben CIENCIALA et al. (2005, 2006, 2008) Funktionen zur Schätzung der Baumbiomasse für Buche, Kiefer und Eiche und deren oberirdische Kompartimente entwickelt. BARTELINK (1997) stellte allometrische Funktionen für die oberirdische Biomasse von Buchen in den Niederlanden auf. Mit Daten aus Niederösterreich entwickelte HOCHBICHLER (2002) Funktionen für Eiche und Buche. WIRTH et al. (2004b) entwickelten eine Funktion für die ober- und unterirdische Biomasse der Fichte und ihrer Kompartimente. Ihre Analysen beruhen auf 688 Bäumen aus 102 Studien von 19 Autoren. Auf der Grundlage einer Analyse von 13 mitteleuropäischen Studien leiteten WUTZLER et al. (2008) mit nichtlinearen gemischten Modellen Funktionen für die Biomassenschätzung bei Buche und ihre Kompartimente ab. ZIANIS et al. (2005) haben für viele Baumarten eine Übersicht der vorhandenen Biomasse- und Volumenfunktionen zusammengestellt. Unter anderem sind dort Funktionen für Fichte von FIEDLER (1986) und POEPEL (1989) aufgeführt. Durch eine Metaanalyse der Arbeit von ZIANIS et al. (2005) entwickelte MUUKKONEN (2007) allometrische Funktionen für die oberirdische Biomasse von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Birke sowie deren Kompartimente.

Für die unterirdische Biomasse von Bäumen liegen sehr viel weniger Untersuchungen vor, weil ihre Erhebung sehr zeitaufwendig und kostenintensiv ist. Die Feinwurzelbiomasse ist dabei definitionsgemäß nicht in der unterirdischen Biomasse enthalten. Sie ist ein Bestandteil des Mineralbodens und wird daher nicht extra berechnet (s. Kap. 1.3). BOLTE et al. (2004) haben aus sechs Buchen-Fichtenmischbeständen im Solling Bäume beprobt, um Schätzfunktionen für die Wurzelbiomasse abzuleiten. Auch LE GOFF und OTTORINI (2001) führten entsprechende Untersuchungen für Buchen in Nordostfrankreich durch. Des Weiteren ist in der Literatur- und Datensammlung von JACOBSEN et al. (2003) der prozentuale Anteil verschiedener Baumkompartimente an der Gesamtbiomasse verschiedener Baumarten, unter anderem auch der der Grob- und Feinwurzelbiomasse, beschrieben. In

Ermangelung geeigneter Methoden für Eiche und Kiefer sind für diese Baumarten die Buchen- bzw. Fichtenfunktionen von BOLTE et al. (2004) aufgeführt.

Eine tabellarische Übersicht der hier aufgezählten Funktionen mit ihren Koeffizienten ist im Anhang zu finden. Biomassefunktionen für die Hauptbaumarten in Nordwestdeutschland werden zurzeit im Rahmen des Projektes „Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung“ an der NW-FVA erarbeitet, stehen aber noch nicht zur Verfügung.

3.1.2.2 Auswahl geeigneter Biomassefunktionen

Die zuvor genannten Biomassefunktionen wurden an einem vorhandenen Vergleichsdatensatz aus dem Datenpool der NW-FVA getestet. In ihm sind für die Baumarten Kiefer, Fichte, Buche und Traubeneiche der Brusthöhendurchmesser (BHD), die Höhe (H), die Biomasse und weitere Variablen enthalten. Von 1996 bis 2002 waren in verschiedenen Forstämtern Niedersachsens 72 Buchen, 71 Fichten, 31 Kiefern und 6 Traubeneichen geerntet und chemisch analysiert worden. Die Basisdaten dieser Erhebungen wurden als Eingangsdaten für die unterschiedlichen Funktionen verwendet, um die oberirdischen Biomassen zu schätzen und dann mit den gemessenen Biomassen zu vergleichen. Eine Übersicht über die Brusthöhendurchmesser und die Höhen der vier Baumarten des Referenzdatensatzes gibt Tabelle 3.

Tabelle 3: Übersicht des Referenzdatensatzes der NW-FVA mit Mittelwerten, Minimal- und Maximalwerten

Baumart	mittlerer BHD [cm]	BHD-Spektrum [cm]	mittlere Höhe [m]	Höhen-spektrum [m]	Anzahl
Buche	28,62	8,2-55,6	23,30	12,8-39,7	72
Eiche	43,56	25,6-55,9	20,80	17,2-23,4	6
Fichte	37,96	13,2-73,8	26,72	15,2-42,7	71
Kiefer	18,09	4,5-45,8	14,90	7,8-28,5	31

Vor der Analyse der Biomassefunktionen wurde zunächst der Referenzdatensatz nach Baumarten getrennt. Die einzelnen BHD- und Höhen-Werte decken ein weites Spektrum ab. Sie dienten anschließend als Eingangswerte für die verschiedenen, aus der Literatur zusammengestellten Biomassefunktionen, sodass die Biomasse jedes Baumes geschätzt werden konnte. Zur Beurteilung der Güte der Schätzungen wurden für die oberirdische Baumbiomasse der Bias und die Präzision als statistische Kenngrößen herangezogen, für die unterirdische Baumbio-

masse der Mittelwert der geschätzten Biomasse, deren Standardabweichung und der daraus resultierende Variationskoeffizient. Letzterer ist ein relatives, dimensionsloses Streuungsmaß und erlaubt somit den Vergleich unterschiedlicher Datensätze (SACHS u. HEDDERRICH 2006, DORMANN u. KÜHN 2009).

Am Beispiel der Buche wird im Folgenden das Vorgehen zur Ermittlung der geeignetsten Funktion zur Schätzung der oberirdischen und unterirdischen lebenden Biomasse dargestellt. Die mittlere Baumbiomasse der Referenzdaten für Buche liegt bei 766 kg/Baum. Die geschätzten mittleren Biomassen für diese Baumart schwanken zwischen 722 kg/Baum und 804 kg/Baum unter Verwendung der Funktionen von ZELL (2008) und BARTELINK (1997). In Tabelle 4 sind der Mittelwert, der Bias und die Präzision der verschiedenen Biomassefunktionen für Buche aufgeführt. Dabei wird der geringste Bias mit der Funktion von CIENCIALA et al. (2005) und die höchste Präzision mit den Funktionen von CIENCIALA et al. (2005) und HOCHBICHLER (2002) erreicht.

Tabelle 4: Mittelwert, Bias und Präzision der verschiedenen Biomassefunktionen der oberirdischen Biomasse für Buche

Autor	Mittelwert [kg/Baum]	Bias [kg/Baum]	Präzision [kg/Baum]
ZELL 2008	722,36	- 44,4	237,1
WUTZLER et al. 2008	735,86	- 30,9	237,3
PRETZSCH 2000	739,37	- 27,4	254,2
CIENCIALA et al. 2005	764,27	- 2,5	233,6
MUUKKONEN 2007	780,23	+ 13,4	252,2
BARTELINK 1997	804,37	+ 37,6	251,6
HOCHBICHLER 2002	783,98	+ 17,2	233,6

In Abbildung 10 sind die Ergebnisse der Biomasseschätzungen für Buche mit allen benutzten Funktionen den gemessenen Biomassen der 72 Buchen aus den Referenzdaten gegenübergestellt. Die Zacken in den Kurven treten bei den Funktionen auf, die die Baumhöhe als Eingangsparameter nutzen (s. Anhang).

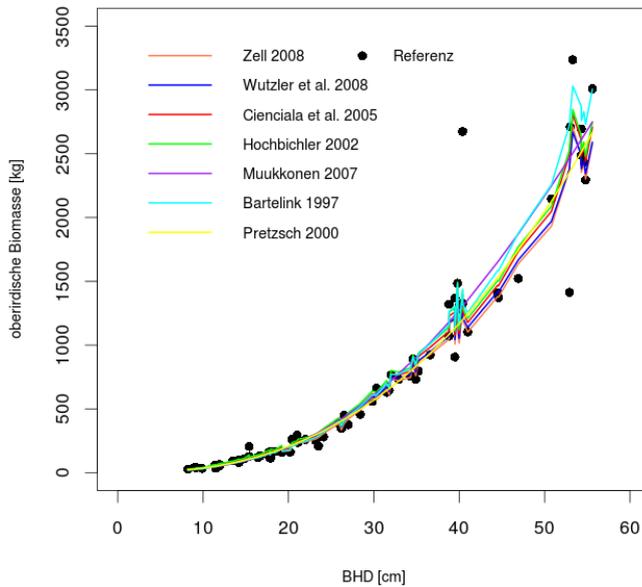


Abbildung 10: Ergebnisse der oberirdischen Biomasseschätzung aller untersuchten Biomassefunktionen für Buche mit den Referenzdaten

Die Methoden zur Schätzung der unterirdischen lebenden Baumbiomasse stammen von BOLTE et al. (2004), WUTZLER et al. (2008) und LE GOFF u. OTTORINI (2001) (s. Anhang). Die mittlere geschätzte Grobwurzelbiomasse nach LE GOFF u. OTTORINI (2001) übertrifft diejenige nach BOLTE et al. (2004) um ein Vielfaches. Der geschätzte Mittelwert, hergeleitet mit der Funktion von WUTZLER et al. (2008), liegt zwischen denen der vorher genannten Methoden (s. Tab. 5 u. Abb. 11). Der Variationskoeffizient schwankt hier ebenfalls in einem geringen Bereich zwischen den unterschiedlichen Funktionen.

Tabelle 5: Ergebnisse der Schätzung der unterirdischen lebenden Baumbiomasse für Buche mit unterschiedlichen Funktionen

Autor	Mittelwert [kg/Baum]	Standardabweichung [kg/Baum]	Variationskoeffizient [%]
BOLTE et al. 2004	48,09	47,45	98,66
WUTZLER et al. 2008	120,02	123,2	102,65
LE GOFF u. OTTORINI 2001	161,34	173,36	107,45

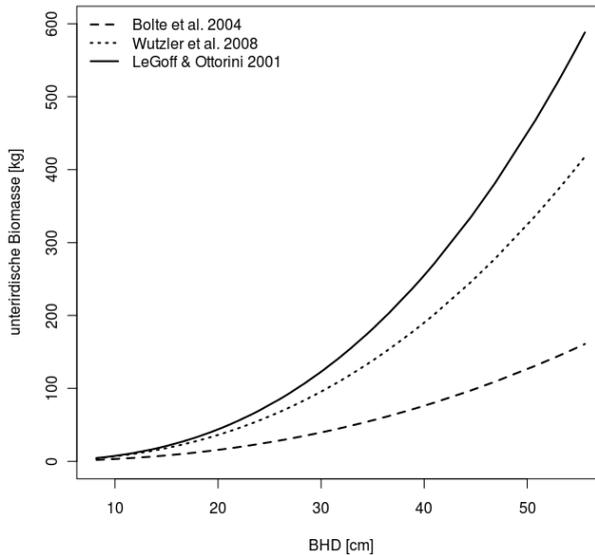


Abbildung 11: Vergleich der analysierten Biomassefunktionen zur Schätzung der unterirdischen lebenden Biomassen für Buche

Die Überprüfung der vielen verschiedenen Biomassefunktionen aus dem europäischen Raum mit Hilfe des Referenzdatensatzes der NW-FVA zeigt, dass die Streuung der Ergebnisse zu einem großen Teil auf die jeweiligen Aufnahmegebiete mit ihren unterschiedlichen ökologischen Rahmenbedingungen (Einfluss auf die Ausformung der Bäume) zurückgeführt werden kann. Zudem sind die Daten in den verschiedenen Ländern bzw. Regionen methodisch unterschiedlich erhoben worden. Da Biomassefunktionen im Allgemeinen nur für bestimmte Gebiete und unter Umständen nur für bestimmte BHD-Bereiche entwickelt werden, ist ihre Anwendung in anderen Regionen bzw. für andere BHD-Bereiche immer mit Unsicherheiten verbunden. Auch sind unterschiedliche Biomassedefinitionen ein Grund für abweichende Ergebnisse, wie z. B. die eher subjektive Einteilung der oberirdischen Holzigen Biomasse in Stamm und Äste im Vergleich zur objektiven Einordnung in Holz und Reisig mit festen Grenzwerten (Zopfdurchmesser 5 oder 7 cm). Entsprechende Abweichungen finden sich auch bei der Definition der unterirdischen lebenden Baumbiomasse. So wird beispielsweise in der Arbeit von WUTZLER et al. (2008) nur von Grobwurzeln ohne erklärende Konkretisierungen gesprochen. Weitere Ursachen für die deutlich voneinander abweichenden Ergebnisse können auch Konkurrenzeffekte, schwankende klimatische Rahmenbedingungen oder unterschiedliche waldbauliche Behandlungen sein.

Nach den Ergebnissen der Vergleichsprüfungen werden in dieser Arbeit die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) zur Berechnung der oberirdischen Biomasse herangezogen, die auf der Basis der BWI²-Daten entwickelt wurden. Sie weisen zwar einen hohen Bias und nur eine mittlere Präzision auf,

bieten aber andererseits Vergleichsmöglichkeiten zu den Ergebnissen der BWI² und sind allgemeingültig sowie durch eine geringe Streuung gekennzeichnet. Zur Berechnung der unterirdischen Wurzelbiomasse wird auf die Biomassefunktionen von BOLTE et al. (2004) für Buche und Fichte ohne Stubben zurückgegriffen, denen ein weiter BHD-Bereich zugrunde liegt und bei denen die Wurzelbiomasse genau als der unterirdische Teil des Wurzelstocks bis zu einem Wurzeldurchmesser von 2 mm definiert ist. In Ermangelung besserer Alternativen sollen diese Funktionen auch zur Bestimmung der unterirdischen Biomasse bei Eiche bzw. Kiefer genutzt werden.

3.1.3 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse

Für die Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein wurden Durchmesser (BHD) und Höhenwerte (H) auf Einzelbaumebene in 5-jährigen Intervallen simuliert. Diese fanden Eingang in die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) für die oberirdische lebende Biomasse bzw. in die Funktionen von BOLTE et al. (2004) für die unterirdische lebende Baumbiomasse. Die verwendeten Biomassefunktionen sind im Anhang aufgeführt.

Anhand der so berechneten Massen und der Kohlenstoffkonzentration (s. Kap. 3.1, erster Absatz) konnten die Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse ermittelt werden. Mittels der Flächenanteile der Baumarten konnten diese Werte auch pro Hektar zum Stichtag der BWI² und zum 01.01.2007 berechnet werden. Dabei ist der begehbare Holzboden einschließlich Lücken im Bestand (157.589 ha) die Bezugsfläche, wobei die Lückenflächen prozentual gleichmäßig auf die Baumarten verteilt wurden. An der Bezugsfläche haben Buchenbestände einen Anteil von 22,3 %, Eichenbestände von 14,9 %, Fichtenbestände von 15,1 % und Kiefernbestände sind mit 7,3 % vertreten.

Der Kohlenstoffvorrat der Derbholtzvorräte wurde für alle Baumarten mit einer mittleren Dichte von 0,5 t/m³ bzw. - wo möglich - mit der baumartenspezifischen Raumdichte und der mittleren Kohlenstoffkonzentration berechnet. Um aus den Derbholtzvorräten die lebende Baumbiomasse abzuschätzen, wurden die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) (siehe Fußnote 1 im Kap. 1.2) benutzt. Dies war in den Fällen nötig, für die keine Einzelbaumdaten vorlagen.

3.2 Tote Baumbiomasse

3.2.1 Literaturstudie zur toten Baumbiomasse

Das Totholz ist ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems Wald, in dem sich große Mengen Kohlenstoff akkumulieren können. PREGITZER u. EUSKIRCHEN (2004) geben für Wälder der gemäßigten Zone einen Kohlenstoffvorrat im Totholzpool von 42 t C/ha an. WIRTH et al. (2004a) ermittelten in ihrer Studie für extensiv

genutzte Wälder in der borealen und gemäßigten Zone außerhalb Deutschlands einen Vorrat von $17,8 \pm 16,9$ t C/ha. Für Nicht-Wirtschaftswälder in Mitteleuropa geben sie einen Kohlenstoffvorrat von $5,9 \pm 3,4$ t C/ha und in Wirtschaftswälder von $2,1 \pm 1,4$ t C/ha an.

Bei der BWI² (Stichjahr 2002) wurde im bundesweiten Durchschnitt ein Totholzvorrat ohne Stubben von $11,5$ m³/ha ($d \geq 20$ cm am stärkeren Ende) berechnet. Für Schleswig-Holstein liegt dieser Wert bei $9,6$ m³/ha ($d \geq 20$ cm) (BMELV 2005). Nach den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 (IS08) hat sich der bundesweite Totholzvorrat auf insgesamt 15 m³/ha erhöht. Bei Zugrundelegung einer geringeren Aufnahmegrenze ($d \geq 10$ cm) beträgt der Totholzvorrat sogar 24 m³/ha ohne Stubben (POLLEY et al. 2009). Zu noch höheren Werten bei gleicher abgesenkter Aufnahmegrenze kommen MEYER et al. (2009) auf der Basis der BZE II-Daten in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. Der von ihnen bestimmte Vorrat an Totholz beläuft sich auf 28 m³/ha. Geht man von den zuvor genannten Volumina aus und unterstellt eine mittlere Dichte von $0,25$ t/m³ für Totholz sowie einen Kohlenstoffanteil von 50% an der Masse, so ergeben sich aus den Zahlen Kohlenstoffvorräte von rund $1,44$ t C/ha (BWI², Dtschl., ≥ 20 cm) und $1,20$ t C/ha (BWI², SH, ≥ 20 cm) bzw. $1,84$ t C/ha (IS08, Dtschl., ≥ 20 cm) bzw. 3 t C/ha (IS08, Dtschl., ≥ 10 cm) und $3,5$ t C/ha (MEYER et al. 2009, Nds, He., LSA, ≥ 10 cm). OEHMICHEN et al. (2011) errechneten auf Basis der Inventurstudie 2008 einen bundesweiten durchschnittlichen Kohlenstoffvorrat des Totholzes (≥ 10 cm) von $3,25$ t C/ha. Diese Werte zeigen zum einen den starken Einfluss der Kluppschwellen auf die Totholzvorräte und die in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte, zum anderen dokumentieren sie einen Totholzanstieg zwischen 2002 und 2008 aufgrund der höheren Waldrestholzanteile, die im Zuge der stärkeren Nutzungen im Wald verblieben sind. Zu betonen ist, dass in den Zahlen, die auf der BWI² basieren, die Stubben nicht enthalten sind, welche aber viel Masse und auch einen wichtigen Lebensraum für viele Arten repräsentieren.

Die zeitliche Dynamik des Totholzpool wird bestimmt durch die Bildungs- und Zersetzungsraten des Totholzes. Eine Zunahme erfährt der Totholzvorrat durch die natürliche Mortalität und den Astabfall, abiotisch bzw. biotisch bedingte Ausfälle sowie durch menschliche Eingriffe. Die Zersetzung des Holzes ist der Hauptaustag. Er wird vor allem von Destruenten vorangetrieben, deren Atmung zu einer direkten Freisetzung von Kohlenstoff führt (MACKENSEN et al. 2003). Die Zersetzungsdauer von Totholz ist bei der Quantifizierung der Kohlenstoffspeicherung in Waldökosystemen ein wichtiger Aspekt. Beispielsweise veröffentlichten ROCK et al. (2008) kontinuierliche Zersetzungskonstanten für die Hauptbaumarten in Europa. ZELL et al. (2009) leiteten ein gemischtes nichtlineares Abbaumodell auf der Basis einer Metaanalyse her, in das unter anderem der Ausgangsdurchmesser des Totholzes, die mittlere Temperatur im Juli und der Jahresniederschlag als erklärende Variablen eingehen. MEYER et al. (2009) haben in ihrer

Arbeit unter anderem Totholzzersetzungsfunktionen ($d \geq 20$ cm) für die Hauptbaumarten in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt ableiten können.

3.2.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte der toten Baumbiomasse

In den Simulationsläufen der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein wurden für die verschiedenen Szenarien auch die Totholzvolumina hergeleitet. Totholz ist darin definiert als das oberirdische tote Derbholz mit einem Mindestdurchmesser von 7 cm. Den jeweiligen Totholzvolumina wurden die Erntereste aus den Vor- und Endnutzungen hinzuaddiert. Diese wurden mit Hilfe baumartenspezifischer Abzugsfaktoren⁵ quantifiziert. Die im Rahmen der BWI² 2002 mit einem Mindestdurchmesser ≥ 20 cm ermittelten Totholzvolumina für Schleswig-Holstein in Höhe von 9,6 m³/ha (BMELV 2005) wurden mit Hilfe einer Funktion von MEYER et al. (2009), die den Zusammenhang zwischen dem ermittelten Totholzvolumen und dem Mindestdurchmesser bei den Totholzaufnahmen beschreibt, für die Aufnahmegrenze ≥ 7 cm auf 17,1 m³/ha bzw. insgesamt 2,7 Mio. m³ umgerechnet. Zu diesem Wert wurden die Erntereste von 2002 bis 2007 in Höhe von 0,7 Mio. m³ hinzuaddiert. Auf dieser Grundlage konnte für alle Bestände ein Startwert von 3,4 Mio. m³ generiert werden. Da dieser Wert für alle Baumarten und Bestände gilt, wurde er mit den Baumartenanteilen am Holzvorrat (s. Abb. 2 rechts) gewichtet, um für die untersuchten Baumarten einen eigenen Bezugswert für das Jahr 2007 zu generieren.

Der Totholzabbau durch Zersetzung wurde für die Hauptbaumarten mit den Funktionen von MEYER et al. (2009) abgebildet. Das Gesamtvolumen der toten Baumbiomasse wurde anschließend mit einer mittleren Raumdichte für Laub- (0,3 t/m³) bzw. Nadelholz (0,21 t/m³) in Masse umgerechnet, sodass der Kohlenstoffvorrat unter Zugrundelegung einer Kohlenstoffkonzentration von 50 % berechnet werden konnte. Die mittlere Raumdichte wurde ermittelt, indem die Raumdichten in unterschiedlichen Zersetzungsstadien mit der Verweildauer in der jeweiligen Zersetzungsphase gewichtet und anschließend gemittelt wurden. Dazu dienten die Angaben von FRAVER et al. (2002) und RANIUS et al. (2003) für Nadelholz sowie von MÜLLER-USING und BARTSCH (2009) für Laubholz.

3.3 Bodenvegetation

Der bestimmende Faktor für die Kohlenstoffspeicherung in der Bodenvegetation ist die auf den Waldboden treffende Strahlungsmenge, die sehr unterschiedlich sein kann (BÖSWALD u. WIERLING 1997). So erhält z. B. der Waldboden eines hallenartigen Buchenaltbestandes völlig andere Strahlungsmengen als der eines geschlossenen jungen Buchenbestandes mit tief ineinandergreifenden Kronen. Zur Ermitt-

⁵ Vornutzung: Buche = 0,15; Eiche = 0,25; Fichte = 0,20; Kiefer = 0,25
Endnutzung: Buche = 0,15; Eiche = 0,25; Fichte = 0,15; Kiefer = 0,20 (KRAMER u. AKCA 2008)

lung der Kohlenstoffvorräte in der Bodenvegetation liegen keine flächendeckenden Daten für Schleswig-Holstein vor bzw. eine Regionalisierung dieser Daten aus Stichprobeninventuren ist schwierig. In der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein war die Bodenvegetation weder integriert noch wurde sie fortgeschrieben. Aus diesem Grund wurde für die Kohlenstoffstudie in Schleswig-Holstein behelfsweise auf die Ergebnisse einer Studie für Thüringen zurückgegriffen (WIRTH et al. 2004a). Die Bodenvegetation in Buchenbeständen hat demnach einen Kohlenstoffvorrat von 0,3 t C/ha, in Eichenbeständen 1,69 t C/ha, in Fichtenbeständen 0,24 t C/ha und in Kiefernbeständen 1,46 t C/ha (WIRTH et al. 2004a). Da sich die Bodenvegetation größtenteils aus Pflanzen mit einer geringen Lebensspanne zusammensetzt, wurde der Kohlenstoffvorrat in diesem Pool als konstant angesehen und nicht weiter betrachtet.

3.4 Boden

3.4.1 Literaturstudie zum Boden

Im Ökosystem Wald ist der Boden meist ein größerer Kohlenstoffspeicher als die Vegetation. Auf dem ersten Meter im Boden beträgt der C-Vorrat in den Wäldern der borealen Zone schätzungsweise 338 Pg⁶, in der gemäßigten Zone 153 bis 195 Pg und in der tropischen Zone 214 bis 435 Pg (SAUGIER et al. 2001). Das durchschnittliche Verhältnis des Kohlenstoffvorrates im Boden zur darauf befindlichen Vegetation beträgt in der borealen Zone etwa 5:1, in der gemäßigten 2:1 und in der tropischen 1:1 (JARVIS et al. 2005).

Bundesweit wurde in den ersten 30 cm des Mineralbodens zum Zeitpunkt der Inventurstudie 2008 ein Kohlenstoffvorrat von 68 t C/ha ermittelt, wobei die Kohlenstoffvorräte in Böden mit hohem Tongehalt größer waren als in sandigen Böden. In der Streu von Laubwäldern lag dieser bei $12,1 \pm 1,2$ t C/ha, von Mischwäldern bei $18,3 \pm 2,1$ t C/ha und in Nadelwäldern bei $27,1 \pm 1,1$ t C/ha. Im Mittel betrug der C-Vorrat für ganz Deutschland in der Humusaufgabe $19,8 \pm 0,6$ t C/ha (OEHMICHEN et al. 2011).

In Thüringen wurden die Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage der Wälder auf 27,7 t C/ha geschätzt. Dieser Kohlenstoffvorrat im Humus war in den Nadelwäldern im Mittel dreimal höher als in den Laubwäldern. Im Mineralboden (0-60 cm) waren 69,9 t C/ha gespeichert, wobei diese Werte unter Laubwald leicht höher waren als unter Nadelwald (WIRTH et al. 2004a). In der Arbeit von PISTORIUS (2007) wurden für Baden-Württemberg im Mineralboden sehr viel höhere Kohlenstoffvorräte durch Simulationsrechnungen ermittelt (135,4 t C/ha), die aber auf keine bestimmte Tiefenstufe bezogen und daher schwer einzuordnen sind. In der Auflage waren die Kohlenstoffvorräte (27,6 t C/ha) ähnlich hoch wie in

⁶ 1 Pg = 1 Peta Gramm = $1 \cdot 10^{15}$ g = $1 \cdot 10^9$ t = 1 Giga Tonne = 1 Gt

Thüringen. In Bayern konnte ein mittlerer Kohlenstoffvorrat im Mineralboden von 141 t C/ha ermittelt werden (SCHUPERT 2010). In den niedersächsischen Waldböden waren 2008 Kohlenstoffvorräte von rund 79 bis 103 t C/ha in den ersten 90 cm des Mineralbodens sowie rund 25 t C/ha im Auflagehumus gespeichert (WÖRDEHOFF et al. 2011); für Sachsen-Anhalt wird im Tiefland mit rund 110 t C/ha eine ähnliche Größenordnung angegeben (WÖRDEHOFF et al. 2012). In Mecklenburg-Vorpommern liegt der Median des Gesamtbodens bei 103 t C/ha bei der BZE II (RUSS et al. 2011).

3.4.2 Berechnung der Kohlenstoffvorräte des Bodens

Zur Berechnung des Kohlenstoffvorrates in den Böden der schleswig-holsteinischen Wälder dienten die Daten der BZE II. Es standen Aufnahmen für den Mineralboden und für die Humusaufgabe sowie für Moorstandorte (N = 2) zur Verfügung. Insgesamt konnten Daten von 41 BZE II-Profilen genutzt werden.

3.5 Holzprodukte

3.5.1 Literaturstudie Holzprodukte

Der Produktpool Holz stellt neben dem Wald einen weiteren Speicher für Kohlenstoff dar, der in dieser Studie betrachtet wird. Holzprodukte leisten einen nennenswerten Beitrag zur Reduzierung der CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre, indem durch die stoffliche Holznutzung die natürliche Freisetzung dieses Treibhausgases durch Zersetzung verzögert wird. Außerdem substituieren Holzprodukte sowohl andere Bau- und Werkstoffe, die in der Herstellung energieintensiver sind und größere CO₂-Emissionen verursachen, als auch als Energieholz fossile Brennstoffe (KÖHL et al. 2009, RÜTER 2010). Durch den steigenden stofflichen Holzverbrauch konnten in den vergangenen Jahren bundesweit durchschnittlich 10 Mio. t/Jahr CO₂-Emissionen und durch die wachsende energetische Holznutzung weitere 30 Mio. t/Jahr CO₂-Emissionen zusätzlich vermieden werden (RÜTER 2010).

In einer Schweizer Studie wurde für Holzprodukte im Zivilisationskreislauf ein Kohlenstoffvorrat von 101 Mio. t CO₂ im Jahr 2000 geschätzt, was ca. 27,5 Mio. t C entspricht (TAVERNA et al. 2007). BÖSWALD und WIERLING (1997) berechneten für den niedersächsischen Holzproduktpool eine Speichermenge von 23,8 Mio. t C im Jahr 1993. PISTORIUS (2007) kam für Baden-Württemberg auf der Basis statistischer Angaben zur Gebäudezahl und den Nutzungsmengen zwischen BWI¹ und BWI² zu einer Speicherleistung von 49,85 Mio. t C für den Produktpool Holz. Weiterhin konnte er eine jährliche zusätzliche Speicherung von etwa 0,85 Mio. t C ermitteln. Die mittlere Kohlenstoffbindung im verkauften Holz des

Thüringer Landeswaldes betrug in den Jahren 2001 und 2002 rund 0,21 Mio. t C (MUND et al. 2006).

Wichtige Informationen zur Einschätzung der Kohlenstoffbindung in Holzprodukten sind die Absatzwege des sägefähigen und nicht sägefähigen Rohholzes. Für die Verwendung bestimmter Holzsortimente liegen aber bisher weder für Schleswig-Holstein noch für Deutschland belastbare baumartenspezifische Daten vor. Lediglich für Thüringen gibt es Näherungswerte aus einer Untersuchung von PROFFT et al. (2009). Besser ist die Informationslage hinsichtlich der mittleren Lebensdauer einzelner Produktklassen (vgl. WIRTH et al. 2004a).

Bei einer vollständigen Nutzung des Holzes als langlebiges Produkt (Materialsubstitution) mit darauf folgender energetischer Nutzung (Energiesubstitution) ergibt sich ein maximales Substitutionspotenzial von 1,238 t C pro t Holz (ROCK 2008). Dieser Wert stellt eine Obergrenze dar, da nicht alles Holz zu langlebigen Produkten verarbeitet wird, mit diesen nicht immer fossile Brennstoffe ersetzt werden und ihre Verbrennung nicht zwangsläufig von Nutzen sein muss (ROCK 2008). In jedem Fall ist der Trend zu beachten, dass Holz als Energieträger immer wichtiger wird. Nach einer Studie von MANTAU et al. (2010) wird der Anteil der energetischen Nutzung bei steigendem Holzverbrauch von heute 43 % auf 54 % im Jahre 2030 steigen. Im Jahre 2002 betrug dieser Anteil lediglich 26 % (MANTAU 2004). Eine Untersuchung aus Niedersachsen bestätigt diesen Trend. Auch dort ist Holz als Energieträger immer wichtiger geworden, denn allein in Feuerungsanlagen unter 1 Megawatt Leistung wurden 2009 durch Energieholznutzung 4,78 Mio. Megawattstunden (MWh) an fossilen Energieträgern substituiert (3N 2010).

3.5.2 Kaskadennutzung

In dieser Kohlenstoffstudie wird der Produktpool als statisch angesehen, d. h. es findet kein Übergang von einer Holzproduktklasse in eine andere statt. Jedoch ist es durch Kaskadennutzung generell möglich, die Lebensdauer von Holzprodukten zu verlängern bzw. durch eine energetische Nutzung von Altholz die Substitutionseffekte durch Holzprodukte zu vergrößern. Kaskadennutzung bedeutet laut FRÜHWALD et al. (2010) im klassischen Sinn die stoffliche Nutzung eines Rohstoffs über mehrere Stufen, wobei im ersten Produkt die stofflichen Eigenschaften auf dem höchsten Niveau genutzt werden. Am Ende jeder Produktlebensdauer erfolgt eine Aufbereitung des Rohstoffs, um ihn dann anschließend zu einem anderen Produkt zu verarbeiten. Dieses neue Produkt stellt in der Regel geringere Anforderungen an die stofflichen Eigenschaften des Rohstoffs als das vorherige. Somit wird der Rohstoff weiter verwertet, anstatt dass er neu hergestellt oder beschafft werden muss. Dabei ist die Häufigkeit der Wiederverwertung abhängig vom eingesetzten Rohstoff sowie technischen, sozialen, ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Durch eine Kaskadennutzung wird demnach die stoffliche Ressource durch wiederholten Einsatz optimal genutzt und zeitgleich werden die geringer

werdenden Qualitäten durch die verminderten Anforderungen an die Folgeprodukte berücksichtigt (FRÜHWALD et al. 2010). In der Realität ist die Kaskadennutzung nicht rein linear, sondern auf den verschiedenen Nutzungsstufen werden Stoffe zur energetischen Verwendung abgezweigt.

FRÜHWALD et al. (2010) haben dies in ihrer Arbeit beispielhaft für Holz dargestellt. Für das erste Produkt, etwa konstruktives Bauholz, wird Schnittholz benötigt, welches dann beim kontrollierten Rückbau von Häusern als Altholz aussortiert werden kann. Dieses Altholz kann anschließend für die Spanplattenproduktion genutzt werden. In Deutschland fallen jährlich 8 Mio. Tonnen Altholz an, von denen 80 % energetisch und 20 % stofflich weiterverwendet werden. Die energetische Verwertung von Holz stellt die letzte Nutzungsstufe dar. Durch die Kaskadennutzung wird die Gesamtnutzungsdauer des Holzes und damit die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten verlängert, ohne dass die Holzentnahme aus den Wäldern erhöht werden muss (FRÜHWALD et al. 2010).

3.5.3 Berechnungen zum Produktpool

3.5.3.1 Holzproduktklassen

Die Holzprodukte wurden in vier Kategorien eingeteilt, die sich aus verschiedenen Hauptprodukten zusammensetzen (s. Tab. 6). Bei den vier Holzproduktklassen handelt es sich um „Produkte mit langer Lebensdauer“ (PIL), „Produkte mit mittlerer Lebensdauer“ (PmL), „Produkte mit kurzer Lebensdauer“ (PkL) und „Energieholz“ (E). Diesen Produktklassen wurden Zersetzungskonstanten (k) auf Grundlage der Angaben von WIRTH et al. (2004a) und PISTORIUS (2007) zugeordnet. Damit war es möglich, für die einzelnen Klassen Halbwertszeiten (t_{50}), mittlere Lebensdauern (t_{63}) und Lebensdauern (t_{95}) zu berechnen (s. Gleichung 1). Die Lebensdauern (t) entsprechen einem exponentiellen Abbau nach der Zeit, in der 50 %, 63 % und 95 % (i) des organischen Kohlenstoffs abgebaut sind (MUND et al. 2006).

$$t_i = -\left(\ln\left(1 - \frac{i}{100}\right)\right) / k \quad [1]$$

Diese Unterscheidung ist nötig, da bei einem exponentiellen Abbau mit einer konstanten Zersetzungsrate angenommen wird, dass die gesamte Lebensdauer (t_{95}), d. h. die Zeitspanne, nach deren Ablauf noch 5 % der Ausgangsmenge verblieben sind, mehr als doppelt so lang ist wie die mittlere Lebensdauer (t_{63}) (MUND et al. 2006). Die Halbwertszeit (t_{50}) entspricht dabei dem Zeitpunkt, an dem 50 % der

Masse abgebaut sind, was aber nicht mit der mittleren Lebensdauer (t_{63}) gleichzusetzen ist.

Tabelle 6: *Aufstellung der Produktklassen mit den entsprechenden Zersetzungskonstanten (k), Lebensdauern (t_{50} = Halbwertszeit, t_{63} = mittlere Lebensdauer, t_{95} = Lebensdauer) und Hauptprodukten (WIRTH et al. 2004a, PISTORIUS 2007; Lebensdauern berechnet nach Gleichung 1)*

Produktklasse	Zersetzungskonstante (k) [Jahre ⁻¹]	Halbwertszeit (t_{50}) [Jahre]	Mittlere Lebensdauer (t_{63}) [Jahre]	Lebensdauer (t_{95}) [Jahre]	Hauptprodukte
langer Lebensdauer	0,02	35	50	150	Bauholz
Produkte mit mittlerer Lebensdauer	0,039	18	25	77	Holzwerkstoffe wie Span- und Tischlerplatten, Furniere und Vollholzmöbel
kurzer Lebensdauer	0,32	2	3	9	Papier, Pappe, Kartonagen
Energieholz	0,7	1	1	4	Brennholz, Pellets

3.5.3.2 Holzverwendungsschlüssel

Ein Holzverwendungsschlüssel dient der Zuordnung verschiedener Sortimente zu unterschiedlichen Produkten und Produktklassen. Die Erstellung eines Holzverwendungsschlüssels ist zeitaufwendig und stellt hohe Ansprüche an die Datengrundlage. Probleme ergeben sich dabei dadurch, dass sich die Wege der verschiedenen ausgehaltenen Sortimente häufig nicht vom Wald zum Verwerter nachvollziehen lassen (Verkäufer → Verwerter oder Holzhandel → Verarbeitung oder Weiterverkauf). Dies ließe sich ggf. mit einer umfassenden Befragung der Unternehmen der holzbe- und -verarbeitenden Industrie eines Landes bewerkstelligen (vgl. PROFFT et al. 2009), was aber im Rahmen dieser Studie nicht möglich war.

Stark vereinfacht wurde daher folgender Ansatz gewählt: Den Produktklassen wurde ausgehend von den Hauptprodukten das eingeschlagene Stamm-, Industrie- und Energieholz sowie das nicht verwertbare Holz grob zugeordnet. Stammholz wird zumeist an Säger verkauft, welche daraus Produkte für den Hausbau o. ä. anfertigen. Folglich wird dieses Sortiment der Produktklasse mit langer Lebensdauer (PL) zugeordnet. Der Ausbeutungsgrad bei der Schmittholzproduktion beträgt bundesweit für Nadelholz ca. 61 % und für Laubholz ca. 64 % (MANTAU 2008). Die als Koppelprodukt entstehenden Sägenebenprodukte werden, unabhängig ob es sich um Laub- oder Nadelholz handelt, zu 44 % der Klasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer, zu 18 % der Klasse Produkte mit kurzer Lebensdauer und zu 38 % der Klasse Energieholz zugeordnet. Das eingeschlagene Industrieholz wird zu unterschiedlichen Anteilen den Produkten mit mittlerer (PmL) und kurzer Lebensdauer (PkL) zugewiesen. Um den Anteil von Laub- und Nadelindustrieholz an der Klasse Produkte mit kurzer Lebensdauer, hauptsächlich Papier und Pappe, zu bestimmen, wurde auf bundesweite Zahlen des Verbandes Deutscher Papierfabriken e.V. (VDP) zurückgegriffen, da Daten auf Landesebene nicht vorlagen (VDP 2007). Das Nadelindustrieholz wurde demnach zu 64 % und das Laubindustrieholz zu 27 % dieser Produktklasse zugeordnet. Ausgehaltenes Energieholz und nicht verwertbares Holz wurde der Produktgruppe Energieholz zugeordnet. Die Datengrundlage für diese Sortimente stammt aus dem Holzmarktbericht 2007 (BMELV 2008) für das Jahr 2006. Dieses Jahr wurde gewählt, da es ein von Stürmen und Wirtschaftsschwankungen weitgehend unbeeinflusstes Jahr war. Der stark vereinfachte Holzverwendungsschlüssel ist in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Stark vereinfachter Holzverwendungsschlüssel für das Land Schleswig-Holstein. Dargestellt ist die Verteilung von Laub- und Nadelholz auf die Produktklassen.

Art	Produkte mit			Energieholz
	langer Lebensdauer	mittlerer Lebensdauer	kurzer Lebensdauer	
Laubholz	21,0 %	18,8 %	7,2 %	53,0 %
Nadelholz	31,6 %	24,3 %	30,5 %	13,6 %

Mit dem Holzverwendungsschlüssel wurden die simulierten Nutzungsmengen der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein den Produktklassen zugeordnet. Die jeweiligen Volumina wurden anschließend mit baumartenspezifischen Raumdichten (s. Fußnote 2, Kap. 1.2) in Massen und anschließend mit der C-Konzentration von 50 % in C-Vorräte umgerechnet.

Die Berechnung der Substitutionseffekte beruht auf Untersuchungen, wonach bei der Verbrennung von Nadelholz mit einem Wassergehalt von 20 % im Vergleich zur entsprechenden Menge Heizöl 1,401 t CO₂ pro verwendeter Tonne Holz

eingespart werden. Bei Laubholz liegt dieser Wert bei 1,345 t CO₂/t Holz (PFLÜGER-GRONE 2007). Die Massen der Produktklasse Energieholz wurden mit den oben angeführten Faktoren multipliziert, um den energetischen Substitutionseffekt darstellen zu können.

4 Ergebnisse

Einleitend werden die Kohlenstoffvorräte in Schleswig-Holsteins Wäldern zu den Stichtagen der BWI¹ (01.10.1987) und der BWI² (01.10.2002) sowie 2007 vorgestellt und die Veränderungen beschrieben. Danach wird die Entwicklung der verschiedenen Kohlenstoffspeicher über die nächsten 30 Jahre unter drei unterschiedlichen waldbaulichen Szenarien dargestellt. Der 01.01.2007 ist der Stichtag für den Beginn der Simulationsrechnungen der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden die Vorräte der BWI² unter Berücksichtigung der tatsächlichen Zuwächse und Einschläge im Zeitraum 2002 bis 2007 fortgeschrieben.

4.1 Veränderungen zwischen 1987 und 2002

Der Gesamterdbholzvorrat 1987 (BWI¹) betrug in Schleswig-Holstein für alle Baumarten rund 37 Mio. m³ bzw. 234 m³/ha im Hauptbestand. Darin waren geschätzte 9 Mio. t C bzw. 59 t C/ha gespeichert. Bis zum Zeitpunkt der BWI² (2002) stieg der Erdbholzvorrat um 10 Mio. m³ auf 47 Mio m³ an, was einem durchschnittlichen Vorrat von 297 m³/ha entspricht. Gleichzeitig erhöhte sich der Kohlenstoffvorrat auf ca. 12 Mio. t C bzw. 74 t C/ha (s. Abb. 12).

Der Erdbholzvorrat der Baumartengruppe Buche betrug zum Stichtag der BWI¹ rund 10,4 Mio. m³ bzw. 366 m³/ha im Hauptbestand. Hochgerechnet auf die lebende Baumbiomasse entspricht dies etwa 5,5 Mio. t C bzw. 193 t C/ha. Geringer waren die Erdbholzvorräte bei der Baumartengruppe Eiche (4,8 Mio. m³; 243 m³/ha im Hauptbestand) mit ebenfalls geringerer lebender Biomasse und darin enthaltenen C-Vorräten (2,6 Mio. t C; 130 t C/ha). Für die Nadelbaumarten wurden Erdbholzvorräte von insgesamt 9,8 Mio. m³ bzw. 254 m³/ha im Hauptbestand bei Fichte und 3,4 Mio. m³ bzw. 212 m³/ha im Hauptbestand bei Kiefer ermittelt. Die in der lebenden Biomasse gespeicherten Kohlenstoffvorräte beliefen sich auf ca. 3,3 Mio. t C bzw. 87 t C/ha bei Fichte und ca. 1,3 Mio. t C bzw. 83 t C/ha bei Kiefer. Die Quantifizierung erfolgte vereinfacht auf der Grundlage der Erdbholzvorräte, die mit Hilfe der Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) in lebende Baumbiomasse umgerechnet wurden, da hier keine Biomassefunktionen angewendet werden konnten. Für die Umrechnung des Volumens in Masse wurden die baumartenspezifischen Raumdichten verwandt. Ab 2002 lagen Einzelbaumdaten vor und es konnten Biomassefunktionen zur Berechnung genutzt werden, wodurch aber die Daten zur Kohlenstoffspeicherung 1987 und 2002 nicht vergleichbar sind.

Die C-Vorräte der Hauptbaumarten zum Stichtag der BWI² sind ein Spiegelbild ihrer Flächenanteile, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihres Altersklassenaufbaus (s. Abb. 4).

Die Buche mit ihrem großen Anteil 100- bis 140-jähriger Bestände wies 2002 einen Derbholzvorrat von 12,5 Mio. m³, was einer lebenden Baumbiomasse von 8,8 Mio. t entspricht. Der Kohlenstoffvorrat in der lebenden Baumbiomasse belief sich auf 4,3 Mio. t C (s. Tab. 8). Die durchschnittlichen Hektarwerte betragen 359 m³/ha für den Derbholzvorrat, 253 t/ha für die lebende Baumbiomasse und 124 t C/ha für den darin gespeicherten C-Vorrat.

Der Gesamterbholzvorrat der über die Altersklassen relativ gleichmäßig verteilten, aber flächenmäßig nur relativ schwach vertretenen Eichenbestände betrug 6,7 Mio. m³ (284 m³/ha) mit einer lebenden Dendromasse von rund 4,8 Mio. t (204 t/ha), was einem Kohlenstoffvorrat von 2,4 Mio. t C (102 t C/ha) entspricht.

In den Fichtenwäldern mit ihrem Schwerpunkt in der II. und III. Altersklasse war ein Derbholzvorrat von 8,0 Mio. m³ vorhanden. Diesem Vorrat entspricht eine lebende Baumbiomasse von 4,2 Mio. t bzw. ein Kohlenstoffvorrat von ca. 2,2 Mio. t C. Die Durchschnittswerte beliefen sich auf 314 m³/ha beim Derbholzvorrat, 165 t/ha bei der lebenden ober- und unterirdischen Biomasse sowie 86 t C/ha beim Kohlenstoffvorrat.

Die überwiegend der III. Altersklasse zuzuordnenden Kiefernbestände wiesen einen Derbholzvorrat von insgesamt 3,5 Mio. m³ bzw. durchschnittlich 274 m³/ha auf. Die gesamte lebende Baumbiomasse in Höhe von 2,3 Mio. t enthielt ca. 1,2 Mio. t C (s. Tab. 8). Die mittlere ober- und unterirdische lebende Baumbiomasse betrug 180 t/ha und der mittlere Kohlenstoffvorrat 94 t C/ha.

Insgesamt fand in dem Zeitraum von 1987 bis 2002 beim Gesamtwald ein deutlicher Vorratsaufbau und damit auch eine entsprechende Zunahme der lebenden Baumbiomasse und der Kohlenstoffvorräte statt (Abb. 12).

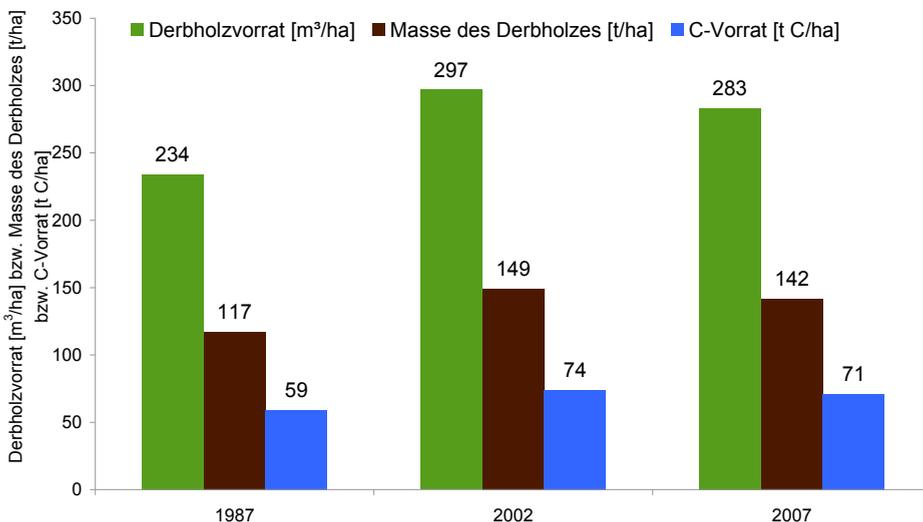


Abbildung 12: Derbholzvorräte [m³/ha], Masse des Derbholzes [t/ha] und C-Vorräte des Derbholzes [t C/ha] in Schleswig-Holstein 1987, 2002 und 2007

4.2 Fortschreibung bis 2007

4.2.1 Lebende Baumbiomasse

Von 2002 bis 2007 fiel der Gesamterdbholzvorrat von 47 Mio. m³ auf 45 Mio. m³, die Durchschnittswerte von 297 m³/ha auf 283 m³/ha. Somit betrug der Kohlenstoffvorrat im stehenden Derbholzvorrat 2007 für alle Baumarten 11,1 Mio. t C bzw. 71 t C/ha begehbare Holzbodenfläche (s. Abb 12).

Nach der Fortschreibung der Daten ins Jahr 2007 zeigten sich bei den Startwerten für die vier Hauptbaumarten und die drei waldbaulichen Szenarien folgende Veränderungen: Die Derbholzvorräte für Buche und Fichte stiegen an, während sie für Eiche und Kiefer fielen. Die lebende Baumbiomasse veränderte sich kaum und damit auch nicht die C-Vorräte (s. Tab. 8).

Tabelle 8: *Derbholzvorräte, lebende Baumbiomassen und C-Vorräte für die Stichjahre 2002 und 2007 getrennt nach Baumarten in Schleswig-Holstein*

Baumart	Jahr	Derbholzvorrat		Lebende Baumbiomasse		C-Vorrat	
		[Mio. m ³] (m ³ /ha)	%	[Mio. t] (t/ha)	%	[Mio. t C] (t C/ha)	%
Buche	2002	12,5 (359)	100	8,8 (253)	100	4,3 (124)	100
	2007	12,7 (362)	102	8,8 (251)	100	4,4 (126)	102
Eiche	2002	6,7 (284)	100	4,8 (204)	100	2,4 (102)	100
	2007	6,6 (280)	99	4,6 (195)	96	2,3 (98)	96
Fichte	2002	8,0 (314)	100	4,2 (165)	100	2,2 (86)	100
	2007	8,2 (344)	103	4,2 (178)	100	2,1 (89)	95
Kiefer	2002	3,5 (274)	100	2,3 (180)	100	1,2 (94)	100
	2007	3,1 (267)	89	1,9 (170)	83	1,0 (85)	83

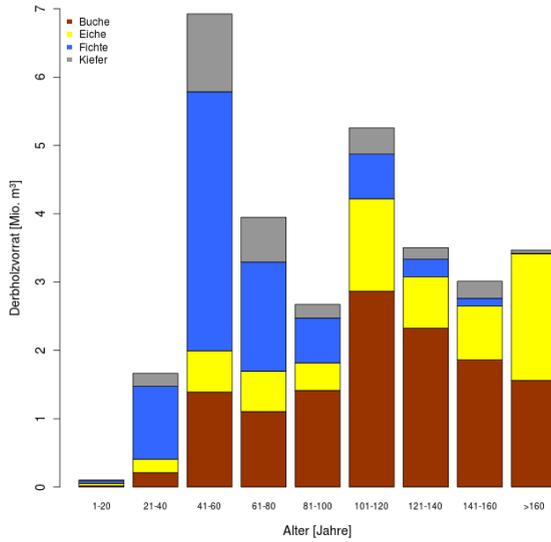


Abbildung 13: Derbholzvorräte [Mio. m³] der Hauptbaumarten nach Altersklassen 2007 in Schleswig-Holstein

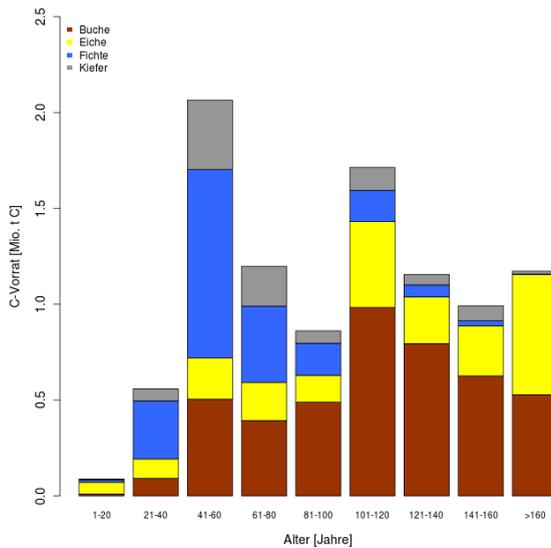


Abbildung 14: C-Vorräte der lebenden Baumbiomasse [Mio. t C] der Hauptbaumarten nach Altersklassen 2007 in Schleswig-Holstein

Die Betrachtung der Derbholzvorräte und der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse 2007 getrennt nach 20-jährigen Altersklassen (s. Abb. 13 u. 14) verdeutlicht die verschiedenen Vorratsanteile und den unterschiedlichen Altersaufbau der Hauptbaumarten (s. Abb. 2 rechts). Der zusätzliche Einfluss der unterschiedlichen Raumdichten der Baumarten wird bei den Kohlenstoffvorräten deutlich. In

den Alterklassen unter 80 Jahren sind die Kohlenstoffvorräte der leistungstärkeren Nadelbaumarten höher als bei den Laubbaumarten. Erst später (> 80 Jahre) rücken die Laubbaumarten an die Spitze.

4.2.2 Tote Baumbiomasse

Der Totholzvorrat in Schleswig-Holstein belief sich zum Zeitpunkt der BWI² auf 9,6 m³/ha bzw. rund 1,5 Mio. m³ (BMELV 2005). Dieses Volumen wurde, wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben, bis 2007 mit einer von 20 cm auf 7 cm abgesenkten Aufnahmegrenze fortgeschrieben. Dadurch stieg der Totholzvorrat auf 3,4 Mio. m³ (d ≥ 7 cm). Unterstellt man für dieses Volumen eine mittlere Raumdichte von 0,25 t/m³ und eine C-Konzentration von 50 %, so ergibt sich ein Kohlenstoffvorrat in Höhe von 0,42 Mio. t C (2,7 t C/ha).

Theoretisch gehört die Wurzelbiomasse der genutzten Bäume ebenfalls zum Totholzpool. Da aber für dieses Kompartiment keine Funktionen zur Zersetzung im Erdreich vorliegen, können dazu keine speziellen Berechnungen durchgeführt werden. Im Folgenden ist daher immer von der oberirdischen toten Baumbiomasse die Rede.

4.2.3 Nutzungen

Durch die Vor- bzw. Endnutzung werden in der Fortschreibung den Beständen Massen und Kohlenstoffvorräte entzogen. Die gesamte Nutzungsmasse im Zeitraum 2002 bis 2007 betrug für alle Baumarten rund 2,8 Mio. Vfm, was in etwa 0,7 Mio. t C entspricht.

Betrachtet man die Hauptbaumarten, so waren bei der Eiche und der Kiefer die absoluten Entnahmen deutlich geringer als bei der Buche und der Fichte. Den Fichten- und Buchenbeständen wurde folglich bis 2007 der größte Kohlenstoffvorrat entnommen (s. Tab. 9).

Tabelle 9: Gesamte Nutzungsmengen sowie entnommener C-Vorrat von 2002 bis 2007 in Schleswig-Holstein

Baumart	Nutzung [Mio. Efm]	Entnommener C-Vorrat [Mio. t C]
Buche	0,46	0,13
Eiche	0,18	0,05
Fichte	0,71	0,13
Kiefer	0,18	0,04

4.2.4 *Produktpool*

Die genannten Nutzungsmassen wurden dem Produktpool zugeführt. Dabei wurden die Baumarten zu Laub- oder Nadelholz zusammengefasst, um die jeweiligen Nutzungsmengen verschiedenen Holzverwendungen zuordnen zu können (s. Kap. 3.5).

Der Derbholzvorrat des Nadelholz-Produktpools ist in der kurzen Periode von 2002 bis 2007 etwas höher als der Derbholzvorrat des Laubholz-Produktpools. In diesen Holzmassen sind zu Beginn des Simulationszeitraumes ca. 0,18 Mio. t C in Produkten aus Laubholz und 0,17 Mio. t C in Produkten aus Nadelholz gespeichert (s. Tab. 10).

Tabelle 10: Akkumulierte C-Vorräte der Produktgruppen [Mio. t C] und zugehörige Volumina [Mio. m³] (in Klammern) getrennt nach Laub- und Nadelholz von 2002 bis 2007 in Schleswig-Holstein

Art	Produkte mit			Energieholz	Summe
	langer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]	mittlerer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]	kurzer Lebensdauer [Mio. t C (Mio. m ³)]		
Laubholz	0,04 (0,14)	0,03 (0,12)	0,01 (0,04)	0,10 (0,34)	0,18 (0,64)
Nadelholz	0,05 (0,28)	0,04 (0,21)	0,05 (0,28)	0,03 (0,12)	0,17 (0,89)

Die Aufteilung nach den vier Produktgruppen stellt sich beim Laubholz folgendermaßen dar: das Volumen der Produkte der Gruppe Energieholz wird auf 0,34 Mio. m³ geschätzt. Damit beträgt der Kohlenstoffvorrat dieser Produktklasse 0,10 Mio. t C. Sehr viel geringer mit nur 0,04 Mio. m³ ist der Anteil der Produkte mit kurzer Lebensdauer am gesamten Produktpool. Daraus resultiert auch ein geringer Kohlenstoffvorrat von 0,01 Mio. t C. Die Produkte mit mittlerer Lebensdauer erreichen ein geschätztes Volumen von 0,12 Mio. m³ und einen Kohlenstoffvorrat von 0,03 Mio. t C. Ähnlich groß sind das Volumen (0,14 Mio. m³) und der Kohlenstoffvorrat (0,04 Mio. t C) bei den Produkten mit langer Lebensdauer.

Die Produktklasse Energieholz hat beim Nadelholz, im Vergleich zum Laubholz, ein geringeres Volumen von 0,12 Mio. m³ mit einem Kohlenstoffvorrat von 0,03 Mio. t C. Für die Klasse Produkte mit mittlerer Lebensdauer wird ein Volumen von 0,21 Mio. m³ errechnet, was einem Kohlenstoffvorrat von rund 0,04 Mio. t C gleichkommt. Die größten Volumina und die höchsten Kohlenstoffvorräte werden beim Nadelholz von Produkten mit langer und kurzer Lebensdauer erreicht (jeweils 0,28 Mio. m³ und 0,05 Mio. t C).

Die hier genannten Werte sind lediglich Schätzgrößen, die mit Hilfe der Holzproduktkategorien und des Holzverwendungsschlüssels (s. Tab. 6 und 7) aus den Nutzungsmengen der simulierten Fortschreibung abgeleitet wurden. Dabei sind Effekte, die durch Modifikationen in der Herstellung und Bearbeitung der Holzprodukte entstehen, nicht beachtet. Somit spiegeln die genannten Größen nur begrenzt die tatsächlichen Kohlenstoffvorräte der Holzprodukte wider, die im Zeitraum 2002 bis 2007 in den Zivilisationskreislauf eingingen. Sie sind eher als vorsichtige Näherungswerte zu betrachten, die sich auf das Rohholz beziehen und nicht die Effekte einer Kaskadennutzung abbilden (s. Kap. 3.5.2).

4.3 Boden 2007

Die Kohlenstoffvorräte des Bodenpools an den BZE II-Stichprobenpunkten in Schleswig-Holstein werden in Abbildung 15 getrennt nach Auflagehumus und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe dargestellt. Die beiden Moorstandorte sind in den Auswertungen als Sonderstandorte zusammengefasst. Für den Bodenpool wird nur der Zustand 2007 erörtert. Entwicklungen unter verschiedenen Waldentwicklungsszenarien können bisher noch nicht belastbar simuliert werden.

Um den Kohlenstoffvorrat in der Auflage und im Mineralboden zu ermitteln, wurden 41 Bodenprofile aus der BZE II genutzt. Davon befinden sich 21 Profile im Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Ost*“, 13 Profile im Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Südwest*“ und 7 Profile im Wuchsgebiet „*Schleswig-Holstein Nordwest*“. Die Standorte bilden ungefähr die Verteilung der Waldfläche in diesen Naturräumen ab. Insgesamt sind 21 Profile dem Laubwald, 18 Profile dem Nadelwald und 2 Profile Niedermoor-Sonderstandorten zuzuordnen. In Abbildung 15 sind alle Profile mit ihren Kohlenstoffvorräten nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe (ocker) sowie Moorstandorten (rotbraun) dargestellt.

Die Spanne der gespeicherten Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Schleswig-Holsteins spiegelt das Standortsspektrum der Waldstandorte wider. Sie reicht von einem Kalkgley bei Güster am Elbe-Lübeck-Kanal mit geringen Kohlenstoffvorräten (40 t C/ha bis 90 cm Bodentiefe) bis zu einem mit Rotfichte bestockten Erdniedermoor am Rottensee bei Görnitz mit einem Vorrat von über 800 t C je ha bis 90 cm Bodentiefe (siehe auch Abbildung 9). Der Auflagehumus kann an bestimmten Standorten beträchtliche Mengen Kohlenstoff speichern, überwiegend ist jedoch der Mineralboden der Kohlenstoffhauptspeicher. Auffällig sind neben den beiden Moorstandorten zwei Profile mit einem Kohlenstoffvorrat in der Auflage von über 100 t/ha; hierbei handelt es sich um Rohhumusaufgaben über Gley-Podsolen mit mächtigen H-Lagen von über 15 cm, die in dieser Ausprägung selten sind und auf sehr ungünstige biologische Bodenzustände hinweisen.

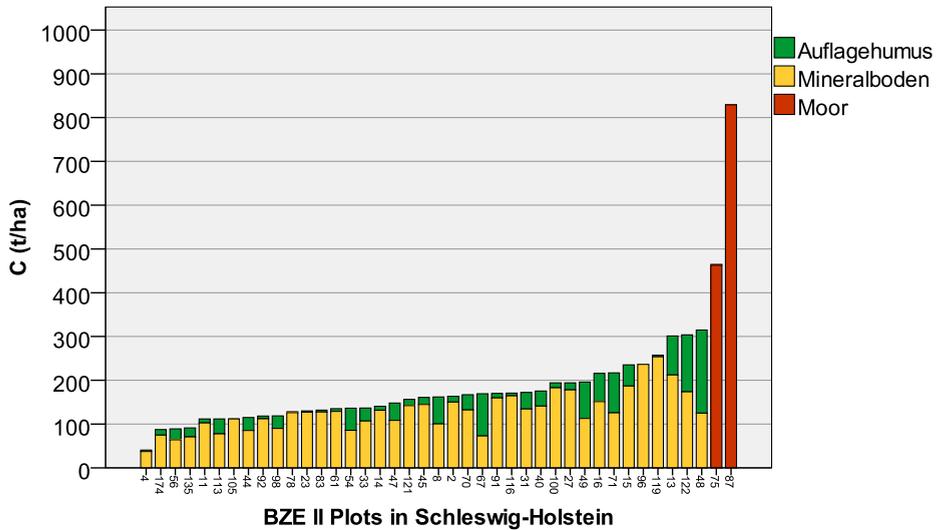


Abbildung 15: Kohlenstoffvorräte [t C/ha] der BZE II-Stichprobenpunkte in Schleswig-Holstein getrennt nach Auflagehumus (grün), Mineralboden (ocker) und Moor (rotbraun)

Im Mittel sind in den Waldböden Schleswig-Holsteins 188 t C je ha bis in 90 cm Bodentiefe gespeichert. In diesen Wert sind die beiden Moorstandorte einbezogen, die im Mittel die vierfache Menge an Kohlenstoff speichern wie die übrigen Waldstandorte (s. Tab. 11). Bei den übrigen Waldstandorten sind im Auflagehumus ca. 35 t C und im Mineralboden bis 90 cm ca. 130 t C je ha gespeichert. Damit sind rund 70 % des gesamten Kohlenstoffs im Mineralboden gebunden. Die Spannen der gespeicherten Kohlenstoffvorräte sind enorm und Ausdruck der standörtlichen Vielfalt in Waldböden. Die mittleren Kohlenstoffvorräte in den Mineralböden unter Laub- und Nadelwald unterscheiden sich in Schleswig-Holstein nicht. In beiden Kollektiven beträgt der durchschnittliche Vorrat bis in 90 cm Bodentiefe rund 130 t C je ha. Deutliche Unterschiede gibt es bei den Humusaufgaben, die in den Nadelwäldern wesentlich mächtiger sind und mit durchschnittlich rund 45 t C je ha höhere C-Vorräte aufweisen als die Laubwälder mit rund 26 t C je ha. Damit befindet sich in den Laubwäldern Schleswig-Holsteins ungefähr 80 % und in Nadelwäldern 65 % des Kohlenstoffs im Mineralboden.

Tabelle 11: Mittlere C-Vorräte und C-Vorratsspannen (Minimal- u. Maximalwerte) [t/ha] nach Laub- und Nadelwald sowie Mooren und insgesamt in Schleswig-Holstein

Waldart	mittlerer C-Vorrat Auflagehumus [t/ha]	C-Vorratsspanne	mittlerer C-Vorrat Mineralboden [t/ha]	C-Vorratsspanne	C-Vorrat gesamt [t/ha]	Anzahl Boden- profile
Laubwald	26,3	1-96	129,7	73-236	155	21
Nadelwald	45,4	3-190	129,2	37-253	175	18
Laub- und Nadelwald Gesamt	35,1	1-190	129,5	37-253	165	39
Moore			647,5	463-829	647,5	2
Gesamt	33,5	1-190	155	37-829	188	41

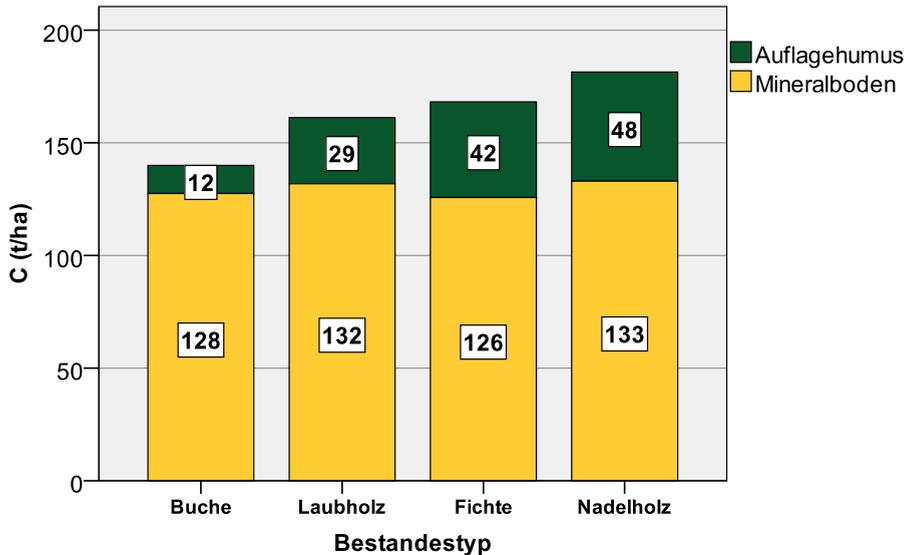


Abbildung 16: C-Vorräte [t C/ha] ausgewählter Bestandestypen nach Auflagehumus (grün) und Mineralboden (ocker) (Buche: N = 9, Laubholz mit Nadelholzanteilen bis 30 %: N = 8, Fichte: N = 4, Nadelholz mit Laubholzanteilen bis 30 %: N = 12) in Schleswig-Holstein

Bei einer weiteren Unterteilung der Laub- und Nadelwälder in typische Bestandestypen zeigt sich, dass in Buchenbeständen (über 70 % Buche) nur knapp 10 %, in Laubholzbeständen 22 %, in Fichtenbeständen schon 33 % und in Nadelholzbeständen 36 % des Kohlenstoffs im Auflagehumus gespeichert sind. Bei dem Kohlenstoff im Mineralboden zeigen sich nur graduelle Unterschiede. Zu dieser Verteilung führt vor allem die schwierigere Zersetzung von Nadelstreu im Zusammenhang mit den ärmeren Standorten unter Nadelwald (s. Abb. 16).

Die höchsten Kohlenstoffvorräte finden sich im Wuchsgebiet Südwest, gefolgt vom Wuchsgebiet Nordwest. Das Wuchsgebiet Ost weist die geringsten Kohlenstoffvorräte auf. Die Unterschiede liegen besonders in der gespeicherten Kohlenstoffmenge im Auflagehumus begründet. Hier werden die regionalen Unterschiede mit den überwiegend geringmächtigen Auflagen im Wuchsgebiet Ost mit den reicheren Laubholzstandorten gegenüber den mächtigeren Auflagen der schwächeren Nadelholzstandorte im Westen deutlich. Auffallend sind die hohen mittleren Kohlenstoffvorräte in den Auflagen der BZE-Standorte im Wuchsgebiet Südwest (s. Abb. 17).

Die Vorräte im Mineralboden sind in den Wuchsgebieten relativ ähnlich. Die höchsten Vorräte weist das Wuchsgebiet Nordwest mit 138 t C/ha auf, es folgt das Wuchsgebiet Ost mit 132 t C/ha. Die geringsten Kohlenstoffvorräte im Mineralboden in Höhe von 124 t C/ha liegen im Wuchsgebiet Südwest vor. Die mittleren Kohlenstoffvorräte des Bodentiefebereichs von 30-90 cm sind im Wuchsgebiet Nordwest mit 63 t C/ha wesentlich höher als in den Wuchsgebieten Südwest (34 t C/ha) und Ost (38 t C/ha) (s. Abb. 17).

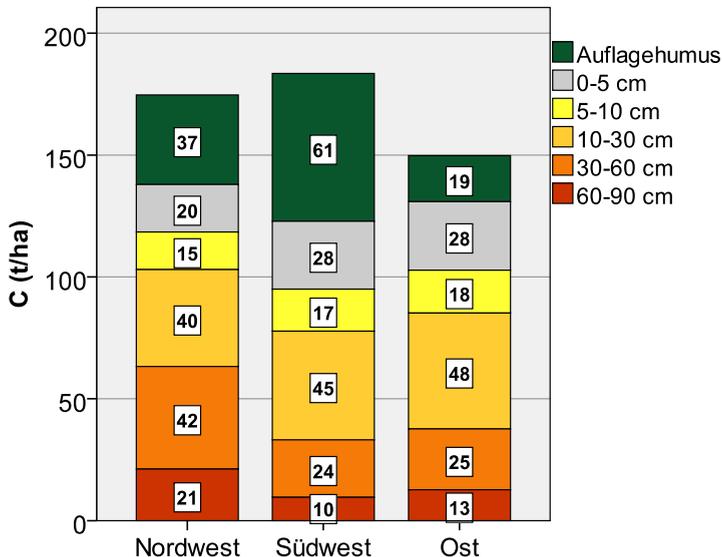


Abbildung 17: C-Vorräte [t C/ha] in den Wuchsgebieten Schleswig-Holsteins differenziert nach Auflagehumus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 90 cm

Eine Differenzierung im Mineralboden ergibt sich hinsichtlich der Substrate: die geringsten Kohlenstoffvorräte finden sich in den Geschiebelehmen und Geschiebesanden mit rund 100 t C/ha bis 90 cm Mineralboden, wogegen die besseren Mergel- und Lehmstandorte sowie Beckenabsätze und die schwach verlehmtten Sande mit rund 140 t C/ha deutlich höhere Kohlenstoffvorräte im Mineralboden aufweisen (s. Abb. 18).

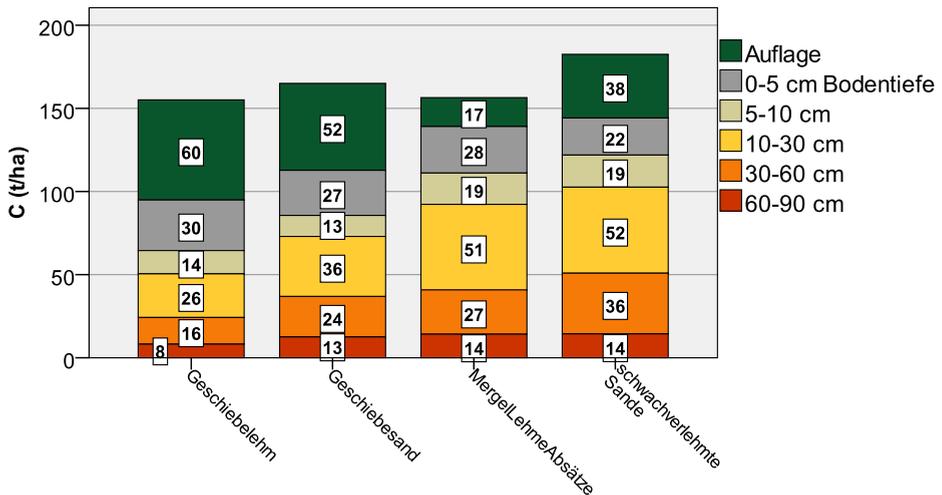


Abbildung 18 : C-Vorräte [t C/ha] nach Hauptsubstraten der Waldböden Schleswig-Holsteins differenziert nach Auflagehumus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 90 cm

Dieses kann auf den besseren, vor allem Mergel-Standorten mit höherer Bioturbation und besserer Streuzersetzung und bei den schwach verlehmtten Sanden mit langfristigen Podsolierungsprozessen erklärt werden. Letztere sind typisch für die armen Sandstandorte des Altpleistozäns im Westen Schleswig-Holsteins. Werden die Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus und Mineralboden gegen den Podsolierungsgrad aufgetragen, so zeigen sich die höchsten Kohlenstoffvorräte in den Podsolen mit insgesamt 190 t C/ha. Die Kohlenstoffvorräte in den nicht podsolierten oder podsoligen Böden sowie den Übergangstypen zum Podsol sind dagegen mit rund 150 t C/ha sehr ähnlich und deutlich geringer. Wird jedoch nur der Mineralboden betrachtet, sind die Kohlenstoffvorräte in den nicht podsolierten Böden und Podsolen mit rund 140 t C/ha fast identisch und die Kohlenstoffvorräte in den podsoligen Böden und Übergangsformen zum Podsol mit rund 110 t C/ha deutlich geringer und auch fast gleich (s. Abb. 19). Der Podsolierungsprozess wird durch gehemmten mikrobiellen Abbau der Streu in saurem Milieu gefördert. Dabei werden gelöste organische Stoffe aus niedermolekularen Verbindungen, wenig zersetzte Pflanzenstreu aus der Humusaufgabe sowie Ausscheidungen von Wurzeln in Verbindung mit metallorganischen Komplexen verlagert und in tieferen Bodenschichten ausgefällt. Ein kühlfeuchtes Klima verstärkt die Podsolierung ebenso wie

die schlechter zersetzbare Nadelstreu oder Streu unter Heidevegetation (BLUME et al. 2010). Dies zeigt sich an den Ergebnissen recht deutlich. Zum einen nehmen die Kohlenstoffvorräte in den Auflagen mit zunehmendem Podsolierungsgrad und zunehmendem Nadelholzanteil zu, zum anderen zeigen die Substrate mit abnehmendem Verlehmungsgrad zunehmende Kohlenstoffvorräte im Mineralboden und in den Podsolen sind deutlich höhere Kohlenstoffvorräte in tieferen Bodenschichten gespeichert.

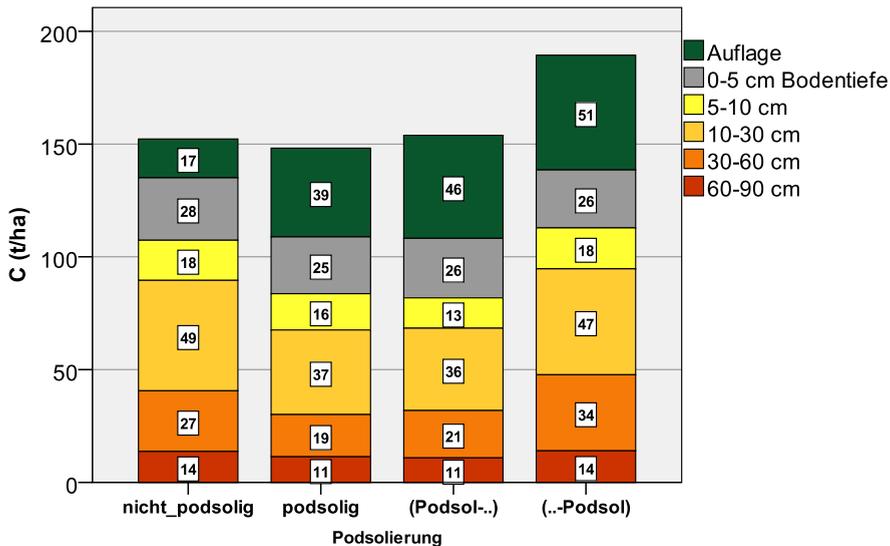


Abbildung 19 : C-Vorräte [t C/ha] nach Podsolierungsgrad der Waldböden Schleswig-Holsteins differenziert nach Auflagehumus und Tiefenstufen des Mineralbodens bis 90 cm

4.4 Simulation von 2007 bis 2037 – Szenarienvergleich

4.4.1 Entwicklung der Derbholzvorräte, der lebenden Baumbiomassen und ihrer Kohlenstoffvorräte

Die simulierten Szenarien ertragsorientierter, naturnaher und naturschutzorientierter Waldbau haben einen großen Einfluss auf die betrachteten Kompartimente Derbholzvorrat und lebende Baumbiomasse sowie deren Kohlenstoffvorrat.

Durch das naturnahe Waldbauszenario sinkt der absolute Derbholzvorrat des Gesamtwaldes bis zum Jahr 2037 im Vergleich zu 2007 leicht ab (auf 41,9 Mio. m³, s. Tab. 12). Somit ist der darin gespeicherte Kohlenstoffvorrat (10,5 Mio. t C) auch ähnlich hoch wie zu Beginn der Simulation (vgl. Kap. 4.2). Den stärksten Vorratsaufbau verzeichnet das naturschutzorientierte Szenario. Dort steigt der Derbholzvorrat bis 2037 auf 55,8 Mio. m³ an, wodurch sich auch der darin gespeicherte

Kohlenstoffvorrat für alle Baumarten auf 13,9 Mio. t C erhöht. Einen anderen Trend kann man bei der ertragsorientierten Variante beobachten. Dort sinkt der Gesamterdbholzvorrat bis zum Jahr 2037 auf 32,1 Mio. m³ und der darin enthaltene C-Vorrat auf rund 8,0 Mio. t C ab. Die Veränderungen der relativen Erdbholzvorräte und der in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte von der BWI¹ 1987 bis zum Ende der Simulationsrechnungen 2037 zeigt Abbildung 20.

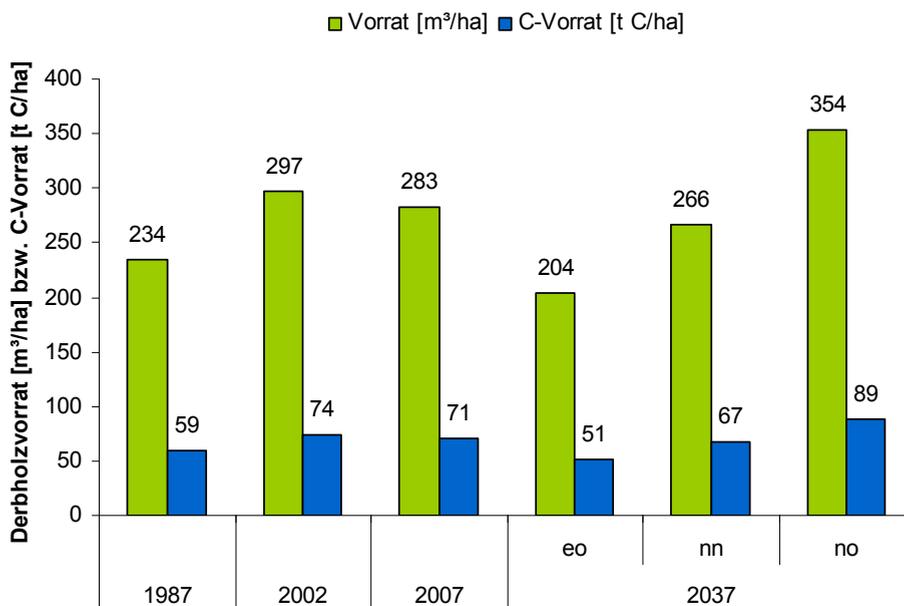


Abbildung 20: Veränderung der relativen Erdbholzvorräte [m³/ha] und der in ihnen gespeicherten C-Vorräte [t C/ha] von 1987 bis zum Ende des Simulationszeitraumes 2037 (eo = ertragsorientiertes, nn = naturnahes, no = naturschutzorientiertes Waldbauszenario) in Schleswig-Holstein

Werden die Erdbholzvorräte mit Hilfe der Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) in lebende Baumbiomasse umgerechnet, ergeben sich folgende Werte für die Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse in den einzelnen Szenarien: Die ertragsorientierte Variante erreicht 15,0 Mio. t C (95 t C/ha) und das naturnahe Szenario 19,6 Mio. t C (124 t C/ha). Durch die naturschutzorientierte Behandlung werden rund 26,0 Mio. t C (165 t C/ha) in den Beständen gebunden (s. Tab. 12).

Tabelle 12: *Derbholzvorräte (DV), mit Biomasseexpansionsfaktoren geschätzte lebende Baumbiomasse (LBM) und deren C-Vorräte (CV) absolut (oberer Wert) und relativ (unterer Wert) der verschiedenen waldbaulichen Szenarien am Ende der Simulation 2037 und deren prozentuale Veränderung gegenüber dem Ausgangswert im Jahr 2007 (100 %) in Schleswig-Holstein*

waldbauliches Szenario	Kompartiment	Endzustand 2037	Veränderung zu 2007 [%]
ertragsorientiert	DV [Mio. m ³] (m ³ /ha)	32,1 (204)	- 28
	LBM [Mio. t] (t/ha)	30,0 (191)	
	CV [Mio. t C] (t C/ha)	15,0 (95)	
naturnah	DV [Mio. m ³] (m ³ /ha)	41,9 (266)	- 6
	LBM [Mio. t] (t/ha)	39,1 (248)	
	CV [Mio. t C] (t C/ha)	19,6 (124)	
naturschutzorientiert	DV [Mio. m ³] (m ³ /ha)	55,8 (354)	+ 25
	LBM [Mio. t] (t/ha)	52,0 (330)	
	CV [Mio. t C] (t C/ha)	26,0 (165)	

In den Abbildungen 21 bis 23 wird die Entwicklung der Derbholzvorräte, Baumbiomassen und Kohlenstoffvorräte von 2007 bis 2037 für die drei unterschiedlichen Szenarien und die vier untersuchten Baumarten dargestellt. Die simulierten Bestände werden ungeachtet der Besitzart und der Vorgeschichte regelkonform behandelt und zunächst auf die Vorgaben der Szenarien (s. Tab. 1) eingesteuert.

Im ertragsorientierten Szenario mit seinen stärkeren Eingriffen und geringeren Zielstärken nehmen die Gesamtderbholzvorräte der Baumarten Buche, Fichte und Kiefer kontinuierlich ab. In den Eichenbeständen fällt der Derbholzvorrat bis 2017, um dann wieder leicht anzusteigen (s. Abb. 21a). Die gleichen Trends zeigen sich bei den Biomassen der Hauptbaumarten und den C-Vorräten (s. Abb. 22a und

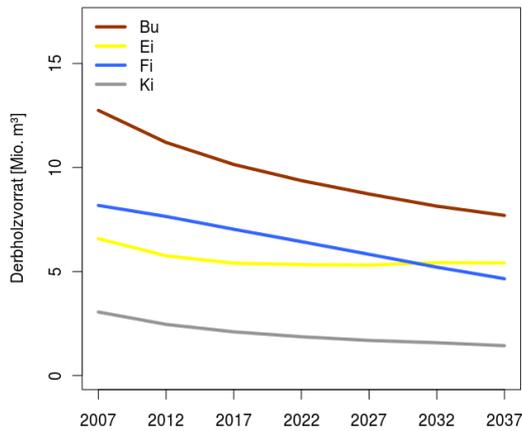
23a). Die relativen Veränderungen sind bei den Laubbaumarten geringer als bei den Nadelbaumarten (s. Tab. 13).

Beim naturnahen Bewirtschaftungsszenario sinken bis zum Ende des 30-jährigen Simulationszeitraumes die Derbholzvorräte, Baumbiomassen und Kohlenstoffvorräte bei allen Baumarten. Zwischenzeitlich kommt es zu mehr oder weniger deutlichen Abnahmen bzw. leichten Anstiegen, die im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen Altersklassenaufbau der Hauptbaumarten zu sehen sind (s. Abb. 4). Die Derbholzvorräte reichen von anfangs 3,1 Mio. m³ bei Kiefer bis zu 12,7 Mio. m³ bei Buche und liegen nach 30 Jahren zwischen 2,3 Mio. m³ bei Kiefer und 9,8 Mio. m³ bei Buche (s. Abb. 21b u. Tab. 13). Bei der lebenden Baumbiomasse rücken die Eiche und die Fichte näher zusammen und die Kiefer hat den absolut geringsten Wert (s. Abb. 22b). Die Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse bewegen sich anfangs zwischen 4,4 Mio. t C bei Buche, 2,3 Mio. t C bei Eiche, 2,1 Mio. t C bei Fichte und 1,0 Mio. t C bei Kiefer und verringern sich zwischen 2007 und 2037 um 13 % (Eiche) bis 30 % (Kiefer) (s. Abb. 23b und Tab. 13).

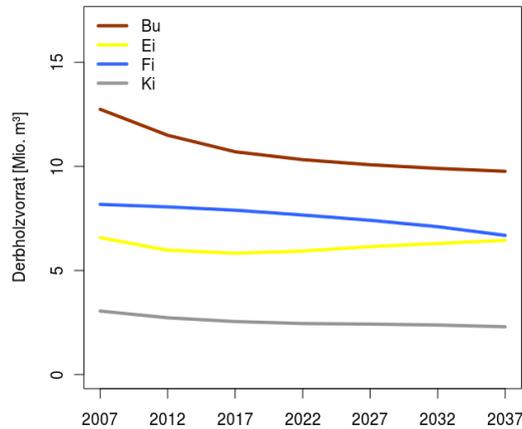
Durch die höheren Naturschutzstandards, schwächeren Eingriffe und höheren Zielstärken nehmen bei dem naturschutzorientierten Szenario die Derbholzvorräte zu bzw. bleiben gleich (s. Abb. 21c). Ebenso steigen die Biomassen in der Zeit von 2011 bis 2037 unterschiedlich stark an, wobei sich die Buche deutlich von den anderen Baumarten absetzt (s. Abb. 22c). Der darin gespeicherte Kohlenstoffvorrat erhöht sich gleichgerichtet (s. Abb. 23c). Die relativen Zunahmen sind bei Buche (+ 5 %) und Fichte (+ 29 %) am größten (s. Tab. 13).

In der Abbildung 24 ist die Änderung des Kohlenstoffvorrats der lebenden Baumbiomasse der untersuchten Baumarten gegenüber dem Ausgangsjahr 2007 im 30-jährigen Simulationszeitraum in 5 Jahres-Schritten dargestellt (getrennt nach Szenarien). Dabei wird im Mittel während des Betrachtungszeitraumes durch die ertragsorientierte bzw. naturnahe Behandlung der C-Vorrat um etwa 0,031 bzw. ca. 0,017 Mio. t C/a verringert. Demgegenüber steht das naturschutzorientierte Szenario mit einer mittleren jährlichen Zunahme von rund 0,007 Mio. t C/a. Diese unterschiedlichen Raten sind durch die jeweiligen Rahmenwerte der Behandlungsparameter (s. Tab. 1) zu erklären.

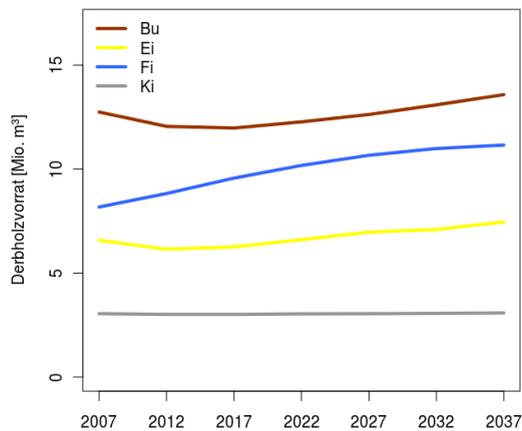
a) eo



b) nn



c) no



Jahr

Abbildung 21: Entwicklung der Derbholzvorräte [Mio. m³] nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no) in Schleswig-Holstein

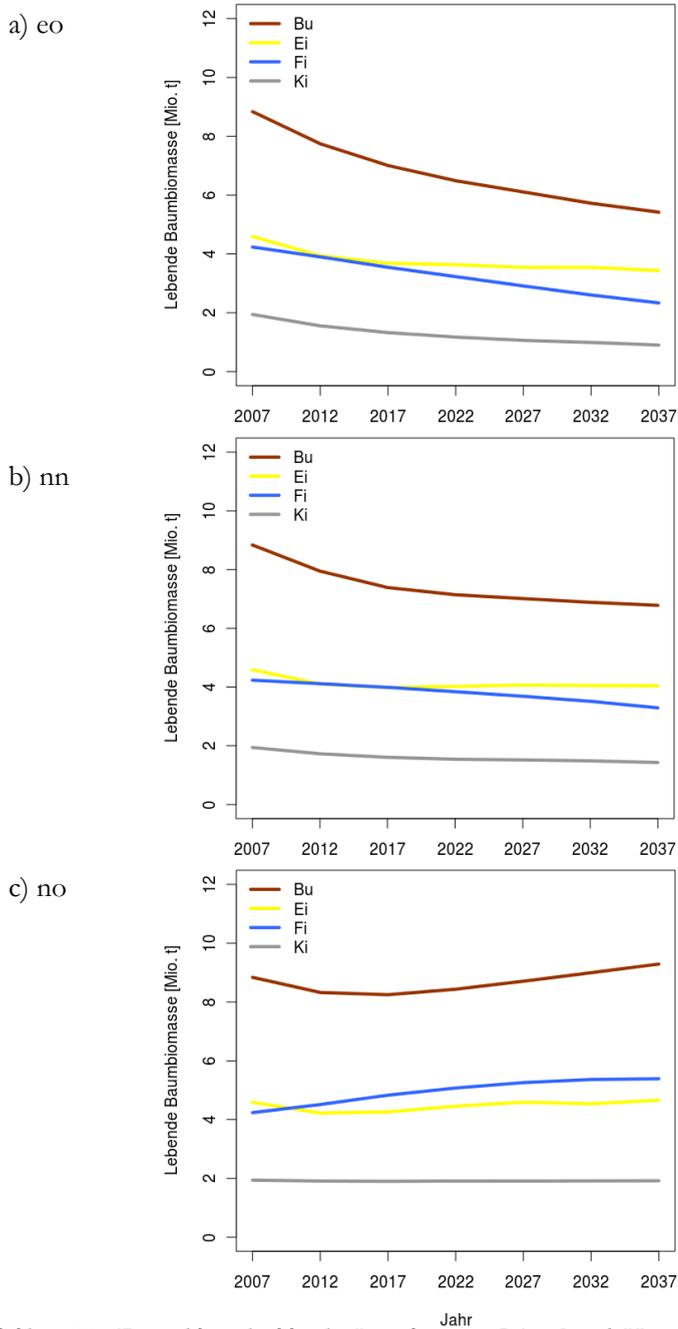


Abbildung 22: Entwicklung der lebenden Baumbiomasse [Mio. t] nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no) in Schleswig-Holstein

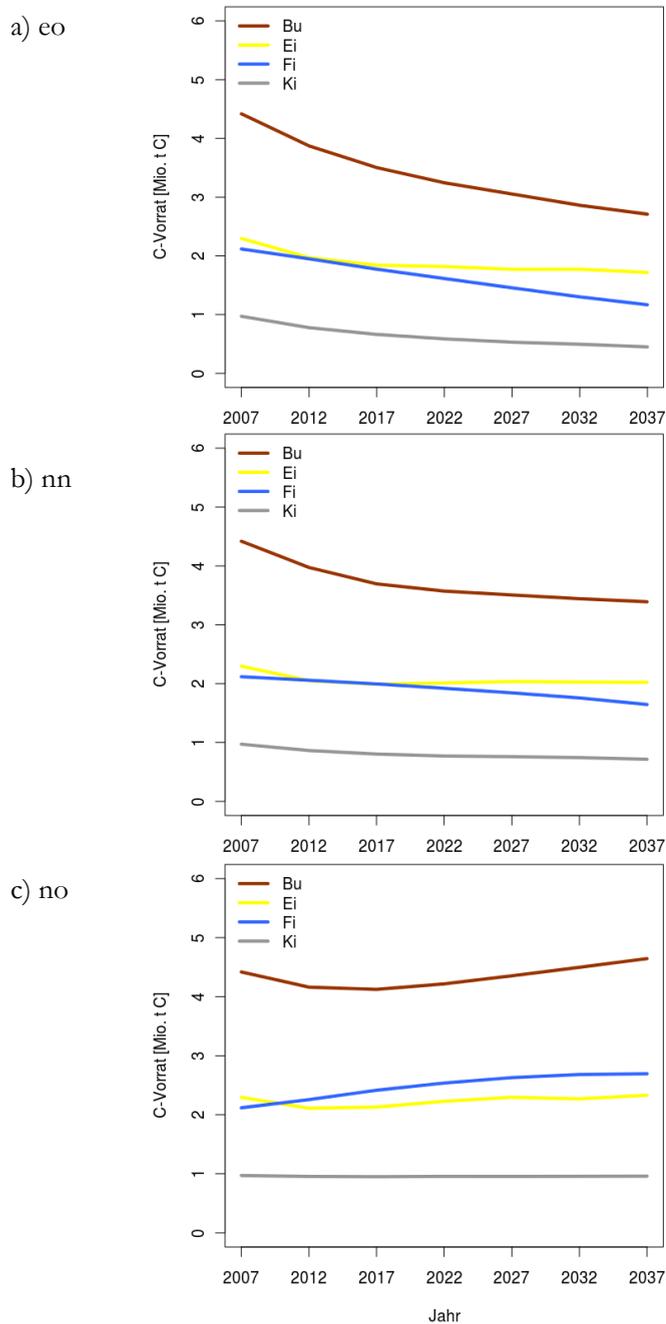
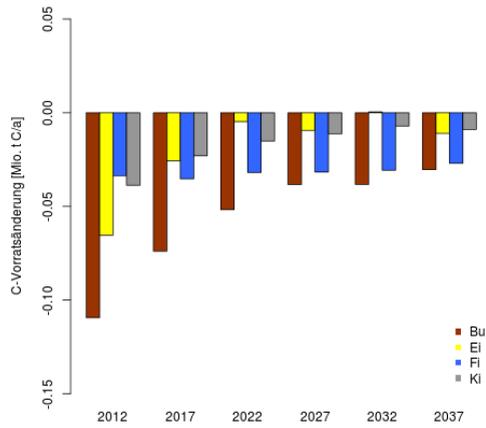
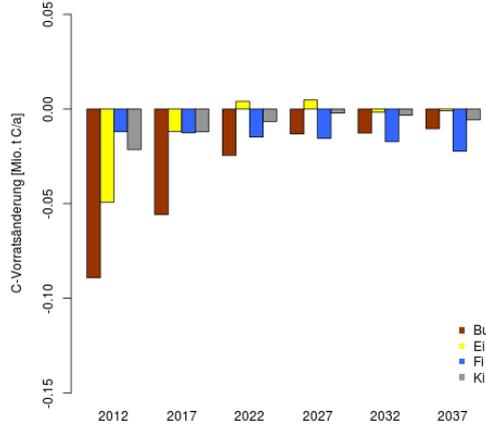


Abbildung 23: Entwicklung der C-Vorräte [Mio. t C] der lebenden Baumbiomasse nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no) in Schleswig-Holstein

a) eo



b) nn



c) no

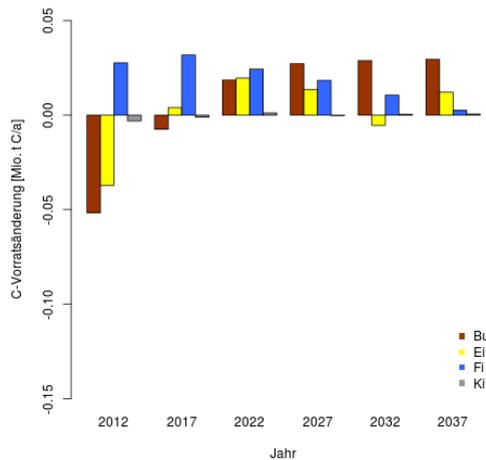


Abbildung 24: C-Vorratsänderung [Mio. t C/a] der lebenden Baumbiomasse nach Hauptbaumarten für die Szenarien a) ertragsorientierter Waldbau (eo), b) naturnaher Waldbau (nn) und c) naturschutzorientierter Waldbau (no) in Schleswig-Holstein

Tabelle 13: *Derbholzvorrat (DV), lebende Baumbiomasse (LBM) und C-Vorrat (CV) der untersuchten Hauptbaumarten zu Beginn und am Ende des dreißigjährigen Simulationszeitraumes getrennt für die Szenarien ertragsorientierter, naturnaher und naturschutzorientierter Waldbau in Schleswig-Holstein - in Klammern die relativen Veränderungen (Ausgangszustand 2007: 100 %)*

Baumart	Kompartiment	Ausgangszustand (2007)	Endzustand (2037)		
			ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Buche	DV [Mio. m ³]	12,7 (100 %)	7,7 (- 39 %)	9,8 (- 23 %)	13,6 (+ 7 %)
	LBM [Mio. t]	8,8 (100 %)	5,4 (- 39 %)	6,8 (- 23 %)	9,3 (+ 6 %)
	CV [Mio. t C]	4,4 (100 %)	2,7 (- 39 %)	3,4 (- 23 %)	4,6 (+ 5 %)
Eiche	DV [Mio. m ³]	6,6 (100%)	5,4 (- 18 %)	6,4 (- 3 %)	7,5 (+ 2)
	LBM [Mio. t]	4,6 (100 %)	3,4 (- 26 %)	4,0 (- 13 %)	4,7 (+ 7 %)
	CV [Mio. t C]	2,3 (100 %)	1,7 (- 26 %)	2,0 (- 13 %)	2,3 (+ 0 %)
Fichte	DV [Mio. m ³]	8,2 (100 %)	4,7 (- 43 %)	6,7 (- 18 %)	11,2 (+ 37 %)
	LBM [Mio. t]	4,2 (100 %)	2,3 (- 45 %)	3,3 (- 21 %)	5,4 (+ 29 %)
	CV [Mio. t C]	2,1 (100 %)	1,2 (- 43 %)	1,6 (- 24 %)	2,7 (+ 29 %)
Kiefer	DV [Mio. m ³]	3,1 (100 %)	1,4 (- 55 %)	2,3 (- 26 %)	3,1 (+ 0 %)
	LBM [Mio. t]	1,9 (100 %)	0,9 (- 53 %)	1,4 (- 26 %)	1,9 (+ 0 %)
	CV [Mio. t C]	1,0 (100 %)	0,5 (- 50 %)	0,7 (- 30 %)	1,0 (+ 0 %)

4.4.2 Nutzungen

Durch die Vor- und Endnutzungen wird den Beständen Biomasse und damit Kohlenstoff entzogen, der überwiegend dem Holzprodukteteil zugeführt wird.

Tabelle 14: Akkumulierte Nutzungsmengen (N) und entnommene Massen (M) sowie darin enthaltene C-Vorräte (CV) der verschiedenen waldbaulichen Szenarien von 2007 bis 2037 für die Hauptbaumarten in Schleswig-Holstein

Baumart	Kompartiment	Endzustand (2037)		
		ertragsorientiert	naturnah	naturschutzorientiert
Buche	N [Mio. m ³]	12,9	10,8	7,3
	M [Mio. t]	7,2	6,0	4,1
	CV [Mio. t C]	3,6	3,0	2,0
Eiche	N [Mio. m ³]	4,8	3,9	2,9
	M [Mio. t]	2,7	2,2	1,6
	CV [Mio. t C]	1,4	1,1	0,8
Fichte	N [Mio. m ³]	9,6	7,9	4,4
	M [Mio. t]	3,6	3,0	1,7
	CV [Mio. t C]	1,8	1,5	0,8
Kiefer	N [Mio. m ³]	2,4	1,6	0,9
	M [Mio. t]	1,0	0,7	0,4
	CV [Mio. t C]	0,5	0,3	0,2

Betrachtet man die Hauptbaumarten, so werden nach dem Szenario naturnaher Waldbau bei Buche und Fichte deutlich höhere Einschlüsse realisiert als bei Eiche

und Kiefer. Dementsprechend sind auch die Massen und Kohlenstoffvorräte der Nutzungen bei Buche und Fichte höher. Die schwächeren Nutzungsintensitäten des naturschutzorientierten Konzeptes bewirken geringere, die stärkeren Nutzungsintensitäten des ertragsorientierten Szenarios höhere Entzüge an Kohlenstoff im 30-jährigen Simulationszeitraum im Vergleich zum naturnahen Bewirtschaftungskonzept (s. Tab. 14).

Bezogen auf den gesamten schleswig-holsteinischen Wald und alle Baumarten werden in dem dreißigjährigen Simulationszeitraum unter der Vorraussetzung, dass sich die Waldfläche nicht ändert, bei der ertragsorientierten Variante rund 45 Mio. m³ (9,5 m³/ha/a), bei der naturnahen Variante ca. 35 Mio. m³ (7,5 m³/ha/a) und bei der naturschutzorientierten Variante etwa 23 Mio. m³ (4,9 m³/ha/a) Derbholz geerntet. Das hat einen Kohlenstoffentzug aus dem Wald in Höhe von ca. 11 Mio. t C beim ertragsorientierten Szenario, von 9 Mio. t C beim naturnahen Szenario und von 6 Mio. t C beim naturschutzorientierten Szenario zur Folge.

4.4.3 Tote Baumbiomasse

Die drei waldbaulichen Szenarien führen im 30-jährigen Simulationszeitraum zu einer mehr oder weniger deutlichen Erhöhung bzw. Verringerung der Totholzvorräte bei den Hauptbaumarten. Die Unterschiede ergeben sich durch die unterschiedlichen Mengen der Erntereste je nach Eingriffsstärke, -häufigkeit und Baumart, den durch die waldbaulichen Szenarien vorgegebenen schrittweisen Anreicherungen (vgl. angestrebte Totholzvorräte in Tab. 1) sowie durch die baumartenspezifischen Zersetzungsraten. Gleiches gilt für die in diesem Pool enthaltenen C-Vorräte (s. Abb. 25 bis 28).

Im Simulationszeitraum bis 2037 entwickelt sich der Kohlenstoffvorrat des Totholzes in Buchenbeständen je nach waldbaulichen Behandlungsszenario unterschiedlich. Das naturnahe und das naturschutzorientierte Behandlungskonzept führen zu einer Erhöhung der C-Vorräte um 69 % bzw. 181 % im Vergleich zu den Startwerten 2007. Nur die ertragsorientierte waldbauliche Behandlung führt zu einem leichten Rückgang des C-Vorrates im Simulationszeitraum um rund 5 %, der jedoch aufgrund jetziger und zukünftiger Unsicherheiten nicht bedeutsam ist. In Eichenbeständen wird durch alle drei Behandlungskonzepte der C-Vorrat bis zum Ende der Simulation erhöht. Dies ist auch bei den betrachteten Nadelhölzern der Fall. Wobei die stärkste relative Zunahme des C-Vorrates bei der naturschutzorientierten Variante in der Kiefer zu beobachten ist (s. Tab. 15).

Unabhängig von den Baumarten fallen die unterschiedlich großen relativen Veränderungen zwischen den Szenarien auf. Dies ist vor allem im Zusammenhang mit den Unterschieden in den Nutzungsmengen und angestrebten Totholzvorräten zu sehen (s. Kap. 4.2.3 u. Tab. 1). Unter anderen auch aus diesem Grund ergeben sich für den Betrachtungszeitraum und die analysierten Baumarten verschiedene

mittlere Änderungsraten des C-Vorrates der toten Baumbiomasse. Sie betragen 0,001 Mio. t C/a bei der ertragsorientierten, 0,004 Mio. t C/a bei der naturnahen und 0,008 Mio. t C/a bei der naturschutzorientierten Behandlung.

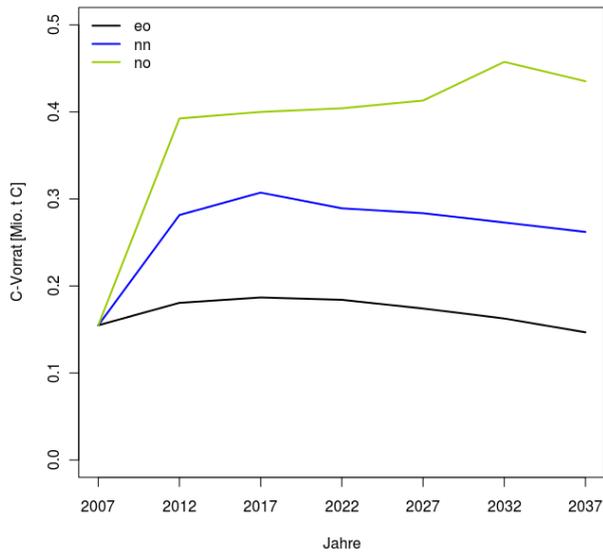


Abbildung 25: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Buche bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Schleswig-Holstein (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

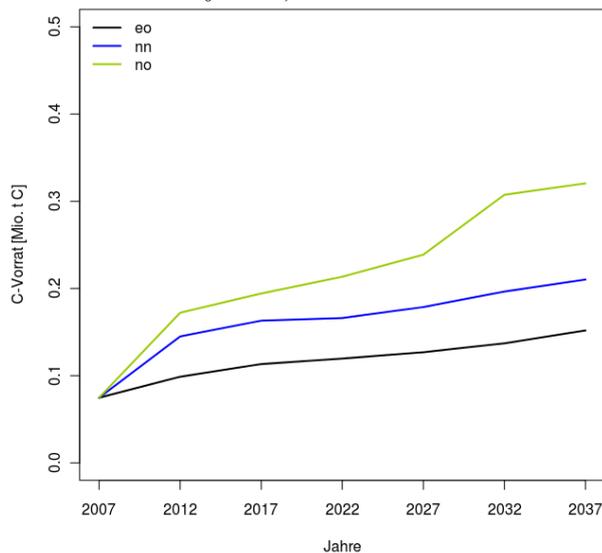


Abbildung 26: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Eiche bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Schleswig-Holstein (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert)

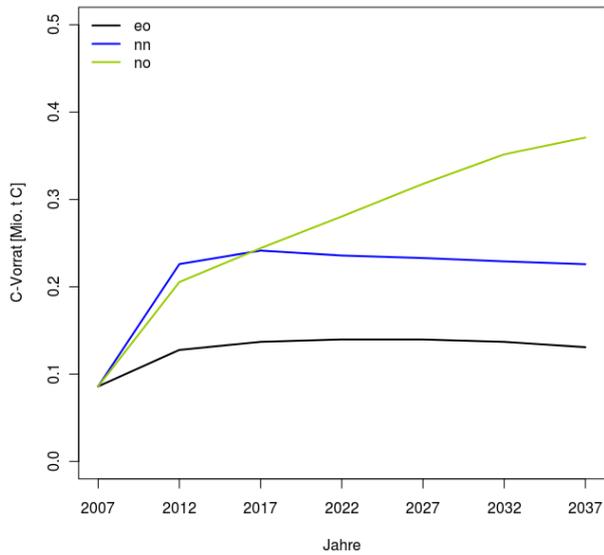


Abbildung 27: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Fichte bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Schleswig-Holstein (eo = ertragsorientiert, nn = natur-nah, no = naturschutzorientiert)

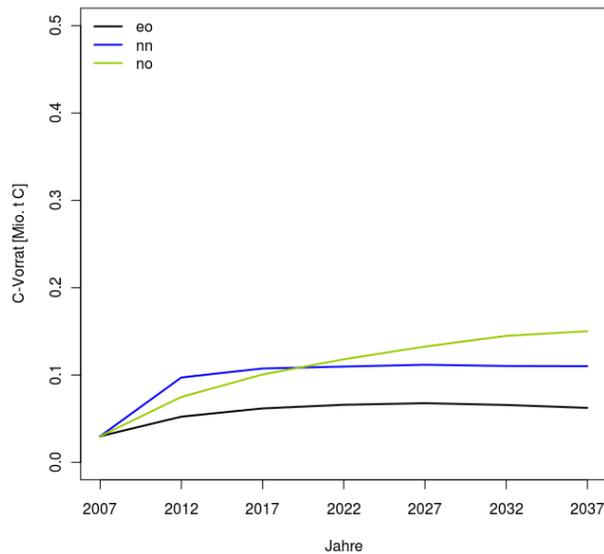


Abbildung 28: Entwicklung des C-Vorrates [Mio. t C] im Totholzspeicher für Kiefer bei den verschiedenen waldbaulichen Szenarien in Schleswig-Holstein (eo = ertragsorientiert, nn = natur-nah, no = naturschutzorientiert)

Tabelle 15: C-Vorrat [Mio. t C] im Totholzspeicher 2007 (Ausgangszustand) und 2037 (Endzustand) getrennt für die drei waldbaulichen Szenarien und die untersuchten Hauptbaumarten in Schleswig-Holstein - in Klammern die relative Veränderung im Vergleich zum Ausgangszustand 2007 (100 %)

Baumart	C-Vorrat [Mio. t C]	C-Vorrat [Mio. t C] Endzustand 2037		
	Ausgangszustand 2007	ertrags- orientiert	naturnah	naturschutz- orientiert
Buche	0,155 (100 %)	0,147 (- 5 %)	0,262 (+ 69 %)	0,435 (+ 181 %)
Eiche	0,075 (100 %)	0,152 (+ 103 %)	0,210 (+ 181 %)	0,321 (+ 321 %)
Fichte	0,086 (100 %)	0,131 (+ 52 %)	0,226 (+ 163 %)	0,371 (+ 332 %)
Kiefer	0,030 (100 %)	0,062 (+109 %)	0,110 (+ 268 %)	0,150 (+ 402 %)

4.4.4 Produktpool

Die Auswirkungen der waldbaulichen Szenarien setzen sich beim Produktpool und den einzelnen Produktklassen fort (s. Tab. 6). Dabei wurde für den Simulationszeitraum die heutige relative Verteilung des Laub- und Nadelholzes auf die einzelnen Produktklassen (s. Tab. 7) konstant gehalten, obwohl sie sich beispielsweise durch innovative Holzprodukte oder eine noch stärkere energetische Holznutzung künftig verändern kann.

Im Laufe der 30-jährigen Simulation wird der Produktspeicher durch die Holznutzungen immer weiter aufgefüllt. Die Unterschiede zwischen den Szenarien ergeben sich aus den jeweiligen Eingriffsstärken (s. Tab. 14). Am höchsten ist die Kohlenstoffakkumulation in Holzprodukten bei der ertragsorientierten Variante (7,3 Mio. t C), gefolgt von der naturnahen (5,9 Mio. t C) und der naturschutzorientierten Behandlung (3,8 Mio. t C). Entsprechend dem Holzverwendungsschlüssel wird bei allen drei waldbaulichen Szenarien der Laubholz-Produktpool am stärksten in der Produktklasse Energieholz erhöht, während es beim Nadelholz-Produktpool die Produktklassen der Produkte mit langer und kurzer Lebensdauer sind (s. Abb. 29). Die mittleren jährlichen Kohlenstoffvorratsänderungsraten während des Simulationszeitraumes im Produktpool sind bei dem ertragsorientierten Szenario am höchsten (0,030 Mio. t C/a), gefolgt von der naturnahen (0,025 Mio. t C/a) und naturschutzorientierten (0,016 Mio. t C/a) waldbaulichen Behandlung.

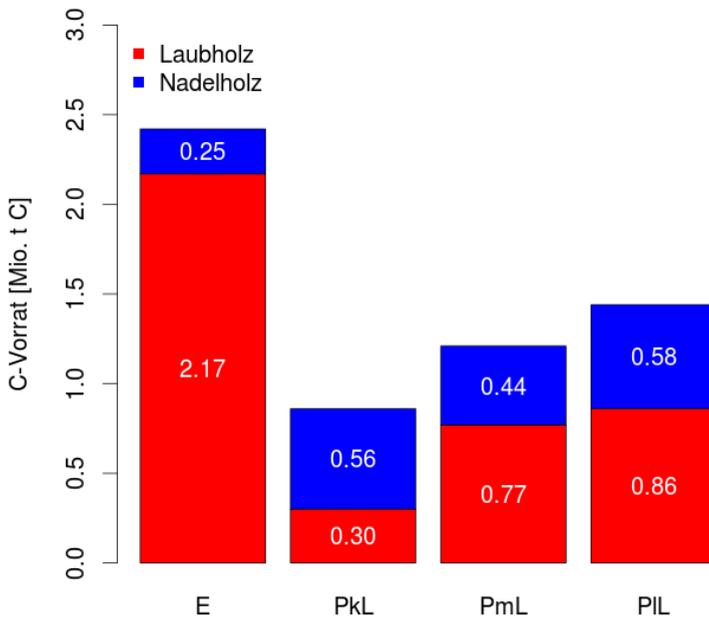


Abbildung 29: Akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] im Produktspeicher 2037 beim Szenario naturnaher Waldbau getrennt nach Produktklassen (E = Energieholz, PKL, PmL, PIL = Produkte mit kurzer, mittlerer und langer Lebensdauer) sowie nach Laub- und Nadelholz in Schleswig-Holstein

Unter Beachtung der standörtlichen Zuordnungen, Flächenanteile und Altersklassenverhältnisse der Hauptbaumarten zu Beginn der Simulationen stellen sich die im Produktpool akkumulierten Volumina (s. Abb. 30a) und die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte (s. Abb. 30b) für das Szenario naturnaher Waldbau an deren Ende wie folgt dar: Wegen der geringeren Dichten werden beim Nadelholz deutlich größere Volumina benötigt, um vergleichbare Kohlenstoffvorräte wie beim Laubholz in den verschiedenen Produktklassen zu speichern. Die Produktklasse Energieholz wird beim Laubholz hauptsächlich durch das Buchenholz aufgebaut. Dies gilt abgeschwächt auch für die anderen Produktklassen. Beim Nadelholz spiegeln sich die höheren Fichtennutzungen auch in den gespeicherten Kohlenstoffvorräten der einzelnen Produktklassen wider. Der Anteil der im Fichtenholz gespeicherten Kohlenstoffvorräte in Produkten mit kurzer Lebensdauer sind absolut und relativ am höchsten.

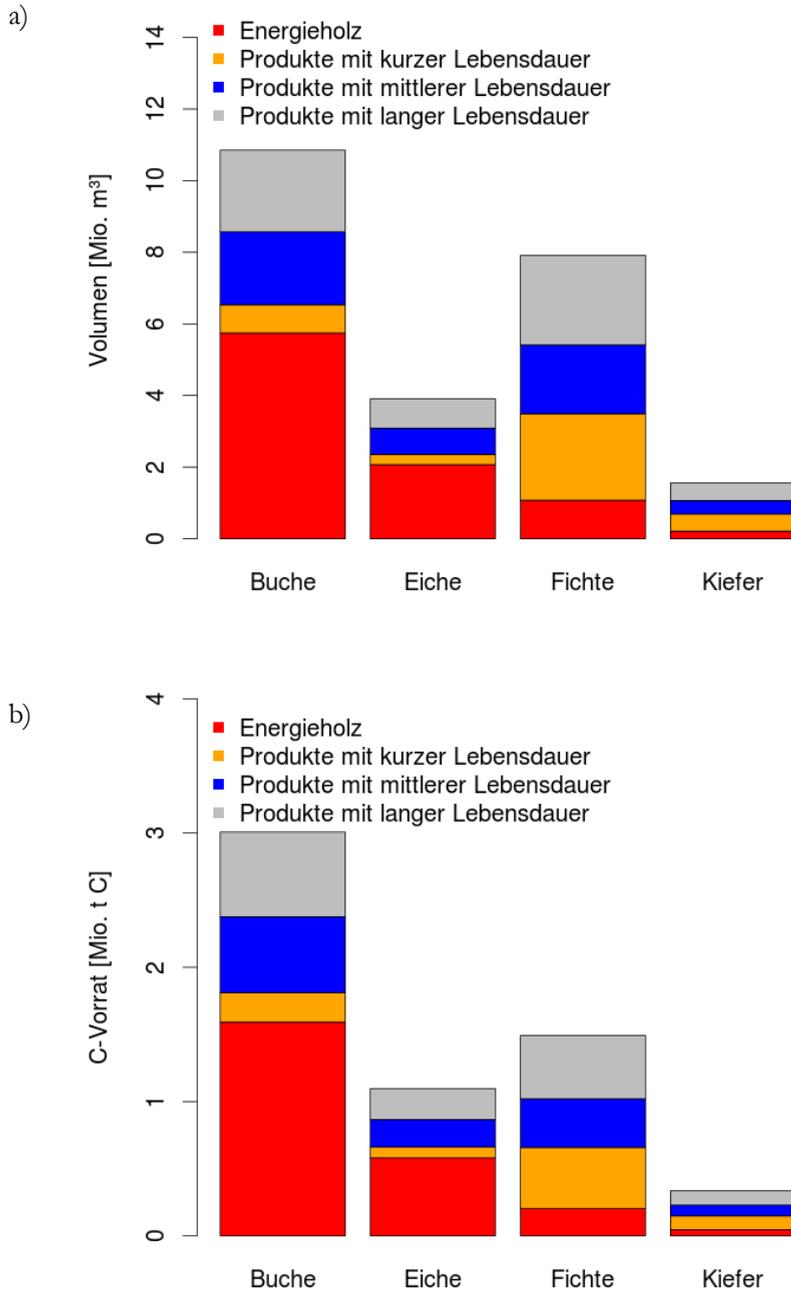


Abbildung 30: a) Akkumulierte Volumina [Mio. m³] und b) akkumulierte C-Vorräte [Mio. t C] im Produktpool für das Szenario naturnaher Waldbau getrennt nach Produktklassen und Hauptbaumarten in Schleswig-Holstein

Im Vergleich zur naturnahen Behandlung erhöht sich beim ertragsorientierten Waldbau der Kohlenstoffvorrat im Produktspeicher des Laubholzes um insgesamt 20 % und bei den Produkten aus Nadelholz um 27 %. Demgegenüber nehmen die Kohlenstoffvorräte des Laub- bzw. Nadelholzproduktspeichers bei der naturschutzorientierten Variante um 31 % bzw. 44 % ab (s. Tab. 16).

Tabelle 16: Relative Unterschiede [%] im C-Vorrat der Holzprodukte aus Laub- bzw. Nadelholz zwischen dem Szenario naturnaher Waldbau (100 %) und den Szenarien ertrags- und naturschutzorientierter Waldbau in Schleswig-Holstein

Holzgruppe	Relative Unterschiede im C-Vorrat der Holzprodukte	
	ertragsorientiert	naturschutzorientiert
Laubholz	+ 20 %	- 31 %
Nadelholz	+ 27 %	- 44 %

Die energetische Substitution fossiler Brennstoffe durch die Produktklasse Energieholz ist beim Laubholz generell höher als beim Nadelholz. Durch das nach dem naturnahen Waldbauszenario anfallende Energieholz werden rund 6,5 Mio. t zusätzlicher CO₂-Emissionen vermieden, die sonst bei der Verbrennung von Heizöl in die Atmosphäre gelangen würden. Der Substitutionseffekt ist beim naturschutzorientierten Szenario mit rund 4,4 Mio. t CO₂ wesentlich geringer und beim ertragsorientierten Szenario mit 7,9 Mio. t CO₂ noch höher.

5 Diskussion

Nachfolgend werden zunächst das Material und die Methoden der Kohlenstoffstudie diskutiert, danach die Veränderungen der Kohlenstoffspeicher zwischen 1987, 2002 und 2007 (Ausgangszustand vor Einsetzen der Simulationsrechnungen) beleuchtet und mit den Ergebnissen der Inventurstudie 2008 (IS08) verglichen sowie anschließend die Entwicklungen der C-Speicher bei den drei unterschiedlichen waldbaulichen Szenarien besprochen.

5.1 Material und Methoden

Die vorliegende Studie ist die erste Untersuchung zum Thema Kohlenstoff im schleswig-holsteinischen Wald im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Sie baut vor allem auf den Ergebnissen der Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein und der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) auf. Die in der Clusterstudie genannten Vorräte für das Jahr 2002 unterscheiden sich teilweise etwas von den Ergebnissen der BWI². Dies erklärt sich dadurch, dass die Vorräte für die Clusteranalyse mit eigenen Funktionen auf der Basis der BWI²-Daten berechnet wurden.

Neben der lebenden Baumbiomasse werden als weitere Kohlenstoffspeicher auch die tote Baumbiomasse, die Bodenvegetation, der Mineralboden mit organischer Auflage und die zukünftig aus schleswig-holsteinischem Holz erzeugten Holzprodukte in die Betrachtungen einbezogen. Damit wird für Schleswig-Holstein ein weitgehend vollständiger Überblick über den Beitrag der Forst- und Holzwirtschaft zur Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem Wald und in den daraus hervorgegangenen Holzprodukten und seine möglichen Entwicklungen bis zum Jahr 2037 gegeben.

Zur Bestimmung der lebenden oberirdischen Baumbiomassen wurde nach einem intensiven Literaturstudium und einer Überprüfung verschiedener geeignet erscheinender Biomassefunktionen auf die baumartenspezifischen Funktionen von ZELL (2008) zurückgegriffen. In den Fällen, wo keine Einzelbaumdaten vorlagen, wurden die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) angewendet. Für die unterirdische Wurzelbiomasse wurden, teilweise wegen fehlender Alternativen, für alle vier untersuchten Hauptbaumarten, die Biomassefunktionen von BOLTE et al. (2004) verwendet, die für Buche und Fichte entwickelt wurden. Hierzu besteht offensichtlich noch Forschungsbedarf. Gleiches gilt auch für die Quantifizierung der Kohlenstoffvorräte in der toten Baumbiomasse und der Bodenvegetation.

Weitgehendes Neuland wurde bei der Quantifizierung des additiven Kohlenstoffspeichers in Holzprodukten beschritten. Hierzu mussten auf der Grundlage eines intensiven Literaturstudiums Holzproduktklassen mit unterschiedlicher

Lebensdauer definiert und ein vereinfachter Holzverwendungsschlüssel festgelegt werden. Wegen fehlender Informationen waren hierzu einige Vergrößerungen und Pauschalierungen unvermeidbar. Eine differenziertere Analyse der Holzströme würde wesentliche Verbesserungen bei der Zuordnung bestimmter Holzsortimente zu bestimmten Holzprodukten ermöglichen.

Die dreißigjährige Simulation der Entwicklung einzelner Kohlenstoffspeicher unter Zugrundelegung der drei Szenarien *ertragsorientierter*, *naturnaher* und *naturschutzorientierter* Waldbau ergab, dass die Kohlenstoffspeichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft wesentlich beeinflusst werden können. Bezogen auf das Bestandesleben unserer Hauptbaumarten war aber der Simulationszeitraum zu kurz, weil die Auswirkungen der waldbaulichen Strategien noch zu stark von den gegenwärtigen Baumartenanteilen, ihrer standörtlichen Zuordnung und ihrem Altersaufbau beeinflusst werden. Bei den Nutzungen konnten die Effekte einer Kaskadennutzung nur angesprochen, aber nicht berücksichtigt werden, weil hierzu entsprechende Datengrundlagen fehlten.

5.2 Kohlenstoffspeicher 1987, 2002 und 2007

5.2.1 *Lebende Baumbiomasse*

Der Vergleich der Gesamterdbholzvorräte zu den Stichtagen der BWI¹ (01.10.1987) und der BWI² (01.10.2002) und der darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte in Höhe von ca. 9 Mio. t C bzw. ca. 12 Mio. t C dokumentiert die in den letzten Jahren stark gestiegene Kohlenstoffsinkenleistung der schleswig-holsteinischen Wälder (s. Kap. 4.1). Der Vorratsanstieg erklärt sich vor allem aus dem teilweise unausgeglichene Altersklassenaufbau der Bestände und aus Hiebssätzen, die deutlich unter dem Zuwachs lagen. Bis 2007 kam es gegenüber 2002 bei gleicher Bezugsfläche zu einer leichten Absenkung der Derbholz- und Kohlenstoffvorräte. Die Kohlenstoffvorräte in den Buchenbeständen waren höher als diejenigen in den Eichen-, Fichten- und Kiefernbeständen (s. Tab. 8).

Der gesamte Kohlenstoffvorrat des Derbholzvorrates betrug 2007 rund 11 Mio. t C bzw. im Mittel 71 t C/ha begehbarer Holzbodenfläche. Werden auf diese Werte die Biomasseexpansionsfaktoren von PRETZSCH (2009) angewendet, ergeben sich C-Vorräte von etwa 21 Mio. t C bzw. 132 t C/ha. Dieser Wert liegt im Bereich deutschlandweiter Werten von DUNGER et al. (2009) (120 t C/ha) sowie DIETER u. ELSASSER (2002) (120-190 t C/ha).

Für die Buche ist der für das Jahr 2007 berechnete Kohlenstoffvorrat der lebenden Baumbiomasse in Höhe von durchschnittlich 126 t C/ha ähnlich hoch wie derjenige in Thüringen in Höhe von 131 t C/ha (WIRTH et al. 2004a). Etwas geringer sind die Kohlenstoffvorräte der Buchenbestände in Nordrhein-Westfalen (120 t C/ha, JOOSTEN et al. 2004) und Sachsen-Anhalt (110 t C/ha, WÖRDEHOFF et al. 2012). In Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007), in Niedersachsen (WÖRDE-

HOFF et al. 2011) und in der Hainich-Dün-Region (MUND 2004) wurden größere Kohlenstoffvorräte in bewirtschafteten Buchenbeständen festgestellt. Dies muss im Zusammenhang mit den Standorten, den Ertragsniveaus und dem Altersaufbau gesehen werden. Aus der Literaturstudie von JACOBSEN et al. (2003) lassen sich höhere Kohlenstoffvorräte für Buchenbestände in Deutschland (144 t C/ha) ausweisen, als sie für Schleswig-Holstein berechnet wurden.

Der durchschnittliche Kohlenstoffvorrat der Eichenbestände im Jahr 2007 in Höhe von 98 t C/ha ist im Vergleich zu Untersuchungen in Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007: 135,8 t C/ha) und Sachsen-Anhalt (WÖRDEHOFF et al. 2012: 105 t C/ha) geringer. In Bayern waren die Kohlenstoffvorräte um knapp 8 t/ha höher (BÖSWALD 1996: 106 t C/ha). Demgegenüber lagen die entsprechenden C-Vorräte in Niedersachsen (96 t C/ha) und Thüringen (90 t C/ha) etwas unter dem schleswig-holsteinischen Wert (WÖRDEHOFF et al. 2011, WIRTH et al. 2004a).

Für alle Baumarten gilt, dass die Vergleiche mit den Kohlenstoffvorräten in anderen Bundesländern nur eine Orientierung geben können, da deren Höhen vielfältigen Einflussgrößen unterliegt.

Dies zeigt sich ebenfalls bei den entsprechenden süddeutschen Untersuchungen zur Fichte (s. Kap. 3.1.1). Aus den Biomassen der analysierten bayerischen Fichtenbestände sind sehr hohe Kohlenstoffvorräte ableitbar. Diese gelten aber nur für die jeweiligen Bestände und sind weder auf Regionen noch auf das Bundesland übertragbar. In Schleswig-Holstein lag 2007 der C-Vorrat in Fichtenbeständen bei durchschnittlich 89 t C/ha. In Sachsen-Anhalt betrug der entsprechende Wert 93 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2012). Für Bayern gibt BÖSWALD (1996) für die fichtendominierte Baumartengruppe Fichte-Tanne-Douglasie einen Kohlenstoffvorrat von 120 t C/ha an. Noch höher, aber auch später ermittelt und zugleich Ausdruck eines Fichten-Altholzüberhanges, ist nach den Ergebnissen der BWI² der C-Vorrat für Fichte in Baden-Württemberg mit 132,6 t C/ha (PISTORIUS 2007). Etwas geringer ist der von WÖRDEHOFF et al. (2011) ermittelte Kohlenstoffvorrat der Fichtenbestände in Niedersachsen mit 86,7 t C/ha. In Thüringen konnten WIRTH et al. (2004a) nur einen C-Vorrat von 75 t C/ha in den Fichtenbeständen schätzen.

Für die Kiefer ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der Fichte. Der geschätzte mittlere Kohlenstoffvorrat liegt 2007 bei 85 t C/ha (s. Tab. 8). Für Bayern (BÖSWALD 1996) und Baden-Württemberg (PISTORIUS 2007) werden um rund 15 t C/ha höhere Werte angegeben. Während in Thüringen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt die ermittelten C-Vorräte in den Kiefernbeständen mit durchschnittlich 67,7 t C/ha, 61 t C/ha und 67 t C/ha geringer sind (WIRTH et al. 2004a, WÖRDEHOFF et al. 2011, 2012). Sehr viel geringer ist der aus den Ergebnissen von MUCHIN et al. (2008) ableitbare C-Vorrat des Kiefern-Derbholzes in Brandenburg in Höhe von 58 t C/ha (s. Kap. 3.1.1).

Die in den Arbeiten von WIRTH et al. (2004a) und PISTORIUS (2007) festgestellte Reihung der Hauptbaumarten nach ihren mittleren C-Vorräten (Bu > Ei,

$F_i > K_i$) kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung für Schleswig-Holstein weitgehend bestätigt werden ($Bu > Ei > F_i > K_i$). Dies wird sich zukünftig sicherlich ändern, wenn sich der hohe Flächenanteil der jüngeren Fichten- und Kiefernbestände der zweiten und dritten Altersklasse in höhere Altersklassen verschiebt und sich deren Anteil an der Kohlenstoffspeicherung erhöht. Parallel dazu wird der bis dato große Kohlenstoffvorrat der Buchen und Eichen in den Altersklassen VI und älter (Alter > 100 Jahre) bald zur Nutzung anstehen und dem Produktpool zugeführt werden.

5.2.2 Tote Baumbiomasse

Das Totholzvolumen 2007 ist durch die abgesenkte Durchmesserschwelle wesentlich höher als bei der BWI² im Jahr 2002 (BMELV 2005) (s. Kap. 4.2.2). Im Vergleich der Baumarten weisen Buche und Fichte mit 0,155 Mio. t C bzw. 0,086 Mio. t C höhere C-Vorräte im Totholz auf als Eiche (0,075 Mio. t C) und Kiefer (0,030 Mio. t C). Der durch Fortschreibung errechnete Kohlenstoffvorrat von rund 0,42 Mio. t C bzw. 2,7 t C/ha für alle Baumarten ist etwas höher als die Angabe des mittleren C-Vorrates im Totholz von WIRTH et al. (2004a) für Wirtschaftswälder in Mitteleuropa. In Niedersachsen betragen die vergleichbaren Werte für alle Baumarten rund 2,5 Mio. t C bzw. 2,2 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2011) und in Sachsen-Anhalt 0,8 Mio. t C bzw. 1,7 t C/ha (WÖRDEHOFF et al. 2012).

Die Totholzzersetzung ist ein wichtiger Aspekt für die Kohlenstoffspeicherung im Totholz. Sie wird in dieser Studie durch die baumartenspezifischen linearen Funktionen von MEYER et al. (2009) quantifiziert. Dabei kommt es zu Unschärfen, weil diese Zersetzungsfunktionen für Totholz mit einem Durchmesser ≥ 20 cm entwickelt wurden, während in dieser Studie Totholz mit einem Durchmesser ≥ 7 cm betrachtet wird (s. Kap. 1.3). MÜLLER-USING und BARTSCH (2009) fanden für Buchentotholz mit einem Durchmesser größer als 10 cm heraus, dass es unabhängig vom Durchmesser nach 35 Jahren zersetzt ist. Die von MEYER et al. (2009) ermittelte Zersetzungsdauer beträgt für Buche 43 Jahre, für Eiche 78 Jahre, für Fichte 55 Jahre und für Kiefer 50 Jahre. Da diese Abbauzeiträume teilweise weit über den Simulationszeitraum hinausgehen, erscheinen die Funktionen von MEYER et al. (2009) dennoch für diese Studie als geeignet. Zudem wird der Abbau von Totholz von sehr vielen weiteren Faktoren beeinflusst, wie z. B. dem Klima (vgl. MACKENSEN et al. 2003, MEYER et al. 2009), die in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt werden konnten.

5.2.3 Mineralboden und Bodenvegetation

Für die Analyse des Bodenpools war die getrennte Betrachtung von Auflagehumus und Mineralböden einerseits und Mooren andererseits wichtig, da Moore und auch anmoorige Böden in einem weitaus höheren Maße Kohlenstoff speichern als mineralische Böden. Bei den beiden im Rahmen der BZE II untersuchten Nieder-

mooren ist der Kohlenstoffvorrat pro Hektar fast viermal so hoch wie derjenige in mineralischen Böden (s. Kap. 4.3). Die Erhaltung der Moore und der anmoorigen Böden ist daher besonders wichtig (NABUURS et al. 2008) und ein wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft (SPELLMANN et al. 2004). Zudem leisten diese Standorte auch einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt (MEYER et al. 2009).

In den Waldböden Schleswig-Holsteins bestehen große Unterschiede in den jeweiligen gespeicherten Kohlenstoffvorräten. Die Spanne reicht von einem Kalkgley mit 40 t C/ha bis zu einem Niedermoor mit über 800 t C/ha, jeweils bis 90 cm Bodentiefe. Die höchsten C-Vorräte bei mineralisch geprägten Böden liegen bei 300 t C/ha bis 90 cm Bodentiefe. Dies steht unmittelbar im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Ausgangssubstraten sowie den Zusammensetzungen und Mächtigkeiten der jeweiligen Bodenschichten. Weitere Faktoren sind das Klima, die Wasser- und Nährstoffversorgung, die Artenzusammensetzung der Bodenfauna, die Bodentextur und die Topographie. Entscheidende anthropogene Faktoren sind die aktuelle Bestockung, die waldbauliche Behandlung sowie die historische und aktuelle Landnutzung (WIRTH et al. 2004a). Im Mittel werden in den Waldböden Schleswig-Holsteins 165 t C/ha im Gesamtboden (Auflage und Mineralboden bis 90 cm) gespeichert. Werden die beiden Niedermoorstandorte mit einbezogen, erhöht sich der mittlere Kohlenstoffvorrat für die Waldböden auf knapp 190 t C/ha. Damit sind die C-Vorräte in den Waldböden Schleswig-Holsteins sehr hoch. In Niedersachsen werden für das standörtlich vergleichbare Tiefland 103 t C/ha angegeben (WÖRDEHOFF et al. 2011), für Sachsen-Anhalt im Tiefland mit rund 110 t C/ha eine ähnliche Größenordnung (WÖRDEHOFF et al. 2012). Auch in Mecklenburg-Vorpommern liegt der Median des Gesamtbodens bei 103 t C/ha bei der BZE II (RUSS et al. 2011).

Laub- und Nadelwald unterscheiden sich im Mittel nicht hinsichtlich der gespeicherten Kohlenstoffvorräte im Mineralboden, in beiden Kollektiven liegt der mittlere C-Vorrat bei rund 130 t C/ha. Die Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus sind jedoch mit 45 t C/ha unter Nadelwald fast doppelt so hoch wie unter Laubwald (26 t C/ha). Damit sind auch in Auflagen in Schleswig-Holsteins Wäldern höhere Kohlenstoffmengen gespeichert als in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern (WÖRDEHOFF et al. 2011, 2012, RUSS et al. 2011). Die im Auflagehumus gespeicherten Kohlenstoffmengen steigen kontinuierlich mit zunehmendem Anteil von Nadelholz an der Bestockung, dies unterstreicht den Einfluss des Bestandes hinsichtlich der C-Speicherung. Die geringen Kohlenstoffvorräte in der Auflage von Laubholzbeständen sind mit den besseren Standort- und Zersetzungsbedingungen sowie der leichteren Blattstreuersetzung zu erklären.

Doch auch die Böden selber haben hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, Dynamik und Geologie Einfluss auf die Kohlenstoffspeicherung. Der überwiegende Teil der Waldstandorte stockt auf den geologisch jüngeren Standorten des Jung-

pleistozäns im Wuchsgebiet Ost. Die jungpleistozänen Ablagerungen der Grund- und Endmoräne bestehen häufig aus tonreichen Geschiebemergeln oder Geschiebesanden und sind in der Nährstoffausstattung relativ gut. Entsprechend überwiegen in dieser Region die Laubwälder, vor allem die Buche. Obwohl diese Standorte geologisch gesehen als jung gelten, sind sie doch mit rund 150 t C/ha im Mineralboden inkl. Auflage insgesamt reich an Kohlenstoff. Dieses Ergebnis ist zunächst überraschend, kann jedoch mit hohen Raten der Bioturbation und damit Verlagerung von Kohlenstoff in tiefere Bodenschichten durch v. a. Regenwürmer, leicht abbaubarer (Laubholz-)Streu und hohem standörtlichem Wuchspotenzial in Verbindung stehen. Neben den Streufallraten erhöht sicherlich auch der Feinwurzelumsatz die Kohlenstoffmenge im Mineralboden. Zudem wird in diesen leistungsstarken Wäldern des Jungpleistozäns eine Streunutzung seltener durchgeführt worden sein als im Altpleistozän, wo die Auflagen mächtiger waren. Auffallend ist, dass die überwiegend guten Mergel- und Lehmstandorte sowie tonige Beckenabsätze des vorwiegend Jungpleistozäns ebenso hohe Kohlenstoffvorräte im Mineralboden aufweisen wie die geologisch viel älteren Standorte des Altpleistozäns im Westen Schleswig-Holsteins mit den schwach verlehmtten Sanden. Die Verteilung auf die Bodentiefen ist jedoch unterschiedlich: Bei den Standorten des Altpleistozäns sind deutlich höhere mittlere Kohlenstoffmengen in tieferen Bodenschichten (unter 30 cm) gespeichert als in den vergleichbaren Schichten der Standorte des Jungpleistozäns, dafür sind im Jungpleistozän die gespeicherten Kohlenstoffmengen in den oberen 30 cm höher. Auch dies lässt auf den Einfluss der stärkeren Podsolierung im Altpleistozän und eine stärkere Kohlenstoffspeicherung durch Bioturbation im Jungpleistozän schließen. Die schwach verlehmtten Sande speichern aufgrund einer mehr oder weniger starken Podsolierung ebenfalls rund 150 t C/ha im Mineralboden und sind mit den reicheren Standorten vergleichbar, haben aber viel höhere C-Vorräte im Auflagehumus und speichern mit insgesamt 180 t C/ha den meisten Kohlenstoff für mineralische Böden der Hauptsubstrate. Bei den Waldstandorten im Westen Schleswig-Holsteins ist davon auszugehen, dass eine viel intensivere Streu- und Plaggennutzung sowie Holznutzung für den Betrieb von Glashütten erfolgte als im Osten des Landes, sodass die Kohlenstoffvorräte im Mineralboden ohne diese Nutzung dort wahrscheinlich noch höher wären. Auch kann gerade im Wuchsgebiet Nordwest eine stärkere Verhagerung durch den ständigen Windeinfluss zu geringeren Auflagenvorräten geführt haben. Die stärkeren Kohlenstoffvorräte in den Auflagen im Wuchsgebiet Südwest können mit insgesamt höheren Nadelholzanteilen und geringerer Verhagerung aufgrund windgeschützterer Lage erklärt werden (NAEDER 2012).

Die Geschiebelehme speichern im Mineralboden mit durchschnittlich 94 t C/ha noch am wenigsten Kohlenstoff, die Geschiebesande mit 113 t C/ha schon deutlich mehr, es folgen die reicheren Standorte der Mergel, Lehme und tonigen Beckenabsätze sowie die schwach verlehmtten Sande mit rund 140 t C/ha. Die geringeren C-Vorräte der Geschiebesande und -lehme können mit einem

geringeren Podsolierungsgrad erklärt werden. Da aber die Geschiebelehme und -sande sehr hohe Humuslagen aufweisen, liegen die C-Speicher der Geschiebe-sande, -lehme und reicheren Standorte insgesamt mit rund 150 t C/ha dicht beieinander.

Die Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Schleswig-Holsteins zeigen, dass neben der Bestockung (Laub- und Nadelholz), die sich insbesondere auf den Auflagehumus auswirkt, auch das Substrat, die Geologie und die ablaufenden Prozesse Podsolierung und Bioturbation sowie die Region Einfluss auf die gespeicherten C-Mengen haben können. Daneben ist immer auch die jeweilige Waldhistorie und Bestandesbehandlung bedeutend. Es ergibt sich damit mit der BZE II ein weit gefächertes Bild der unterschiedlichsten Kohlenstoffvorräte in den Waldböden Schleswig-Holsteins, welches mit zunehmendem Blick auf den Einzelstandort zu einer nicht vermeidbaren Unschärfe führt.

Als Fazit ist festzustellen, dass der Waldboden ein wichtiger Kohlenstoffspeicher ist, welcher mindestens ebenso viel, im Fall der analysierten Böden im Rahmen der BZE II sogar mehr Kohlenstoff speichert als die lebende Baumbiomasse. Im Mittel werden über alle Waldbestände und -böden knapp 300 t C/ha gespeichert, davon entfallen 55 % auf den Waldboden. Bezieht man die Moore mit ein, so erhöht sich die mittlere gespeicherte Kohlenstoffmenge auf 320 t C/ha und der auf den Waldboden entfallende Anteil auf knapp 60 %. Bei forstwirtschaftlichen Maßnahmen sollten daher nur bodenschonende Verfahren zum Einsatz kommen, die diesen wichtigen Kohlenstoffspeicher nicht gefährden. Die teilweise sehr hohen Kohlenstoffvorräte in der Auflage können einen möglicherweise labilen C-Pool darstellen, der bei unsachgemäßer Waldbewirtschaftung mineralisiert und damit dem Waldökosystem verloren gehen kann. Der im Mineralboden gespeicherte Kohlenstoff ist dagegen langfristiger festgelegt.

Der Biomasse und dem Kohlenstoffvorrat der Bodenvegetation konnte im Rahmen dieser Studie nicht direkt nachgegangen werden, weil eine flächendeckende Datengrundlage fehlte. Es wurde daher auf Ergebnisse aus Thüringen zurückgegriffen (s. Kap. 3.3). Hier zeigten sich sehr deutliche Unterschiede zwischen der Bodenvegetation in Beständen der Lichtbaumarten Eiche und Kiefer einerseits sowie derjenigen in Beständen der anderen untersuchten Baumarten andererseits. Angesichts des geringen Kohlenstoffvorrates der Bodenvegetation (BURSCHEL et al. 1993) im Vergleich zur lebenden Baumbiomasse (s. Kap. 3.3 u. Tab. 8) wurde dieser Speicher in dieser Studie vereinfachend als konstant betrachtet (vgl. PISTORIUS 2007). SCHULZE et al. (2002) geben aber an, dass die Kohlenstoffbindung in der oberirdischen Bodenvegetation in Mitteleuropa etwa 10 bis 20 % derjenigen der Baumschicht erreichen kann.

5.3 Vergleich der Inventurstudie 2008 mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein

Die Inventurstudie 2008 (IS08) ist eine deutschlandweite Analyse der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern zur Erfüllung der Kyoto-Protokoll-Berichtspflichten. Aus dem Kyoto-Protokoll ergibt sich die Möglichkeit der Anrechnung der Waldbewirtschaftung zur Erfüllung der Emissionsreduktionsverpflichtungen. Diese Verpflichtungen ziehen finanzielle Folgen für den Bundeshaushalt nach sich, da entweder zusätzliche Zertifikate für den Emissionshandel zur Verfügung stehen (der Wald ist eine C-Senke) oder angeboten werden müssen (der Wald ist eine C-Quelle) (OEHMICHEN et al. 2011). Die IS08 wurde am Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) durchgeführt.

Das Ziel der IS08 war die Ermittlung der Differenz des Kohlenstoffvorrates in der lebenden Biomasse und im Totholz zwischen 2002 (Stichjahr der BWI²) und 2008 (Anfangsjahr der ersten Kyoto-Protokoll-Verpflichtungsperiode). Darüber hinaus wurden auch der Kohlenstoffvorrat in der Streu und im Boden bis zu einer Tiefe von 30 cm ermittelt. Es wurden somit die folgenden fünf Speicher untersucht:

- oberirdische lebende Biomasse,
- unterirdische lebende Biomasse,
- Totholz,
- Streu,
- organischer Bodenkohlenstoff.

Die Daten zur Berechnung der Kohlenstoffvorratsänderungen stammen aus einer Stichprobeninventur mit einem Stichprobennetz von 8 km x 8 km, aus den Bodenzustandserhebungen (BZE) I und II sowie aus dem BioSoil-Projekt. Des Weiteren wurden zur Quantifizierung der Waldflächenänderung die Ergebnisse des Projekts GSE Forest Monitoring und die Daten des Amtlich Topographischen-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) genutzt.

Um den Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen lebenden Biomasse herzu-leiten, wurde auf Grundlage der Einzelbaumdaten folgendes Vorgehen gewählt. Ausgehend vom aus der Inventur verfügbaren Derbhohlvolumen wurde auf das Baumholzvolumen (Baumschaft, Äste und Blattorgane der Nadelbäume) hochgerechnet. Danach konnte mit den baumartengruppenspezifischen Raumdichteangaben von KOLLMANN (1982) die Biomasse der einzelnen Bäume geschätzt werden. Diese Biomasse ist dann mit einem mittleren Kohlenstoffgehalt von 0,5 g C/g multipliziert worden, um den Kohlenstoffvorrat zu ermitteln.

Die unterirdische lebende Baumbiomasse wurde nach Baumartengruppen getrennt über das Wurzel/Spross-Verhältnis auf Bestandesebene mit den Angaben des IPCC geschätzt (IPCC 2003).

Zur Berechnung des Kohlenstoffvorrates im Totholz wurden die Daten der BWI² und der IS08 verwendet. Dabei beziehen sich die Daten der BWI² auf einen Durchmesser von 20 cm am dickeren Ende. Dieser Mindestdurchmesser wurde bei der IS08 auf 10 cm abgesenkt. Es erfolgte bei beiden Aufnahmen eine Unterteilung in Nadelbäume, Laubbäume (außer Eiche) und Eiche sowie die Ansprache von vier Zersetzungsgraden des Totholzes. Die Biomasse wurde mit den Raumdichten, getrennt nach Zersetzungsgrad, nach FRAVER et al. (2002) für Nadelholz und nach MÜLLER-USING und BARTSCH (2009) für Laubholz (inklusive Eiche) berechnet.

Als Streu bezeichnet die IS08 die gesamte tote organische Auflage mit einer Fraktion kleiner als 20 mm. Deren Kohlenstoffvorrat wurde aus der Fläche des Stechrahmens, der zur Beprobung genutzt wurde, sowie dem Gewicht der Probe und der Kohlenstoffkonzentration der Streu berechnet. Bei der Auswertung wurde zwischen Laub-, Misch- und Nadelwald unterschieden.

Bei dem Mineralboden wurde bis zu einer Tiefe von 30 cm bei der BZE II bzw. bis zu 40 cm Tiefe bei BioSoil beprobt. Dabei wurden die Trockenrohdichten und der organische Kohlenstoff erfasst. Die Auswertung konnte anschließend für 24 Leitbodeneinheiten in ganz Deutschland erfolgen (OEHMICHEN et al. 2011).

Die Berechnungen der IS08 ergeben im Jahr 2008 für die lebende ober- und unterirdische Biomasse einen deutschlandweiten Durchschnittswert von 114 t C/ha. In der Zeit von 2002 bis 2008 ist der Kohlenstoffvorrat in diesem Pool um 2,64 t C/ha (2 %) angestiegen. Auch beim Totholz ist ein Anstieg des C-Vorrates von 2,68 t C/ha (2002) auf 3,25 t C/ha (2008) festgestellt worden, mit einer jährlichen Änderungsrate von 0,09 t C/ha/a. Für die Streu konnte die Auswertung nach Waldtyp erfolgen. So waren zum Zeitpunkt der BZE II bzw. der BioSoil-Erhebung in der Streu von Laubwäldern rund $12,1 \pm 1,2$ t C/ha, von Mischwäldern etwa $18,3 \pm 2,1$ t C/ha und von Nadelwäldern ca. $27,1 \pm 1,1$ t C/ha enthalten. Der durchschnittliche Kohlenstoffvorrat der Streu beträgt rund $19,8 \pm 0,6$ t C/ha mit einer mittleren jährlichen Änderungsrate von $0,04 \pm 0,03$ t C/ha/a. Der Kohlenstoffvorrat im Mineralboden bis 30 cm betrug zum Zeitpunkt der BZE II bzw. BioSoil-Erhebung im Mittel rund 68,0 t C/ha, mit einer Änderungsrate vom Zeitpunkt der BZE I bis zur BZE II von 0,5 t C/ha/a (OEHMICHEN et al. 2011).

Die Datengrundlage der IS08 unterscheidet sich von der, die in der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein benutzt wurde. So ist beispielsweise das Stichprobennetz der BWI², welches auch der vorliegenden Arbeit zu Grunde liegt, in Schleswig-Holstein auf 2 km x 2 km verdichtet worden. Die Stichprobenanzahl für die einzelnen C-Speicher ist demgegenüber sehr viel geringer als bei der deutschlandweiten Erhebung der IS08. Auch die Vorgehensweise bei der Berech-

nung der Kohlenstoffvorräte in der lebenden ober- und unterirdischen Baumbiomasse sowie im Totholz unterscheiden sich. Darüber hinaus wird der Kohlenstoffvorrat des Mineralbodens in der Kohlenstoffstudie bis 90 cm Tiefe bestimmt.

Die Inventurstudie mit ihren bundesweit gültigen Ergebnissen ist aus den angeführten Gründen nur bedingt mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein vergleichbar. Jedoch liegen die Resultate verschiedener Speicher beider Untersuchungen in einem ähnlichen Wertebereich (vgl. Kap. 4). Im Gegensatz zur Kohlenstoffstudie beinhaltet die IS08 weder den Speicher Holzprodukte noch stellt sie Prognosen über zukünftige Entwicklungen der Kohlenstoffvorräte im Wald an.

5.4 Szenarienvergleich

Die waldbaulichen Szenarien bilden drei Bewirtschaftungskonzepte ab, die ungeachtet der Eigentumsform so oder so ähnlich in deutschen Forstbetrieben praktiziert werden. Abweichend von der betrieblichen Wirklichkeit, für die die Vielfalt des waldbaulichen Handels der mehreren Tausend Waldbesitzer kennzeichnend ist, wurden in den Simulationsläufen der für diese Studie grundlegenden Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein (RÜTHER et al. 2008) die Konzepte mit ihren naturschutzfachlichen und eingriffsspezifischen Regeln vollflächig auf der Basis der fortgeschriebenen BWI²-Modellbestände umgesetzt (s. Tab. 1). Hierdurch können die Auswirkungen der Szenarien auf die Höhe der Kohlenstoffvorräte in der lebenden und toten Baumbiomasse sowie im Produktpool in ihrer reinen Form besser erfasst und beurteilt werden. Die Kohlenstoffvorräte im Boden (Mineralboden + Humusauflage) und in der Bodenvegetation wurden vereinfachend als konstant angesehen.

Die zwischen den Szenarien *naturnaher*, *ertragsorientierter* und *naturschutzorientierter* Waldbau variierenden Naturschutzstandards, Eingriffsintensitäten und Zielstärken (Produktionszeiträume) entfalten ihre Wirkung und führen zu etwa gleichbleibenden, geringeren bzw. höheren Derbholz- und Kohlenstoffvorräten in der lebenden und toten Baumbiomasse der vier untersuchten Hauptbaumarten gegenüber den Ausgangswerten 2007. Die genutzten Holzmengen und die in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte reichen in dem 30-jährigen Simulationszeitraum von rund 16 Mio. m³ bzw. 3,8 Mio. t C beim naturschutzorientierten Waldbau, über ca. 24 Mio. m³ bzw. 5,9 Mio. t C beim naturnahen Waldbau bis hin zu etwa 30 Mio. m³ bzw. 7,3 Mio. t C beim ertragsorientierten Waldbau. Nicht enthalten sind in diesen Zahlen die additiven Effekte durch die unterschiedlichen Verweildauern der aus dem Rohholz hergestellten Holzprodukte.

Die jeweils simulierten Waldbaukonzepte beeinflussen auch den mittleren jährlichen Volumenzuwachs und die darin gespeicherten Kohlenstoffvorräte. Diese sind beim naturschutzorientierten Szenario etwas höher als beim naturnahen und ertragsorientierten (s. Tab. 17). Da beim ertragsorientierten Szenario mehr genutzt

wird als nachwächst, werden bei dieser Variante in dem 30-jährigen Simulationszeitraum die Derbholz- und Kohlenstoffvorräte entsprechend abgesenkt und mehr Masse dem Produktpool zugeführt. Beim naturschutzorientierten Szenario verhält es sich umgekehrt und beim naturnahen Szenario werden die Niveaus in etwa gehalten.

Tabelle 17: Übersicht über den mittleren jährlichen Volumenzuwachs [$m^3/ha/a$] und den darin enthaltenen geschätzten C-Vorrat [$t C/ha/a$] der verschiedenen Szenarien in Schleswig-Holstein

Szenario	Volumenzuwachs [$m^3/ha/a$]	C-Vorrat [$t C/ha/a$]
ertragsorientiert	9,7	2,4
naturnah	10,1	2,5
naturschutzorientiert	10,3	2,6

Bezogen auf die Hauptbaumarten wird am Ende des Simulationszeitraumes unabhängig von dem betrachteten waldbaulichen Szenario der höchste Kohlenstoffvorrat in der lebenden Biomasse der Buchenwälder gespeichert. Er liegt zwischen 2,7 Mio. t C beim ertragsorientierten und 4,6 Mio. t C beim naturschutzorientierten Szenario. Danach folgen Eiche und Fichte und schließlich die Kiefer (s. Tab. 13). Diese Unterschiede sind im Zusammenhang mit den Flächenanteilen der Baumarten, ihrem Altersklassenaufbau und den unterschiedlichen Nutzungsmengen zu sehen.

Auch der Kohlenstoffvorrat des Totholzspeichers wird durch die untersuchten Szenarien unterschiedlich stark beeinflusst (s. Tab. 15). Die Spanne im Jahr 2037 reicht von 0,062 Mio. t C (Kiefer, ertragsorientierte Behandlung) bis zu 0,435 Mio. t C (Buche, naturschutzorientierte Behandlung). Für alle untersuchten Baumarten lässt sich festhalten, dass das Szenario naturschutzorientierter Waldbau die größte relative Zunahme bewirkt und die ertragsorientierte Behandlung die geringste. Der naturnahe Waldbau nimmt jeweils eine Mittelstellung ein. Insgesamt wird der von PREGITZER und EUSKIRCHEN (2004) für Wälder der gemäßigten Zone genannte, bemerkenswert hohe Kohlenstoffvorrat im Totholz von 42 t C/ha nicht erreicht. Dies ist unter anderem auf die Aufnahmegebiete (gemäßigte Zonen in Nord- und Südamerika) zur Berechnung dieses Kohlenstoffvorrates im Totholz zurückzuführen.

Der Produktpool wird bestimmt durch die zur Verfügung stehenden Rohholzmengen und Sortimente, die jeweilige Holzverwendung und die Lebensdauer der einzelnen Holzprodukte. Mittels eines vereinfachten Holzverwendungsschlüssels

wurden verschiedene Sortimenten unterschiedlichen Produkten und Produktklassen zugeordnet (s. Kap. 3.5). Die Ergebnisse sind daher mit Unsicherheiten behaftet.

Aus der Entwicklung der Produktspeicher ist ersichtlich, dass sie sowohl beim Laub- als auch beim Nadelholz am stärksten durch die höheren Nutzungen des ertragsorientierten Szenarios aufgefüllt werden, während die naturschutzorientierte Variante erwartungsgemäß die geringsten Zuwachsraten aufweist. Laubholz wird überwiegend als Energieholz verwandt. Die relativ geringe Bedeutung des Laubholzes für die Papierherstellung spiegelt sich in dem geringen Anteil an den Produkten mit kurzer Lebensdauer wider. Bemerkenswert sind die relativ hohen Anteile bei den Produkten mit langer (Bauholz, Fußböden) und mittlerer Lebensdauer (Holzwerkstoffe, Möbel, Furniere). Sie unterstellen eine entsprechende Laubholznachfrage an den Märkten, die aber im letzten Jahrzehnt nicht gegeben war (ZMP 2008). Im Gegenteil, der Laubschnittholzmarkt stagniert auf einem niedrigen Niveau, der Furnier- und Möbelholzmarkt ist rückläufig und die Holzpreise für die Buche sind für die Waldbesitzer unbefriedigend.

Umgekehrt sehen die Marktverhältnisse beim Nadelholz aus, bei dem sich bereits Versorgungsengpässe abzeichnen (SPELLMANN 2010). Aus Nadelholz werden vorwiegend Produkte mit kurzer und langer Lebensdauer generiert. Der größte Teil wird im Hausbau verwendet, wo der Kohlenstoff langfristig sequestriert wird. Das Fichten- und Kiefernindustrieholz ist die wichtigste Rohstoffgrundlage für die Papier- und Holzwerkstoffindustrie, deren Produkte eine kurze bzw. mittlere Lebensdauer haben. Deren Pool wird z. T. auch von den 39 % Sägerestholz gespeist, die beim Einschnitt von Nadelstammholz anfallen (s. Kap. 3.5.3). Größere Anteile des Sägerestholzes werden aber auch in den Werken zur eigenen Energieerzeugung genutzt, was den Anteil Energieholz bei Fichte und Kiefer erklärt (s. Abb. 30a und b). Die Bedeutung des Roh- und Altholzes für die energetische Substitution fossiler Energieträger (CO₂-Vermeidung) darf nicht unterschätzt werden. Der Anteil der Biomasse an der Primärenergiebereitstellung aus erneuerbaren Energien betrug im Jahre 2009 fast 70 % (Windkraft 12 %, Wasserkraft 6 %, Photovoltaik 2 %). Von diesen 70 % entfielen mehr als 50 % auf Energieholz (AG ENERGIEBILANZEN 2010).

Um zu einer Gesamtbeurteilung der Szenarien aus Sicht der Kohlenstoffspeicherung zu kommen, ist es wichtig, die Grenzen des zu prüfenden Systems genau zu definieren. Im Kontext der Kohlenstoffsequestrierung im Wald gibt es zwei Definitionsmöglichkeiten: Entweder wird der sogenannte Waldökosystemansatz gewählt, d. h. das Waldökosystem wird nur innerhalb seiner Systemgrenzen betrachtet, oder es wird ein umfassenderer Ansatz gewählt, der neben dem Wald auch den Forst- und Holzsektor mit einschließt (s. Kap. 1.1).

Im Rahmen des Kyoto-Protokolls und insbesondere des Artikel 3.4 ist es möglich, die Waldbewirtschaftung in die nationale Treibhausgasbilanz mit einzuberechnen. Davon macht Deutschland seit 2006 Gebrauch, ohne dass bisher eine Anrechnung der Holzprodukte auf die Kohlenstoffspeicherung möglich ist

(HEUER 2010). Der Waldökosystemansatz führt heute dazu, dass Holznutzungen Kohlenstofffreisetzungen gleichgesetzt werden (KRUG 2010, PROFFT 2010). Somit werden nur Vorratsanhebungen im Wald positiv bewertet.

Bislang konnte Deutschland von diesem Ansatz profitieren, da in den letzten Jahrzehnten die Derbholzvorräte in den Wäldern kontinuierlich angestiegen sind (BMELV 2009). Mittlerweile ist aber mit einem Gesamtderbholzvorrat in Höhe von ca. 3,4 Mrd. m³ ein Niveau erreicht (Rang 1 in Europa), das in nächster Zeit zwangsläufig zu höheren Nutzungen (Altersaufbau) oder zu größeren Kalamitäten (Sturmrisiko bei Fichte) führen und den deutschen Wald zur „CO₂-Quelle“ machen wird. Ändert sich nicht bald der Bewertungsansatz, so würde damit ein Land bestraft, das für seine nachhaltige, vorratspflegliche Forstwirtschaft international anerkannt ist. Dies würde auch Schleswig-Holstein treffen.

Bei den Klimaverhandlungen der UN 2009 in Kopenhagen konnten sich die Staaten weder auf verbindliche, nachprüfbare Ziele der Reduzierung der Treibhausgase einigen noch wurden neue Anrechnungsregeln für die Waldbewirtschaftung verbindlich festgelegt. Es konnte nur ein Kompromiss ausgehandelt werden, in welchem die Referenz-Methode⁷, die Anrechnung von Holzprodukten und der Umgang mit natürlichen Störungen enthalten ist. Zusätzlich ist die anrechenbare CO₂-Menge der Waldbewirtschaftung einer auch jetzt schon bestehenden Kapazitätsgrenze unterworfen. Die Verhandlungen über diesen Mittelweg sollten bei der Vertragsstaatenkonferenz des Kyoto-Protokolls in Mexiko Ende 2010 abgeschlossen werden (HEUER 2010). Dies war aber leider nicht der Fall. Die Verhandlungen werden in nächster Zeit weitergeführt, wobei im Verhandlungstext weiterhin die Holzprodukte als Pool der Waldbewirtschaftung aufgeführt sind (AWGKP 2010).

Nach dem bisher gültigen Waldökosystemansatz führen die drei waldbaulichen Szenarien bis 2037 bei den vier Hauptbaumarten zu deutlichen Unterschieden in der Summe der akkumulierten Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse und im Totholz. Der Unterschied zwischen dem ertragsorientierten und dem naturschutzorientierten Szenario beträgt rund 5 Mio. t C. Werden aber entgegen diesem Ansatz die Holzprodukte in die Analyse mit eingebunden, verringert sich diese Differenz auf knapp 2 Mio. t C. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, die Holzprodukte in die Kohlenstoffbilanzen einzubeziehen (s. Abb. 31).

⁷ Die Netto-Emissionen der Verpflichtungsperiode werden einem vorher vereinbarten Referenzwert gegenübergestellt. Der Referenzwert entspricht den Netto-Emissionen des in die Zukunft projizierten „business as usual“ (HEUER 2010).

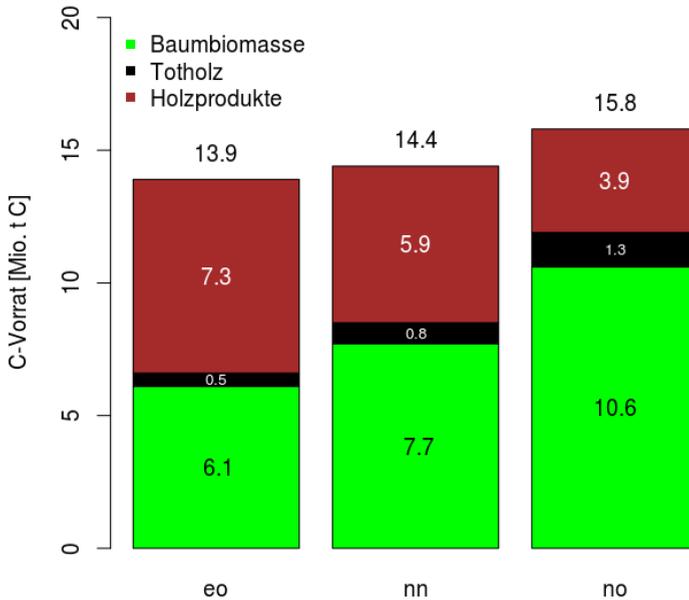


Abbildung 31: Gesamter akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] in der lebenden Baumbiomasse, im Totholz und in den Holzprodukten der vier Hauptbaumarten im Jahr 2037 nach Behandlungsszenarien (eo = ertragsorientiert, nn = naturnah, no = naturschutzorientiert) in Schleswig-Holstein

Die Summenwerten liegen bei 13,9 Mio. t C beim ertragsorientierten, 14,4 Mio. t C beim naturnahen und 15,8 Mio. t C beim naturschutzorientierten Szenario. Die berechnete höhere Kohlenstoffspeicherung bei der naturschutzorientierten Variante ergibt sich aus den höheren Kohlenstoffvorräten in der lebenden Baumbiomasse und im Totholzpool bei relativ geringen Nutzungsmengen. Das naturnahe Szenario verringert den Kohlenstoffvorrat in der lebenden Baumbiomasse moderat und hebt die Kohlenstoffspeicherung gegenüber dem derzeitigen Stand insgesamt deutlich an. Das ertragsorientierte Szenario verringert den Derbholzvorrat am stärksten und damit auch den Kohlenstoffvorrat im Pool der lebenden Baumbiomasse. Der Produktpool wird hier am deutlichsten aufgefüllt. Der Kohlenstoffvorrat im Totholz unterscheidet sich zwischen den Varianten deutlich (s. Tab. 13, 14 u. 15).

Auf Bundesebene haben sich KÖHL et al. (2009) intensiv mit der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern in Abhängigkeit von verschiedenen Behandlungskonzepten beschäftigt. Dabei reichen die angewandten waldbaulichen Szenarien von einem generellen Nutzungsverzicht bis zu einer Maximierung der Gewinne aus der Waldbewirtschaftung mit einer starken Ausrichtung auf die Fichte. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die den Gewinn maximierende Variante im Zeitraum von 30 Jahren zu einer Speicherleistung im Bestand von 110 t C/ha führt und einen energetischen Substitutionseffekt von 84 t C/ha bewirkt, was einem Gesamteffekt

in Höhe von 194 t C/ha entspricht. Im Gegensatz dazu führt die Nullnutzung zu einer Erhöhung des C-Speichers im Bestand auf 245 t C/ha. Somit schneidet diese Variante aus dem Blickwinkel der Kohlenstoffspeicherung besser ab, jedoch nach Ansicht der Autoren nur solange, wie sich die ungenutzten Bestände in der Phase des Vorratsaufbaus befinden. Weiterhin gehen sie davon aus, dass sich in ungenutzten Wäldern nach dem Erreichen der Gleichgewichtsphase eine negative Kohlenstoffbilanz im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern einstellt. Diese These, dass alte Wälder kaum noch Kohlenstoff binden, wird durch andere Arbeiten angezweifelt (vgl. HESSENMÖLLER et al. 2008, LUYSSAERT et al. 2008). Dabei wird die Annahme getroffen, dass in ungenutzten Wäldern ein kleinflächiges Mosaik verschiedener Altersstufen entsteht, bei dem die jüngeren Bäume die Verluste in der Kohlenstoffspeicherung durch das Absterben der alten Bäume ausgleichen. Beispielsweise wird in der Arbeit von HESSENMÖLLER et al. (2008) die These des großflächigen altersbedingten Zusammenbruchs des untersuchten Buchenwaldes im Nationalpark Hainich skeptisch gesehen. Hierzu ist aber zum einen anzumerken, dass nicht Buchenwälder, sondern Nadelwälder mit anderen biotischen und abiotischen Risiken in Deutschland überwiegen. Zum anderen sind Buchenwälder im Hainich, wie die meisten Buchenwälder in Deutschland, mehr oder weniger gleichaltrig und weisen ganz andere Strukturen auf als die noch vorhandenen Buchen-Urwälder in Ost- und Südosteuropa (vgl. KORPEL 1995, TABAKU u. MEYER 1999, MEYER et al. 2003). Dies zeigen ebenfalls die Uraltbuchen im Naturwald „Heilige Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern, die sich am Ende der Alterungsphase befinden und fortschreitend flächig zusammenbrechen. Auch HASENAUER (2011) kommt nach dem Vergleich von Simulationsrechnungen für Fichte und Buche im österreichischen Urwald Rothwald und für einen bewirtschafteten Fichtenwald zu dem Schluss, dass bewirtschafteter Wald, der vor dem Erreichen der physiologischen Altersgrenze und dem Eintritt in die Zerfallsphase genutzt wird, eine Kohlenstoffsénke darstellt, während der Naturwald mit dem Eintritt in die Zerfallsphase zur Kohlenstoffquelle wird.

Hinter dieser Diskussion steht letztendlich die Frage, welche Funktionen unsere Wälder haben und ob diese durch den bisher in Deutschland verfolgten integrativen Ansatz einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft erfüllt werden sollen oder eher durch einen segregativen Ansatz mit großen Schutzgebieten auf der einen Seite und Plantagen bzw. sehr intensiv genutzten Wäldern auf der anderen wie in Nordeuropa, Südafrika oder Nordamerika. Vieles spricht in unserer dicht besiedelten Kulturlandschaft für ein Festhalten an der nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft, die versucht, auf dem Wege des Kompromisses die vielfältigen Ansprüche an den Wald, einschließlich der Kohlenstoffspeicherung, angemessen zu berücksichtigen.

Die Entwicklungen bei den Verhandlungen zum Nachfolgevertrag des Kyoto-Protokolls legen es jedenfalls nahe, die Holzprodukte als Teil des Forst- und Holzsektors in die Bewertung waldbaulicher Strategien mit einzubeziehen. Aber auch

unabhängig von der zukünftigen Entwicklung der Klimapolitik ist es notwendig, die Maßnahmen zur Senkung der Treibhausgasemissionen und zur Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung besser aufeinander abzustimmen (vgl. PROFFT 2010). So sollte die Kohlenstoffsenkenwirkung von Wäldern nicht länger isoliert von den Speicherleistungen und Substitutionseffekten der Holzprodukte gesehen werden. Dies öffnet den Blick von der Urproduktion über den industriellen Sektor bis hin zum nachgelagerten Bereich (s. Abb. 32).

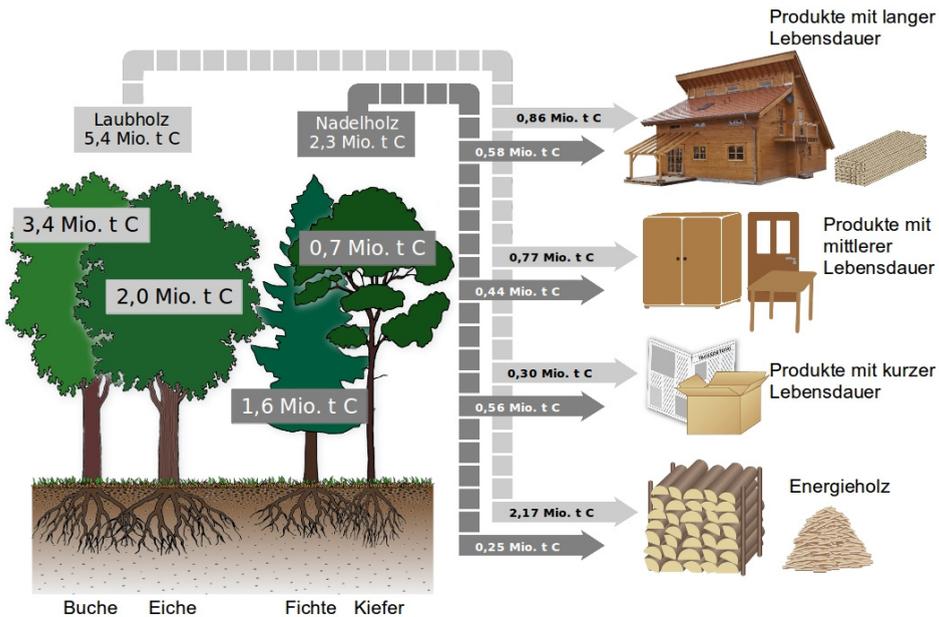


Abbildung 32: Akkumulierter C-Vorrat [Mio. t C] in der lebenden Biomasse der vier Hauptbaumarten, den Nutzungen und den vier Holzproduktklassen am Ende der Simulation des Szenarios naturnaher Waldbau im Jahre 2037 in Schleswig-Holstein (Laubholzspeicher: hellgrau, Nadelholzspeicher: dunkelgrau)

5.5 Carbon Forestry Management

In dieser Studie wird gezeigt, wie sich drei unterschiedliche waldbauliche Konzepte in dreißig Jahren auf den Kohlenstoffvorrat im Bestand und den daran angeschlossenen Produktpool auswirken können. Gesteuert werden die Szenarien über unterschiedliche naturschutzfachliche und eingriffsspezifische Parameter (s. Tab. 1). Sehr wirksam ist die Erhöhung bzw. Verringerung der Zielstärken auf die Vorratshaltung und die Endnutzungsmassen.

BURSCHEL et al. (1993) schlagen zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte eine Verlängerung der Umtriebszeiten vor. Diese Maßnahme deckt sich in ihren Effekten weitgehend mit der hier simulierten Erhöhung der Zielstärke. Sie bewirkt in

jedem Fall eine Anhebung der Derbholzvorräte und der in ihnen gespeicherten Kohlenstoffvorräte, aber auch eine Beeinträchtigung der Liquidität der Forstbetriebe. Zudem kann sie dazu führen, dass abiotische und biotische Risiken zunehmen, Entwertungsgefahren steigen, Bestandesstrukturen verloren gehen, Lebensräume verschwinden, lichtbedürftige Verjüngung ausgedunkelt und die Versorgung der Holz- und Energiewirtschaft eingeschränkt wird.

Weitere Vorschläge von BURSCHEL et al. (1993) zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte sind der Unterbau von Kiefernbeständen mit Schattbaumarten, die Aufforstung nicht bewaldeter Flächen oder der Wechsel von Kiefer zu Douglasie. Hinzu kommen positive Senkeneffekte durch Erstaufforstungen, auf die PAUL et al. (2009) hinweisen. Damit stellt sich die Frage nach der Baumartenwahl, der wichtigsten, da sehr langfristig wirkenden ökonomischen und ökologischen Entscheidung im Forstbetrieb (vgl. SPEIDEL 1972, RÖHRIG et al. 2006). Auch Schleswig-Holstein verfolgt das langfristige Ziel, den Waldanteil von 10,3 % auf 12 % zu erhöhen. Diese Steigerung würde einen Flächenzuwachs von rund 26.760 ha zur Folge haben. Nachhaltige Aufforstungsprojekte entziehen der Atmosphäre im Mittel insgesamt 5 bis 20 t CO₂/ha/a (1,4 bis 5,4 t C/ha/a) in den ersten 20 Jahren (PAUL et al. 2009). Als nachhaltige Aufforstung bezeichnen PAUL et al. (2009) die Pflanzung von Mischbeständen aus einheimischen Baumarten auf ehemaligen Acker- oder Weideflächen bei minimaler Bodenbearbeitung. Unter den genannten Annahmen könnten durch die geplanten Erstaufforstungen des Landes Schleswig-Holstein in den ersten beiden Jahrzehnten jährlich rund 37.464 bis 144.504 t C zusätzlich der Atmosphäre entzogen werden. In 20 Jahren würden sich diese Beträge auf insgesamt 0,75 bis 2,89 Mio. t C (2,75 bis 10,61 Mio. t CO₂) summieren.

Die in dieser Studie vorgelegten Simulationsergebnisse für die Hauptbaumarten sind immer überlagert von deren Flächenanteilen, standörtlichen Zuordnungen und Altersklassenaufbau. Ein Vergleich auf der Grundlage der Gesamtwuchseleistungen der Hauptbaumarten nach den Angaben der Ertragstafelsammlung von SCHOBER (1995) für Bestände I. Bonität und mäßige Durchforstung deckt zutreffender die Unterschiede in der Kohlenstoffspeicherung auf. Die Derbholzvorräte wurden unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen Raumdichten, der Biomasseexpansionsfaktoren und einem Kohlenstoffgehalt des Holzes von 50 % umgerechnet. Die ertragstafelgemäße Entwicklung der Kohlenstoffvorräte der lebenden Baumbiomasse über dem Alter wird bestimmt vom Wachstumsgang, dem Zuwachsniveau und der Raumdichte der Hauptbaumarten (s. Abb. 33).

Die zuwachsstarke Fichte ist trotz ihrer geringeren Raumdichte zunächst allen anderen Baumarten überlegen. Erst im Alter 100, also am Ende ihres Produktionszeitraumes, wird sie von der später im Zuwachs kulminierenden Buche eingeholt. Diese ist zunächst auch den früh startenden Baumarten Kiefer und Eiche unterlegen. Die Eiche kann ab dem Alter 60 aufgrund ihrer höheren Raumdichte die

etwas zuwachsstärkere Kiefer übertreffen und bis zum Alter 120 immer mehr zu den Baumarten Fichte und Buche aufschließen.

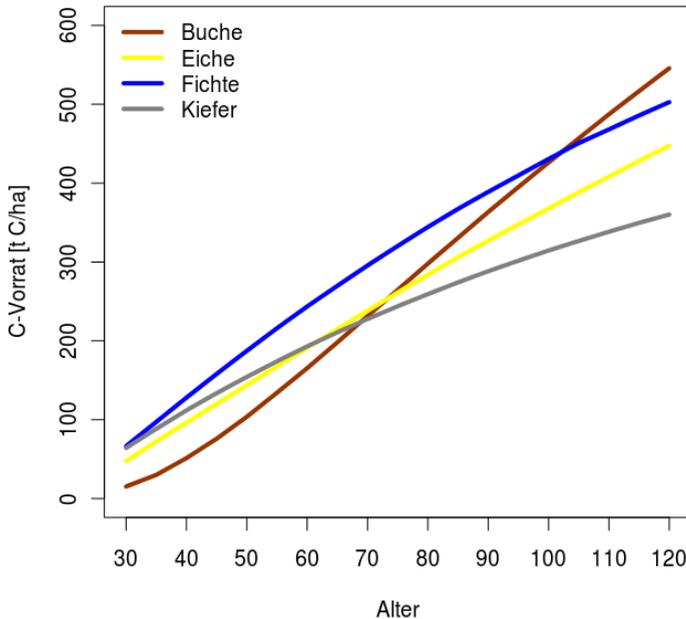


Abbildung 33: C-Vorrat [t C/ha] der lebenden Baumbiomasse der untersuchten Hauptbaumarten im Alter von 30 bis 120 Jahren auf Grundlage von Ertragstafelwerten

Noch aussagfähiger ist ein Vergleich der Baumarten auf gleichem Standort. Die Nordwestdeutsche Versuchsanstalt verfügt im Wuchsbezirk Unterer Solling in Niedersachsen über Versuche mit den Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Douglasie und Küstentanne, die in einem jungen Alter auf vergleichbaren frischen bis vorratsfrischen, ziemlich gut versorgten Standorten angelegt wurden. Die Erstaufnahmen dieser Versuche wurden von SPELMANN (2010) genutzt, um die Wachstumsleistung und den Sortenertrag der Baumarten auf gleichem Standort und mit gleicher Durchforstungsart (starke Hochdurchforstung) mit dem Wachstumssimulator BWINPro (NAGEL et al. 2006) zu simulieren und danach die jeweilige Kohlenstoffspeicherung unter Berücksichtigung der baumartenspezifischen Raumdichten und eines C-Gehaltes des Holzes von 50 % herzuleiten. Der Zeitraum für die Gesamtbewertung der Kohlenstoffbindung orientiert sich an dem Produktionszeitraum 200 Jahre der Eiche zur Erreichung einer Zielstärke von 75 cm. Dies hat zur Folge, dass bei den wüchsigeren Baumarten mit kürzeren Produktionszeiträumen hierzu mehr als nur ein Umlauf in die Gesamtbilanz eingeht. Zur Vervollständigung des Bildes wurde auch ein Kiefern-Versuch I. Bonität auf einem mäßig frischen, mäßig versorgten Standort im Wuchsbezirk Hohe Heide (Niedersachsen), also einem schwächeren Standort als im Solling, in den Baumartenvergleich mit einbezogen (s. Tab 18-20).

Die Zahlen verdeutlichen die enormen Leistungsunterschiede und Ertragsersparungen bei den sechs Baumarten. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) bezogen auf den jeweiligen Produktionszeitraum reicht von 7,9 m³/ha/a bei Eiche, über 13,3 m³/ha/a bei Buche bis hin zu 29,8 m³/ha/a bei der Küstentanne. Unter den Nadelbaumarten fällt die Kiefer merklich ab, was aber auch standörtlich bedingt ist. In 52 Jahren produziert die Küstentanne ein ähnliches Volumen wie die Eiche in 200 Jahren (s. Tab. 18).

Tabelle 18: *Vergleich der Wuchsleistung verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart*

Produktion	Baumart		Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa	Ki
	Produktionszeit	Jahre	200	120	79	92	52	121
	Zielstärke	cm	75	65	45	65	45	45
	Nutzholz	m³/ha	1417	1260	1130	1730	1401	874
	Totholz	m³/ha	163	304	343	307	148	106
	dGZ	m³/ha/a	7,9	13,3	18,6	22,1	29,8	8,1

Die Sortierung der Einzelbäume führt zu wesentlich höheren Stammholzanteilen bei Fichte (66 %), Douglasie (71 %) und Kiefer (70 %) gegenüber den Laubbaumarten. Die Küstentanne (57 %) weicht diesbezüglich von den anderen Nadelbaumarten ab, weil sie sehr schnell ins Derbholz wächst und stärker differenziert ist (s. Tab. 19).

Tabelle 19: *Vergleich des Sortimentsanfalls und des darin gespeicherten Kohlenstoffs verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart (o. R. = ohne Rinde)*

Sortimente m³ - t - t C -	Baumart		Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa	Ki
	Stammholz o.R.	m ³ /ha	675	610	750	1099	795	612
	IN-Holz o.R.	m ³ /ha	465	461	255	260	452	145
	Restholz o.R.	m ³ /ha	277	189	125	192	154	117
	Stammholz o.R.	t/ha	432	370	323	601	342	300
	IN-Holz o.R.	t/ha	298	280	110	122	194	71
	Restholz o.R.	t/ha	177	115	54	90	66	57
	Kohlenstoff-speicher	t/ha	453	383	244	407	301	214
t/ha/a		2,265	3,192	3,089	4,424	5,788	1,769	

Durch die Umrechnung der Volumina in Massen kehren sich die Leistungsunterschiede zwischen Nadel- und Laubbaumarten um. Nur die Douglasie mit ihrer überragenden Wuchsleistung und relativ hohen Raumdichte kann in etwa mit den Laubbaumarten mithalten. Die Kohlenstoffspeicherung für den jeweiligen Produktionszeitraum der Baumarten reicht von 453 t C/ha bei Eiche bis 214 t C/ha bei Kiefer. Bezogen auf die Kohlenstoffspeicherung pro Hektar und Jahr verschieben sich die Relationen zugunsten der leistungsfähigen Nadelbaumarten. Die Fichte kann mit einer Speicherleistung von 3,089 t/ha*a fast zur Buche mit einem Wert von 3,192 t/ha*a aufschließen.

Verlässt man den Waldökosystemansatz bei der Kohlenstoffspeicherung und bezieht auch die Holzprodukte und ihre jeweilige Verweildauer im Zivilisationskreislauf mit ein, so verschieben sich die Kohlenstoffbilanzen der Baumarten weiter zugunsten der Nadelbaumarten durch den additiven Produktspeicher der Baumarten. Dieser ergibt sich aus dem Produkt der Kohlenstoffspeicherung pro Hektar und Jahr und dem Verhältnis von mittlerer Verweildauer zu mittlerem Produktionszeitraum (s. Tab. 20).

Tabelle 20: Vergleich der Produktanteile, Verweildauern und Kohlenstoffspeicherleistungen verschiedener Hauptbaumarten auf vergleichbarem Standort (rot umrandet: Ausnahme Kiefer) und bei gleicher Durchforstungsart

Produktanteile – Verweildauern	Forstprodukte	Verweildauer	Anteil Ei	Anteil Bu	Anteil Fi	Anteil Dgl	Anteil KTa	Anteil Ki
	Brennholz, Pellets	1 Jahr	40 %	32 %	23 %	21 %	25 %	17 %
	Papier, Pappe, Karton	3 Jahre	-	20 %	10 %	10 %	11 %	11 %
	Holzwerkstoffe, Funiere	25 Jahre	29 %	17 %	26 %	24 %	29 %	29 %
	Bauholz, Bodenbeläge	50 Jahre	31 %	31 %	41 %	45 %	35 %	43 %
	Mittlere Verweildauer	Jahre	23	21	28	29	25	29
	Kohlenstoffspeicher			Ei	Bu	Fi	Dgl	KTa
Kohlenstoff		t/ha/a	2,265	3,192	3,089	4,424	5,788	1,769
additiver Produktspeicher		t/ha/a	0,260	0,559	1,095	1,395	2,783	0,424
Gesamt-speicher C		t/ha/a	2,525	3,751	4,184	5,819	8,571	2,193

Durch den einheitlichen Bewertungszeitraum wird der höhere Beitrag der wüchsigeren Baumarten zur Kohlenstoffspeicherung durch einen additiven Produktspeicher erfasst, der berücksichtigt, dass z. B. die Küstentanne während des 200-jährigen Produktionszeitraumes der Eiche ihren Produktspeicher fast viermal auffüllt. In der Gesamtbilanz bedeutet dies, dass die Gesamtspeicherleistungen der Baumarten von 2,193 t C/ha/a bei Kiefer, über 3,853 bzw. 4,143 t C/ha/a bei Buche bzw. Fichte bis 5,819 bzw. 8,571 t C/ha/a bei Douglasie bzw. Küstentanne reichen. Berücksichtigt man zudem noch, dass in Nadelwaldbeständen der Kohlenstoffspeicher deutlich höher als in Laubwäldern ist, so kann man mit der Baumartenwahl die Kohlenstoffspeicherung im Wald und in den Holzprodukten wesentlich beeinflussen

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Prinzip der multifunktionalen Nachhaltigkeit ist das Grundprinzip einer modernen Forstwirtschaft in Schleswig-Holstein. Es wurde zuletzt 2008 durch das „Programm zur Bewirtschaftung der schleswig-holsteinischen Wälder auf ökologischen Grundlagen“ der Landesregierung in Kiel bekräftigt (MLUR 2008). Dieses Prinzip lässt sich erst dann umsetzen, wenn angegeben wird, für welche Zustände, Wirkungen und Leistungen des Waldes Kontinuität bzw. Verbesserung gefordert wird (SPELLMANN et al. 2001). Einen wesentlichen Anhalt für diese Konkretisierung bietet der Katalog der gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren, der 2003 auf der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Wien verabschiedet wurde (MCPFE 2003). Dieser Katalog umfasst 6 Kriterien und 35 quantitative Indikatoren. Ein Indikator ist auch die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern. Dieser Indikator hat durch die Diskussionen über die Folgen des Klimawandels und die Maßnahmen zu ihrer Begrenzung in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Die Kohlenstoffspeicherung wird als Teilziel der Forstbetriebe in Zukunft ein höheres Gewicht erhalten. Sie darf aber dennoch nicht isoliert gesehen werden, sondern muss in den Zusammenhang mit den anderen Regelungsfunktionen (ökosysteminterne Kreisläufe), Lebensraumfunktionen (Biodiversität), Nutzfunktionen (Holz, Wasser, Jagd) sowie den Kultur- und Sozialfunktionen (Arbeit, Einkommen, Kulturerbe, Erholung) der Wälder gestellt werden (BEESE 1996).

Mit der Kohlenstoffstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein greift die schleswig-holsteinische Landesregierung dieses klimapolitisch hoch aktuelle Thema auf. Als Grundlage für notwendige Weichenstellungen werden in dieser Studie die Mengen an Kohlenstoff hergeleitet, die heute bzw. künftig in in schleswig-holsteinischen Wäldern und in den aus schleswig-holsteinischem Holz hergestellten Produkten gespeichert werden. Insgesamt zeigt sich, dass der schleswig-holsteinische Wald und die aus ihm hervorgegangenen Holzprodukte einen wichtigen Beitrag zur Kohlenstoffspeicherung leisten und dass die Speichermengen durch die Strategien der Forst- und Holzwirtschaft merklich beeinflusst werden können. Im Sinne des *Carbon Forestry Management* (JARVIS et al. 2005) und des Vorschlags des wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung *Globale Umweltveränderungen* (WBGU 2009) empfiehlt sich von den überprüften Waldbaukonzepten die naturnahe Variante. Sie bleibt dem Grundprinzip einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft treu, erhält die Kohlenstoffvorräte im Wald nachhaltig auf einem hohen Niveau und erhöht zusätzlich die Senkenleistung, indem sie einen ähnlich hohen Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung im Produktpool leistet wie das ertragsorientierte Szenario (s. Abb. 31). Letzteres verringert durch stärkere Eingriffe die Kohlenstoffvorräte in der lebenden Baumbiomasse der Bestände auf ein wesentlich niedrigeres Niveau und fördert gleichzeitig durch erhöhte Bodentempe-

raturen die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden (vgl. JANDL et al. 2007). Beim naturschutzorientierten Szenario werden im dreißigjährigen Simulationszeitraum die höchsten Kohlenstoffvorräte im Bestand akkumuliert. Danach wird aber die Senkenleistung bei gleichbleibender Behandlung immer geringer, da der Volumenzuwachs nachlässt, oder die aufgeschobenen Eingriffe werden zeitlich verzögert durchgeführt, wodurch es zu einem Abbau der Kohlenstoffvorräte im lebenden Bestand kommt.

Der Baumartenvergleich hat noch einmal die Bedeutung des Nadelholzes für die Kohlenstoffspeicherung unterstrichen. Verlässt man den Waldökosystemansatz und bezieht auch die Holzprodukte und ihre jeweilige Verweildauer im Zivilisationskreislauf mit ein, so verschieben sich die Kohlenstoffbilanzen eindeutig zugunsten der leistungsfähigen Nadelbaumarten. Eine Sicherung des Nadelholzanbaus deckt sich somit nicht nur mit den ökonomischen Zielen der Forstbetriebe und der Nachfrage der Holzindustrie, sondern fördert ebenso die Kohlenstoffbindung im Wald und in Holzprodukten. Dies gilt besonders für das Bauholz mit seiner langen Verweildauer. Ungeachtet der Baumart ist es aber für die deutsche Forstwirtschaft allgemein wichtig, dass die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten in die Kohlenstoffbilanzen mit einbezogen und entsprechend bewertet werden. Andernfalls würden die seit langem nachhaltig wirtschaftenden Forstbetriebe benachteiligt, wenn sie nach dem Erreichen der jeweils angestrebten Zielvorräte keinen weiteren Vorratsaufbau mehr zulassen und entsprechend die Nutzungen anheben. Hier sind die politischen Entscheidungsträger gefragt, diese Option offiziell einzufordern.

Literatur

- 3N (2010): Feuerstättenzählung Niedersachsen 2009 für holzbefeuerte Anlagen bis 1 MW. 3N - Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe in Zusammenarbeit mit dem Landesinnungsverband für das Schornsteinfegerhandwerk Niedersachsen (LIV) im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Werlte, 101 S.
- AG ENERGIEBILANZEN E.V. (2010): Evaluation Tables on the Energy Balance for the Federal Republic of Germany 1990 to 2009
www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?
- AWGPK (2010): Consideration of further commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol. Ad Hoc Working Group on Further Commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol. Fifteenth session, Cancun, 29 November.
http://unfccc.int/documentation/documents/advanced_search/items/3594.php?rec=j&priref=600006112&data=&title=&author=&keywords=&symbol=&meeting=%22Ad+Hoc+Working+Group+on+Further+Commitments+for+Annex+I+Parties+under+the+Kyoto+Protocol+%28AWG-KP%29%2C+Fifteenth+session%2C+29+November+to+10+December+2010%2C+Cancun%2C+Mexico%22&mo_from=&year_from=&mo_to=&year_to=&last_days=&anf=0&sorted=date_sort&dir=DESC&seite=#beg
Zugriff am 05.05.2011
- AYDIN, C. T (2002): Einführung in die Landschaft Schleswig-Holsteins. In: Tagungsführer der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde (AFSV) in Schleswig-Holstein, Bad Segeberg, 25-28. September 2002, S. 19-22 (<http://www.afsv.de/docs/exkursionsfuehrer.html>)
- BARTELINK, H. H. (1997): Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). *Annales des Sciences Forestieres*, 54, 39–50
- BAUER, G. A.; PERSSON, H.; PERRSON, T.; MUND, M.; HEIN, M.; KUMMETZ, E.; MATTEUCCI, G.; OENE, V. H.; SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; SCHULZE, E.-D. (2000): Linking Plant Nutrition and Ecosystem Processes. In: SCHULZE, E.-D. (Hrsg.): *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin, 63–98
- BEESE, F.O. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. *Forstw. Cbl.*, 115, 65-79

- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 16. Auflage, 569 S.
- BMELV (2005): Die zweite Bundeswaldinventur - Der Inventurbericht. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Referat 533, Bonn, 231 S.
- BMELV (2008): Holzmarktbericht 2007. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2007. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
<http://www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft/>
- BMELV (2009): Holzmarktbericht 2008. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <http://www.bmelv.de>
- BÖSWALD, K. (1996): Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, 159, 147 S.
- BÖSWALD, K. u. WIERLING, R. (1997): Wald und Forstwirtschaft Niedersachsens im Kohlenstoffhaushalt. In: NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN (Hrsg.): Aus dem Walde, 50, Mitteilungen der Niedersächsischen Landesforstverwaltung, Teil II, 247-333
- BOLTE, A.; RAHMANN, T.; KUHR, M.; POGODA, P.; MURACH, D.; GADOW, K. (2004): Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Plant and Soil, 264, 1-11
- BURSCHEL, P.; KÜRSTEN, E.; LARSON, B. C. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, 126, 135 S.
- CIENCIALA, E.; ČERNÝ, M.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z. (2005): Biomass functions applicable to European beech. Journal of Forest Science, 51, 147-154
- CIENCIALA, E.; ČERNÝ, M.; TATARINOV, F.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z. (2006): Biomass functions applicable to Scots pine. Trees - Structure and Function, 20, 483-495
- CIENCIALA, E.; APLTAUER, J.; EXNEROVÁ, Z.; TATARINOV, F. (2008): Biomass functions applicable to oak trees grown in Central-European forestry. Journal of Forest Science, 54, 109-120

- DIETER, M. u. ELSASSER, P. (2002): Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121, 195-210
- DORMANN, F. u. KÜHN, I. (2009): *Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle, 257 S.
- DUNGER, K.; STÜMER, W.; OEHMICHEN, K.; RIEDEL, T.; BOLTE, A. (2009): Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. *AFZ/Der Wald*, 64, 20, 1072-1073
- ELLENBERG, H.; MAYER, R.; SCHAUERMANN, J. (1996): *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes*. Ulmer Verlag Stuttgart, 507 S.
- FIEDLER, F. (1986): Die Dendromasse eines hiebsreifen Fichtenbestandes. *Beiträge für die Forstwirtschaft*, 20, 171-180
- FRAVER, S.; WAGNER, R.; DAY, M. (2002): Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, USA. *Can. J. For. Res.*, 32, 2094-2105
- FRÜHWALD, A.; DIEDERICH, S.; MORGAN, R. M. (2010): Verwendungspotentiale heben durch Kaskadennutzung am Beispiel Holz. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. u. BECKMANN, M. (Eds.): *Erneuerbare Energien, Band 4 - Biomasse und Biogas, Ersatzbrennstoffe, Solar- und Windenergie*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky Neuruppin, 37-50
- GAFAGUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (Hrsg.) (2005): *Handbuch Forstliche Analytik - Loseblattsammlung der Auswertemethoden im Forstbereich*. BMVEL, http://www.bmelv.de/cln_154/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Wald-Jagd/WaldBodenZustand/Handbuch-Forstliche-Analytik.html
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (2005): *Waldökologische Naturräume Deutschlands, Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke*. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 43, Henkeldruck Stuttgart, 324 S.
- HASENAUER, H. (2011): Überlegungen zur CO₂-Bilanz von Waldökosystemen. *Austrian J. For. Sci.*, 128, 33-52
- HEINSDORF, D.; KRAUB, H. H. (1990): *Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen*. Institut für Forstwissenschaften, Eberswalde, DDR, 77 S.
- HESSENMÖLLER, D.; SCHULZE, E.-D.; GROßMANN, M. (2008): Bestandesentwicklung und Kohlenstoffspeicherung des Naturwaldes „Schönstedter Holz“ im Nationalpark Hainich. *Allg. Forst- und Jagdztg.*, 179, 209-2219

- HEUER, E. (2010): Was hat sich in Kopenhagen bewegt? AFZ/Der Wald, 65, 3, 4-5
- HOCHBICHLER, E. (2002): Vorläufige Ergebnisse von Biomasseninventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: DIETRICH, H.-P.; RASPE, S.; PREUHLER, T. (Eds.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, LWF München, 186, 37-46
- ILG, S. (2002): Erhebung der oberirdischen Biomasse- und Elementvorräte eines Fichtenbestandes (*Picea abies* (L.) Karst) im Bereich der Waldklimastation Zusmarshausen. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft, 100 S.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2003): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Jim Penman, J.; Gytarsky, M.; Hiraishi, T.; Krug, T.; Kruger, D.; Pipatti, R.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K.; Wagner, F. (Eds.)
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf.html>
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, IPCC
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H. ; MEIWES, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in den Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, Band 69, 92 S.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253-268
- JARVIS, P. G.; IBROM, A.; LINDER, S. (2005): Carbon forestry: managing forests to conserve carbon. In: GRIFFITHS, H.; JARVIS, P. G. (Hrsg.): The Carbon Balance of Forest Biomes. Taylor & Francis Group Oxford, 331-349
- JOOSTEN, R.; SCHUMACHER, J.; WIRTH, C.; SCHULTE, A. (2004): Evaluating tree carbon predictions for beech (*Fagus sylvatica* L.) in western Germany. *Forest Ecology and Management*, 189, 87-96
- KNIGGE, W. u. SCHULZ, H. (1966): Grundriss der Forstbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg u. Berlin, 584 S.
- KÖHL, M.; FRÜHWALD, A.; KENTER, B.; OLSCHOFKY, K.; KÖHLER, R.; KÖTHKE, M.; RÜTER, S.; PRETZSCH, H.; RÖTZER, T.; MAKESCHIN, F.; ABIY, M.; DIETER, M. (2009): Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in

- Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 327, 103-109
- KOLLMANN, F. (1982): Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe. Band 1. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 1050 S.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York
- KRAMER, H. u. AKCA, A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre. J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main, 5. überarbeitete Auflage, 226 S.
- KRUG, J. (2010): Bewertung der deutschen Forstwirtschaft in der Klimapolitik. AFZ/Der Wald, 65, 17, 30-33
- LE GOFF, N. u. OTTORINI, J. M. (2001): Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. Annals For. Sci., 58, 1-13
- LORENZ, K. u. LAL, R. (2010): Carbon Sequestration in Forest Ecosystems. Springer Verlag Dordrecht, 279 S.
- LUYSSAERT, S.; INGLIMA, I.; JUNG, M.; RICHARDSON, A. D.; REICHSTEIN, M.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; SCHULZE, E.-D.; WINGATE, L.; MATTEUCCI, G.; ARAGAO, L.; AUBINET, M.; BEER, C.; BERNHOFER, C.; BLACK, K. G.; BONAL, D.; BONNEFOND, J. -M.; CHAMBERS, J.; CIAIS, P.; COOK, B.; DAVIS, K. J.; DOLMAN, A. J.; GIELEN, B.; GOULDEN, M.; GRACE, J.; GRANIER, A.; GRELLE, A.; GRIFFIS, T.; GRÜNWALD, T.; GUIDOLOTTI, G.; HANSON, P. J.; HARDING, R.; HOLLINGER, D. Y.; HUTYRA, L. R.; KOLARI, P.; KRUIJT, B.; KUTSCH, W.; LAGERGREN, F.; LAURILA, T.; LAW, B. E.; LE MAIRE, G.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MALHI, Y.; MATEUS, J.; MIGLIAVACCA, M.; MISSON, L.; MONTAGNANI, L.; MONCRIEFF, J.; MOORS, E.; MUNGER, J. W.; NIKINMAA, E.; OLLINGER, S. V.; PITA, G.; REBMANN, C.; ROUPSARD, O.; SAIGUSA, N.; SANZ, M. J.; SEUFERT, G.; SIERRA, C.; SMITH, M.-L.; TANG, J.; VALENTINI, R.; VESALA, T.; JANSSENS, I. A. (2007): CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. Global Change Biology, Vol. 13, 12, 2509-2537
- 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
- MACKENSEN, J.; BAUHUS, J.; WEBBER, E. (2003): Decomposition rates of coarse woody debris - A review with particular emphasis on Australian tree species. Australian J. Botany, 51, 27-37
- MANTAU, U. (2004): Holzrohstoffbilanz für Deutschland – Holzrohstoffaufkommen und dessen Verwendung im Jahr 2002. Holz-Zentralblatt, 76, 1026-1028

- MANTAU, U. (2008): Holzrohstoffbilanz Deutschland, Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung bis 2012. Hamburg: INFRO – Informationssysteme für Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, 2008, 79 S.
- MANTAU, U.; SAAL, U.; PRINS, K.; STEIERER, F.; LINDER, M.; VERKERK, H.; EGGERS, J.; LEEK, N.; OLDENBURGER, J.; ASIKAINEN, A.; ANTTILA, P. (2010): EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests. Final report. Hamburg/Germany, June 2010, 160 S.
- MCPFE 2003: Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. MCPFE Liaison Unit Vienna, www.mcpfe.org
- MEYER, P., LÜPKE, B. v.; TABAKU, V. (2003): Die Struktur albanischer Urwälder - Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 122, 47-58
- MEYER, P.; MENKE, N.; NAGEL, J.; HANSEN, J.; KAWALETZ, H.; PAAR, U.; EVERS, J. (2009): Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 110 S.
- MLUR – SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME (2008): Programm zur Bewirtschaftung des schleswig-holsteinischen Wälder auf ökologischen Grundlagen. 4 S. http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/06_Wald/01_Informationen/04_Recht/PDF/Bewirt_SH_Waelder.html
- MUCHIN, A.; BILKE, G.; MURN, Y.; BÖGE, R. (2008): Nachhaltige Potenziale von Dendromasse. In: MURACH, D., KNUR, L. u. SCHULTZE, M. (Hrsg.): DENDROM - Zukunftsrohstoff Dendromasse. Verlag Dr. Norbert Kessel, 117-149
- MÜLLER-USING, S.; BARTSCH, N. (2009): Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. Europ. J. For. Res., 128, 287-296
- MUND, M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Dissertation, Forschungszentrum Wald-ökosysteme der Universität Göttingen, 263 S.
- MUND, M.; PROFFT, I.; WUTZLER, T.; SCHULZE, E.-D.; WEBER, G.; WELLER, E. (2006): Vorbereitungen auf eine laufende Fortschreibung der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Mitteilungen / Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, 26, 128 S.

- MUUKKONEN, P. (2007): Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research*, 126, 157-166
- NABUURS, G. J.; THÜRIG, E.; HEIDEMA, N.; ARMOLAITIS, K.; BIBER, P.; CIENCIALA, E.; KAUFMANN, E.; MÄKIPÄÄ, R.; NILSEN, P.; PETRITSCH, R.; PRISTOVA, T.; ROCK, J.; SCHELHAAS, M. -J.; SIEVANEN, R.; SOMOGYI, Z.; VALLET, P. (2008): Hotspots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management*, 256, 194-200
- NAEDER, K. (2012): mündliche Mitteilung
- NAGEL, J.; DUDA, H.; HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst u. Holz*, 61, 427-429
- OEHMICHEN, K.; DEMANT, B.; DUNGER, K.; GRÜNEBERG, E.; HENNING, P.; KROIHER, F.; NEUBAUER, M.; POLLEY, H.; RIEDEL, T.; ROCK, J.; SCHWITZGEBEL, F.; STÜMER, W.; WELLBROCK, N.; ZICHE, D.; BOLTE, A. (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Landbauforschung, Sonderheft 343
- PAUL, C.; WEBER, M.; MOSANDL, R. (2009): Kohlenstoffbindung junger Aufforstungsflächen. Karl Gayer Institut in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Waldbau der Technischen Universität München, 70 S.
- PELLINEN, P. (1986): Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen, 145 S.
- PFLÜGER-GRONE, H. (2007): Energieträger Holz - Ein umweltverträglicher und ökologischer Brennstoff. Broschüre des Kompetenzzentrums HessenRohstoffe (HeRo) e.V., Witzenhausen
- PISTORIUS, T. (2007): Die Bedeutung von Kohlenstoffbilanzen im Diskurs über die Einbindung der Forstwirtschaft in die nationale Klimapolitik. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 255 S.
- POEPEL, B. (1989): Untersuchungen der Dendromasse in mittelalten Fichtenbeständen. Diplomarbeit, Forsteinrichtung und Forstliche Ertragskunde, Technische Universität Dresden, 66 S.
- POLLEY, H.; HENNING, P.; KROIHER, F. (2009): Baumarten, Altersstruktur und Totholz in Deutschland. *AFZ/Der Wald*, 64, 20, 1074-1075
- PREGITZER, K. u. EUSKIRCHEN, E. (2004): Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, Vol. 10, 12, 2052-2077

- PRETZSCH, H. (2000): Die Regeln von Reineke, Yoda und das Gesetz der räumlichen Allometrie. Allg. Forst- und Jagdztg., 171, 205–210
- PRETZSCH, H. (2009): Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 664 S.
- PROFFT, I. (2010): Holzprodukte für den Klimaschutz - Der aktuelle Trend in Thüringen. Forst u. Holz, 65, 10, 18-23
- PROFFT, I.; MUND, M.; WEBER, G. E.; WELLER, E.; SCHULZE, E.-D. (2009): Forest management and carbon sequestration in wood products. Europ. J. For. Res., 128, 399-413
- RADEMACHER, P.; KHANNA, P. K.; EICHHORN, J.; GUERICKE, M. (2009): Tree Growth, Biomass, and Elements in Tree Components of Three Beech Sites. In: BRUMME, R. u. KHANNA, P. K. (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems. Springer, 105-136
- RANIUS, T.; KINDVALL, O.; KRUYNS, N.; JONSSON, B. (2003): Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. Forest Ecology and Management, 182, 13-29
- ROBINSON, D. (2007): Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. Proc. R. Soc. B, 274, 2753-2759
- ROCK, J. (2008): Klimaschutz und Kohlenstoff in Holz: Vergleich verschiedener Strategien. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam, 162 S.
- ROCK, J.; BADECK, F. W.; HARMON, M. E. (2008): Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. Europ. J. For. Res., 127, 301-313
- RÖHRIG, E.; BARTSCH, N.; LÜPKE, B. v. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 7. Auflage, 479 S.
- RUSS, A.; RIECK, W.; MARTIN, J. (2011): Zustand und Wandel der Waldböden Mecklenburg-Vorpommerns. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern, Heft 9, 108 S.
- RÜTER, S. (2010): Einbeziehung von Holzprodukten in die Klimapolitik. Holz-Zentralblatt, 136, 25, 623–624
- RÜTHER, B.; HANSEN, J.; LUDWIG, A.; SPELLMANN, H.; NAGEL, J.; MÖHRING, B.; LÜPKE, N. v.; SCHMIDT-WALTER, P.; DIETER, M. (2008): Clusterstudie Forst und Holz Schleswig-Holstein. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Eigenverlag, 78 S.
- SACHS, L. u. HEDDERICH, J. (2006): Angewandte Statistik. Springer, Berlin Heidelberg, New York, 702 S.

- SAUGIER, B.; ROY, J.; MOONEY, H.A. (2001): Estimates of global terrestrial productivity: converging toward a single number. In: ROY, J.; SAUGIER, B. u. MOONEY, H.A. (Eds): Terrestrial global productivity. Academic, San Diego, CA, 543-557
- SCHOBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. Neubearb. v. R. Schober, 4. Aufl., Frankfurt am Main, Sauerländer Verlag, 166 S.
- SCHULZE, E.-D.; WIRTH, C.; HEIMANN, M. (2002): Carbon Fluxes of the Euro-siberian Region. Environ. Control in Biol., 40, 3, 249-258
- SCHUPERT, A. (2010): Organisch gebundener Kohlenstoff im Waldboden. LWF aktuell, 78, 11-14
- SCHWARZMEIER, M. (2000): Erhebung der oberirdischen Biomassevorräte von Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst) im Bereich der Waldklimastationen Ebersberg und Flossenbürg. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan Fachbereich Forstwirtschaft, 155 S.
- SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A.; WEISS, P. (2007): Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. European Journal of Forest Research, 126, 197-207
- SPEIDEL, G. (1972): Planung im Forstbetrieb. Hamburg u. Berlin, 267 S.
- SPELLMANN, H. (2010): Waldbauliche Möglichkeiten zur Sicherung der Nadelrohholzversorgung. Vortrag im Rahmen der Tagung: Sicherung der Nadelrohholzversorgung. Kompetenznetz für Nachhaltige Holznutzung (NHN e. V.), 12.11.2010, Göttingen.
http://www.kompetenznetz-holz.de/aktuelles/nadelholz/8_Spellmann.pdf
- SPELLMANN, H.; HILLEBRAND, K.; CORNELIUS, P. (2001): Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern, Forst u. Holz, 56, 469-473
- SPELLMANN, H.; KEHR, I.; HILLEBRAND, K.; SCHÜTZE, C.; PRETZSCH, H.; POTT, M.; BITTER, A. W.; KOFFINKE, B.; BREDEMEIER, M.; SCHULTE-BISPING, H. (2004): Nachhaltige und multifunktionale Forstwirtschaft - ein Verfahrens- und Zustandsvergleich für verschiedene Testregionen in der Bundesrepublik Deutschland. STOCK, R. (Hrsg.). Schriftenreihe "Initiativen zum Umweltschutz" der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Band 58, Erich-Schmidt-Verlag, 283 S.
- TABAKU, V. u. MEYER, P. (1999): Lückenmuster in Buchenwäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv, 70, 87-97

- 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, 102 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Klimaneutral leben - Verbraucher starten durch beim Klimaschutz. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 28 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2009. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 770 S.
- VDP (2007): Papier – Ein Leistungsbericht. Verband Deutscher Papierfabriken e.V., Bonn, 85 S.
- WBGU (1998): Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. WBGU Bremerhaven, Sondergutachten 1998, 76 S.
- WBGU (2009): Welt im Wandel - Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. WBGU Berlin, 388 S.
- WEIS, W. u. GÖTTLEIN, A. (2002): Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (*Picea abies* L. Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: DIETRICH, H.-P., RASPE, S.; PREUHLER, T. (Hrsg.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, 186, 163-167
- WELLBROCK, N.; AYDIN, C.-T.; BLOCK, J.; BUSSIAN, B.; DECKERT, M.; DIEKMANN, O.; EVERS, J.; FETZER, K. D.; GAUER, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; KÖNIG, N.; LIESEBACH, M.; MARTIN, J.; MEIWES, K. J.; MILBERT, G.; RABEN, G.; RIEK, W.; SCHÄFFER, W.; SCHWERHOFF, J.; ULLRICH, T.; UTERMANN, J.; VOLZ, H.-A.; WEIGEL, A.; WOLFF, B. (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Hrsg. BMELV. Berlin, 413 S.
- WEST, P. W. (2009): Tree and forest measurement - Second Edition. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 190 S.
- WIRTH, C.; SCHULZE, E.-D.; SCHWALBE, G.; TOMCZYK, S.; WEBER, G.-E.; WELLER, E. (2004a): Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Mitteilungen / Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, 23, 308 S.

- WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E.-D. (2004b): Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe – a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology*, 24, 121
- WÖRDEHOFF, R.; SPELLMANN, H.; EVERS, J.; NAGEL, J. (2011): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 6, Universitätsverlag Göttingen, 92 S.
- WÖRDEHOFF, R.; SPELLMANN, H.; EVERS, J.; NAGEL, J.; GAERTNER, U. (2012): Kohlenstoffstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt. Eigenverlag, im Druck
- 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, 1661-1675
- ZELL, J. (2008): Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Dissertation, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 162 S.
- ZELL, J.; KÄNDLER, G.; HANEWINKEL, M. (2009): Predicting constant decay rates of coarse woody debris - A meta-analysis approach with a mixed model. *Ecological Modelling*, 220, 904–912
- ZIANIS, D.; MUUKKONEN, P.; MÄKIPÄÄ, R.; MENCUCCINI, M. (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs*, 4, 63
- ZMP (2008): ZMP-Marktbilanz Forst und Holz 2008. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle, Bonn, 145 S.

Autoren

René Würdehoff

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Rene.Woerdehoff@nw-fva.de

Prof. Dr. Hermann Spellmann

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Hermann.Spellmann@nw-fva.de

Dr. Jan Evers

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Jan.Evers@nw-fva.de

Cihan T. Aydın

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein
Abt. Geologie und Boden, Dez. Boden, LLUR 629
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
cihan-tarih.aydin@LLUR.Landsh.de

Prof. Dr. Jürgen Nagel

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
Juergen.Nagel@nw-fva.de

Anhang

Übersicht über die verglichenen Biomassefunktionen zur Berechnung der lebenden Baumbiomasse

Autor	BA	Komp.	Region	Funktion
BARTELINK 1997	Bu	OB	NL	$0.0306 \cdot (\text{BHD}^{2.347}) \cdot (\text{H}^{0.59})$
BOLTE et al. 2004	Bu	Wurzel	D, NI	$\exp(-4.00 + 2.32 \cdot \ln(\text{BHD}))$
BOLTE et al. 2004	Fi	Wurzel	D, NI	$\exp(-5.59 + 2.79 \cdot \ln(\text{BHD}))$
CIENCIALA et al. 2006	Ki	OB	CZ	$0.03191 \cdot (\text{BHD}^{1.89823}) \cdot (\text{H}^{0.89868})$
CIENCIALA et al. 2008	Ei	OB	CZ	$\exp(-3.069 + 2.137 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0.661 \cdot \ln(\text{H}))$
CIENCIALA et al. 2005	Bu	OB	CZ	$0.047 \cdot (\text{BHD}^{2.121}) \cdot (\text{H}^{0.697})$
FIEDLER 1986	Fi	OB	D	$-43.13 + 2.25 \cdot \text{BHD} + 0.452 \cdot \text{BHD}^2$
HOCHBICHLER 2002	Bu	OB	A	$\exp(-2.872 + 2.095 \cdot \ln(\text{BHD}) + 0.678 \cdot \ln(\text{H}))$
HOCHBICHLER 2002	Ei	OB	A	$\exp(-0.883 + 2.140 \cdot \ln(\text{BHD}))$
LE GOFF u. OTTORINI 2001	Bu	Wurzel	F	$\exp(-3.8219 + 2.5382 \cdot \ln(\text{BHD}))$
MUKKONEN 2007	Ki	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-2.668 + 10.745 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 8.062)))$
MUKKONEN 2007	Bu	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(0.006 + 10.933 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 21.216)))$
MUKKONEN 2007	Fi	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-1.694 + 10.825 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 11.816)))$
MUKKONEN 2007	Ei	OB	temp. und boreale Z. Europas	$\exp(-0.604 + 10.677 \cdot (\text{BHD} / (\text{BHD} + 15.900)))$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-60.55702 + 5.46558 \cdot \text{BHD} + 0.27567 \cdot \text{BHD}^2$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-283.17413 + 26.32334 \cdot \text{BHD} + (-0.12856) \cdot \text{BHD}^2$
POEPEL 1989	Fi	OB	DDR	$-142.60881 + 13.63896 \cdot \text{BHD} + 0.12593 \cdot \text{BHD}^2$
PRETZSCH 2000	Bu	OB	D, NI	$0.1143 \cdot (\text{BHD}^{2.5030})$
PRETZSCH 2000	Fi	OB	D	$0.0442 \cdot \text{BHD}^{2.6597}$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Nadeln	Zentraleuropa	$\exp(-3.19632 + 1.91620 \cdot \ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Äste	Zentraleuropa	$\exp(-3.96201 + 2.25520 \cdot \ln(\text{BHD}))$

WIRTH et al. 2004b	Fi	trockene Äste	Zentraleuropa	$\exp(-3.22406+1.67320*\ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Stamm	Zentraleuropa	$\exp(-2.50602+2.44277*\ln(\text{BHD}))$
WIRTH et al. 2004b	Fi	Wurzel	Zentraleuropa	$\exp(-5.37891+4.08262*\ln(\text{BHD}))$
WUTZLER et al. 2008	Bu	OB	D	$0.0523*(\text{BHD}^{2.12}*(\text{H}^{0.655}))$
WUTZLER et al. 2008	Bu	Wurzel	D	$0.0282*(\text{BHD}^{2.39})$
ZELL 2008	Bu	OB	D	$0.0365*(\text{BHD}^{2.1082}*(\text{H}^{0.7696}))$
ZELL 2008	Fi	OB	D	$0.0673*(\text{BHD}^{1.9378}*(\text{H}^{0.6382}))$
ZELL 2008	Ki	OB	D	$0.058*(\text{BHD}^{2.034}*(\text{H}^{0.637}))$
ZELL 2008	Ei	OB	D	$0.121*(\text{BHD}^{2.435})$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	CZ	$0.1182*(\text{BHD}^{2.3281})$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	N	$(200.87186*(\text{BHD}^2)+124.6808*(\text{BHD}^2-49))/1000$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	PL	$\exp(-2.001+1.943*\log(\text{BHD}))$
ZIANIS et al. 2005	Ki	OB	UK	$(10^{(0.981+2.289*\log_{10}(\pi*\text{BHD}))})/1000$

A Österreich
 CZ Tschechische Republik
 D Deutschland
 DDR Deutsche Demokratische Republik
 F Frankreich
 FIN Finnland
 FW Feinwurzel
 NI Niedersachsen
 NL Niederlande
 OB oberirdische Biomasse
 S Schweden
 UK Vereinigtes Königreich von Großbritannien und Nordirland

